
2

Expositions aux pesticides

L'exposition professionnelle aux pesticides, présente ou passée, touche en France une population très nombreuse. Aux 5,6 millions de personnes touchant actuellement une prestation de la Mutualité Sociale Agricole (salariés, exploitants, ayants droit dont enfants, retraités) qui est ou a été potentiellement exposée (directement ou indirectement, sur des périodes plus ou moins longue de leur vie), il convient d'ajouter de nombreux autres professionnels tels que les personnes en charge de l'entretien des voiries et voies ferrées, des espaces communaux, des terrains de sports et de loisirs, de la désinsectisation des locaux, de l'hygiène publique ou des soins vétérinaires, les jardiniers et les paysagistes, ou encore les personnes intervenant dans le traitement des bois ou dans la manipulation de bois traités. Les expositions en milieu professionnel interviennent lors de différentes tâches ou circonstances qui seront décrites dans la première partie du chapitre.

Le nombre de personnes concernées par des expositions non professionnelles (jardinage, bricolage, usage domestique, résidence au voisinage de zones traitées par des pesticides...) est encore plus important. La contamination de l'environnement est le résultat de l'ensemble de ces utilisations, professionnelles et domestiques, et l'exposition susceptible de concerner la population générale peut donc provenir de la contamination de différents milieux : le sol avec le dépôt du produit, l'air extérieur et intérieur, l'eau (de surface et souterraine) et l'alimentation (eau, végétaux et animaux) (Afsset, 2010).

Les contaminations empruntent trois voies principales d'exposition (cutanée, orale, et respiratoire) qui seront présentées pour la population agricole et générale.

En milieu professionnel agricole, les circonstances d'exposition aux pesticides ne concernent pas seulement les phases d'épandage du produit, mais aussi de nombreuses tâches depuis l'achat du produit jusqu'à son utilisation et son éventuelle dégradation dans l'environnement. Il est possible de résumer les principales situations à risque en trois phases (Acta et Réseau Agriprotect, 2006).

Les produits, généralement présentés sous forme concentrée lors de l'achat, dans des sacs ou des bidons, peuvent contaminer le manutentionnaire, le véhicule de transport (faisant parfois office de véhicule familial) et le lieu de stockage, souvent contigu au domicile familial. Les normes actuelles préconisent le stockage des pesticides dans des locaux spécifiques et fermés. Au cours des phases d'achat, de transport ou de stockage, les contaminations potentielles peuvent résulter de fuites, d'incidents (chute, déchirement des emballages,...), de la souillure du matériel de transport ou d'autres objets, ou des conditions de stockage de produits partiellement utilisés... Certaines évolutions ont eu lieu concernant la mise à disposition des produits commerciaux : contenants plus hermétiques, manutention facilitée, évolution des formulations, cependant ces risques restent présents.

Toute utilisation de pesticide nécessite de manipuler le produit commercial contenant la ou les substances actives concentrées pour généralement le diluer dans l'appareil servant à son application (cuve tractée, pulvérisateur à dos) ou dans une cuve intermédiaire... L'ouverture du contenant peut entraîner des accidents et de fortes contaminations, qu'il s'agisse de produits liquides ou solides. Le versement du produit dans la cuve est aussi une situation délicate pouvant exposer directement l'opérateur (projections, vapeurs, débordement...), ou indirectement en souillant le matériel ou les zones de préparation qui deviennent alors des zones propices à une contamination ultérieure. Une étude menée dans le Calvados lors de l'utilisation d'isoproturon (herbicide utilisé sur les cultures de blé et d'orge) a montré qu'en grandes cultures, environ les trois quarts de la contamination cutanée totale survenaient lors des phases de préparation et de mélange des bouillies d'épandage (Lebailly et coll., 2009). Cette contamination était d'autant plus importante que le nombre de phases de préparation des bouillies était grand, la conception du pulvérisateur mal adaptée, et les incidents techniques nombreux (débordements, débouchage de buses...).

Alors que les phases de préparation ne durent généralement que quelques dizaines de minutes, les phases d'application du produit durent plusieurs heures dans une même journée. La contamination se produit alors en raison du devenir du produit dans la zone traitée, et du contact du travailleur avec diverses surfaces contaminées par le produit. À l'inverse des grandes cultures, les expositions durant la phase d'épandage en viticulture, en arboriculture ou en serres sont généralement supérieures à celles pendant les phases de préparation (Baldi et coll., 2006). Le type de matériel utilisé est également une variable importante dans le degré de contamination de l'opérateur (Tielemans

et coll., 2007). Certaines activités connexes, comme le déploiement des buses, le débouchage de buses, ou des interventions lors de ruptures de tuyaux... peuvent entraîner des expositions majeures.

Enfin, la phase de nettoyage du matériel après l'utilisation entraîne également des contaminations importantes. Après vidange du fond de cuve, qui peut souiller l'aire de lavage, l'activité de nettoyage s'accompagne de projections d'eau contenant encore la substance active et contraint l'opérateur à un contact direct avec le matériel souillé.

D'autres manipulations engendrent également des contaminations potentielles comme par exemple, une mise en sac de semences traitées.

La part des différentes phases de travail mentionnées ci-dessus dans la contamination de l'utilisateur est difficile à évaluer car elle dépend de nombreux paramètres : type de cultures traitées, le matériel, l'organisation du travail sur l'exploitation, l'expérience de l'utilisateur...L'appréciation des niveaux d'exposition lors de ces tâches et la connaissance de leurs déterminants nécessitent la réalisation d'études de terrain.

Les pesticides épandus restent présents sur les végétaux, le sol, le matériel (Ramwell et coll., 2005) ou les bâtiments durant un temps plus ou moins long selon la rémanence de la matière active dans les différents milieux et des conditions météorologiques dans les heures et jours qui suivent le traitement. La réglementation française a défini par un arrêté du 12 septembre 2006 des délais de ré-entrée (travail sur zones traitées) variables en fonction des matières actives utilisées (tableau 2.I).

Phrases de risque (au moins une des)	Délais de ré-entrée
Aucune	6 heures en milieu aéré 8 heures dans des locaux fermés (ex : serres)
R36 R38 R41	24 heures
R42 R43	48 heures

R36 : irritant pour les yeux ; R38 : irritant pour la peau ; R41 : risques de lésions oculaires graves ; R42 : peut entraîner une sensibilisation par inhalation ; R43 : peut entraîner une sensibilisation par contact de la peau

Cependant, ces délais, essentiellement basés sur l'observation d'effets aigus (respiratoires, cutanés) n'intègrent pas les éventuels effets chroniques liés à des expositions cumulées à ces substances. Une étude menée dans les serres

au Canada, a montré que les travailleurs ré-entrant dans les cultures étaient exposés de façon non négligeable aux pesticides (Samuel et coll., 2002). Les personnes effectuant des tâches au contact de cultures préalablement traitées par des pesticides (taille, récolte...) n'ont généralement pas conscience de leurs expositions et du risque potentiel associé à ces expositions. Ils méconnaissent les substances utilisées préalablement aux tâches qu'ils effectuent. De ce fait, ils ne portent le plus souvent aucun équipement de protection individuel (EPI).

L'utilisation d'EPI lors des tâches exposantes est largement recommandée par les préventeurs depuis de nombreuses années ; il peut s'agir de gants, combinaisons, masques, bottes... Si ces équipements sont censés protéger l'utilisateur en formant une barrière entre les pesticides et le corps humain, plusieurs études ont montré que leur port n'assurait pas toujours pleinement ce rôle. Ainsi, en serres, il a été montré de réelles expositions cutanées aux pesticides même lors du port de gants (Lander et coll., 1992). De même, dans une étude en milieu viticole en France (Pestexpo) (Baldi et coll., 2006 et 2012 ; Lebailly et coll., 2009), l'étendue des niveaux d'exposition entre travailleurs protégés par une combinaison et non protégés montrait de larges recouvrements, suggérant une efficacité limitée des équipements de protection individuelle. Ceci pourrait s'expliquer, en partie, par une contamination préalable des combinaisons lors des traitements successifs réalisés au cours d'une saison. Le port d'un ou de plusieurs EPI engendre pour le travailleur un sentiment de protection efficace. Se sachant protégé, il peut alors être amené à prendre des risques supplémentaires. À l'inverse, des travailleurs ne portant pas ces équipements peuvent avoir développé des savoir-faire de prudence (Garrigou et coll., 2008), ce qui pourrait expliquer des niveaux de contamination plus faibles que chez des personnes protégées. Suite à une note d'alerte relative à l'inefficacité des combinaisons de protection portées par des salariés à l'occasion de traitements phytosanitaires, rédigée par deux scientifiques de l'université de Bordeaux, la Direction générale du travail a saisi l'Anses pour dresser un constat objectif de l'efficacité de la protection chimique des combinaisons dites de type 3 et de type 4 (c'est-à-dire les combinaisons étanches aux liquides ou aux pulvérisations) au travers d'essais de laboratoire. Une première campagne d'essais de conformité de ces tenues a été réalisée. Une deuxième phase d'essais comprend des tests de résistance à la perméation. L'ensemble de ces résultats et des recommandations de l'agence sont attendus au cours de l'année 2013. À ce jour, l'absence de protection suffisante de certains EPI ou leur non adaptation aux réalités de terrain rend complexe le message apporté aux applicateurs. Il faut noter par ailleurs que certaines situations de travail sont difficilement compatibles

avec le port d'EPI comme les activités ayant lieu pendant de fortes chaleurs et/ou de forts taux d'humidité (c'est le cas par exemple dans les Dom/Tom). De plus, l'image renvoyée par un agriculteur revêtu d'une protection intégrale est généralement perçue négativement par la population et est en elle-même un frein à l'usage systématique des EPI.

Certains tracteurs sont équipés de cabines destinées à isoler l'opérateur au cours des traitements. Toutefois, la conception même de ces machines peut conduire à de mauvais résultats sur le terrain. Une étude d'ergotoxicologie en viticulture sur une dizaine de tracteurs équipés de cabines et utilisés lors de traitements, a montré que toutes étaient volontairement ouvertes (Mohammed-Brahim, 1996). Le produit utilisé recouvrait les vitres des cabines, obligeant les opérateurs à les ouvrir pour visualiser leur cheminement. D'autres études (Grimbuhler et coll., 2009) ont montré que ces cabines, même fenêtres fermées, étaient rarement étanches : elles présentent parfois des ouvertures importantes réalisées pour faciliter l'accès à certaines commandes techniques du tracteur. Il a été également montré que les filtres sont parfois peu efficaces et rarement renouvelés. La conception du matériel agricole (tracteurs, pulvérisateurs...) doit donc prendre en compte, non seulement l'intérêt technico-économique des exploitations agricoles ou des entreprises spécialisées (rapidité des interventions, coût d'exploitation...), mais aussi, de manière plus approfondie, la protection de l'utilisateur : commandes du pulvérisateur accessibles dans la cabine, filtres et joints efficaces, accès aux cuves pour le remplissage facilité, capteur de remplissage... Ces éléments techniques doivent être pris dans leur ensemble et confrontés aux réalités organisationnelles de l'activité agricole associant les fabricants, les professionnels de la santé agricole, les ergonomes, les agronomes...

Les contaminations lors des phases de réentrée ou suite au contact avec des surfaces souillées restent largement méconnues des utilisateurs et n'ont pas bénéficié à ce jour de programme de prévention ou de recommandation spécifique en dehors de la réglementation sur les délais de réentrée citée plus haut.

Diverses études ont mis en avant l'alimentation, la proximité du lieu de résidence avec un champ agricole, l'utilisation à domicile ou encore l'apport au domicile de résidus de pesticides par les personnes exposées professionnellement (Bouvier et coll., 2005) comme des activités ou des situations potentielles d'exposition. Par exemple, un contact avec des résidus présents dans les poussières des logements (ou l'ingestion des poussières lors du comportement main-bouche des enfants), avec des animaux domestiques traités par

des antiparasitaires, ou encore avec les vêtements contaminés lors d'un traitement sont des situations potentiellement exposantes.

La contamination des aliments ou de l'eau de boissons par des résidus de pesticides est bien établie et participe à l'exposition de la population générale. En France métropolitaine, en 2007, la présence de pesticides dans l'eau (rivières, nappes) est généralisée : 91 % des points de contrôle des cours d'eau et 59 % des points de contrôle des eaux souterraines présentent des traces de pesticides (Commissariat général au développement durable, 2010). Les réglementations européenne (Directive 98/83/E relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine) et française (article R.1321-2 du Code de la Santé Publique et arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine) fixent à 0,1 µg/l la concentration maximale pour chaque pesticide¹⁸ et à 0,5 µg/l la concentration maximale de l'ensemble des pesticides. Environ 18 % des points de contrôle des eaux de surface et 3,8 % des eaux souterraines ne respectent pas le taux maximal de 0,5 µg/l de pesticides. Globalement, les régions les plus touchées sont les zones viticoles et des grandes cultures céréalières. Les substances les plus fréquemment rencontrées aussi bien dans les cours d'eau que dans les eaux souterraines sont, dans la quasi-totalité des cas, des herbicides. Le pesticide le plus souvent retrouvé est l'atrazine ou son principal métabolite l'atrazine déséthyl. Ce pesticide très utilisé pour le désherbage du maïs (utilisation quasi systématique) est interdit depuis septembre 2003 (Miquel, 2003). Sa rémanence relativement longue notamment dans le compartiment aquatique et sa recherche régulière dans les différents points de contrôle expliquent ces résultats. Notons que le nombre de pesticides mesurés diffère de manière importante d'un point à l'autre. Par exemple, pour les eaux souterraines, sur un total de 1 963 stations d'observation, 199 ont mesuré entre 300 et 400 substances en 2007, et 266 en ont mesuré entre 10 et 50 (Commissariat général au développement durable, 2010). La présence de pesticides dans l'eau à une concentration supérieure à la norme conduit très souvent à des mesures correctives, comme le filtrage sur charbon actif, permettant la distribution d'eau potable conforme aux normes en vigueur.

Le dernier état des lieux de la conformité des eaux distribuées vis-à-vis des pesticides, réalisé par la Direction Générale de la Santé (DGS) du Ministère chargé de la Santé, en liaison avec les Agences régionales de santé montre qu'en 2010, 96,0 % de la population, soit 60,5 millions d'habitants, ont été alimentés par de l'eau en permanence conforme aux limites de qualité. Pour 2,51 millions d'habitants (soit moins de 4 % de la population française), l'eau du robinet a été au moins une fois non conforme au cours de l'année 2010.

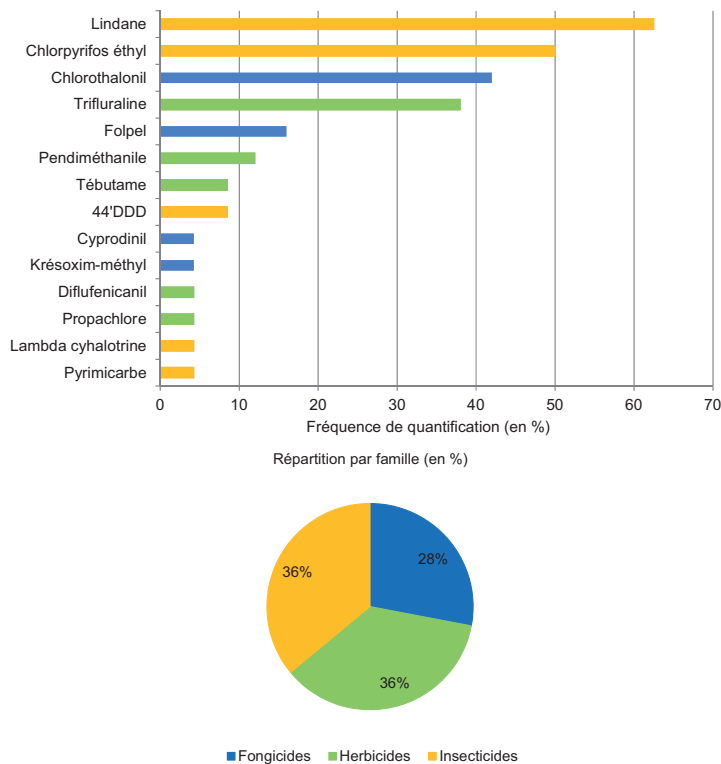
18. A l'exception des substances aldrine, dieldrine, heptachlore et heptachlorépoxyde pour lesquelles la limite de qualité est fixée à 0,03 µg/l par substance active.

Dans la plupart de ces cas de non-conformité, les dépassements des limites de qualité ont été limités et n'ont jamais dépassé la valeur sanitaire maximale¹⁹. Seulement 10 306 habitants ont été concernés par des restrictions de consommation. L'atrazine et ses métabolites (notamment l'atrazine-deséthyl) sont principalement à l'origine des dépassements de la limite de qualité de l'eau potable. Depuis plus de 10 ans, les restrictions d'utilisation de l'eau du robinet pour les usages alimentaires à cause de la présence de pesticides sont en constante diminution.

Dans le cadre de l'Étude de l'Alimentation Totale française (EAT2-2006-2010) visant à surveiller l'exposition alimentaire des populations à des substances d'intérêt en termes de santé publique, 283 pesticides ont été recherchés (comme pyrimiphos-méthyl, parathion, diméthoate...). Au terme de cette étude, l'Anses ne signale aucun dépassement de la valeur toxicologique de référence (VTR) pour les substances analysées (Anses, 2011). Très récemment, l'étude Sapotille a permis de caractériser l'exposition alimentaire aux résidus de pesticides de la population antillaise (Anses, 2012). Malgré des méthodologies différentes, ces résultats sont relativement proches de ceux observés dans l'étude d'alimentation totale (EAT2).

Plusieurs études suggèrent que les pesticides utilisés en agriculture et volatilisés dans l'atmosphère contaminent l'environnement et peuvent être par conséquent, une source importante d'exposition des populations habitant à proximité de zones agricoles ou même à de grandes distances (Teil et coll., 2004). En France, l'Ineris (2008) a analysé l'ensemble des mesures réalisées par les Associations agréées de surveillance de la qualité de l'air (AASQA) entre 2000 et 2006. Il a montré une importante saisonnalité avec une présence de pesticides dans l'air plus faible en hiver, et plus forte au printemps et en arrière-saison. Ces résultats montrent un lien important entre les activités d'épandage agricole et la présence de pesticides dans l'air extérieur. À titre d'illustration, des mesures de pesticides dans l'air ambiant ont été réalisées en Région Rhône-Alpes en zone arboricole dans le parc naturel régional du Pilat sur la campagne agricole 2008-2009 (AMPASEL, ASCOPARG, 2010). Le site de mesure était situé au centre d'un village à au moins 250 mètres des premières parcelles. Des cultures de céréales et de la viticulture sont également présentes sur la zone. L'étude s'est intéressée à 85 substances actives d'intérêt. Le glyphosate et les produits soufrés et cuivrés n'ont pas été pris en compte pour des raisons de limites techniques du laboratoire d'analyse. Les résultats des 25 prélèvements répartis sur l'année montrent la présence quantifiable au moins une fois dans l'air de 14 substances actives :

19. Concentration qui n'entraîne, sur la base des critères toxicologiques retenus et en l'état actuel des connaissances, aucun effet néfaste pour la santé, en cas d'ingestion pendant la vie entière d'une eau contenant un pesticide à une concentration inférieure ou égale à cette valeur



Le lindane, organochloré persistant interdit depuis 1998, est la substance retrouvée le plus grand nombre de fois. Cette présence est attribuée à une re-volatilisation depuis les sols ou les boiseries, ou à des apports d'autres pays. Le 44'DDD, un dérivé du DDT, est également retrouvé mais dans une moindre mesure. Le DDT a été interdit en 1974.

Les insecticides sont quantifiés principalement entre les mois de mai et août. Excepté le lindane et le 44'DDD qui sont interdits, les autres insecticides mesurés sont des substances habituellement utilisées en arboriculture sur le secteur : chlorpyrifos-éthyl, pyrimicarbe.

Les herbicides recensés comme utilisés dans le secteur sur les pommiers (2,4D, oryzalin et propyzamide) n'ont pas été retrouvés dans l'air du site de mesure. À l'inverse, on note la présence d'autres substances généralement utilisées dans les cultures céréalières : trifluraline, tébutame, propachlore, pendiméthanile et diflufénicanil. Les faibles concentrations mesurées indiqueraient que ces substances proviennent de sites lointains.

Concernant les fongicides quantifiés le folpel est mesuré à des valeurs particulièrement importantes, jusqu'à $53,5 \text{ ng.m}^{-3}$. Bien qu'homologuée, cette substance n'est pas utilisée sur les pommes et les poires dans ce secteur. Elle proviendrait du traitement des vignes. De même, la présence du chlorotalonil, non homologué en arboriculture, serait due à son usage sur d'autres cultures (blé). Les deux autres fongicides quantifiés, le krésoxym-méthyl et le cyprodinil sont les seuls à être utilisés sur les pommiers. La présence des fongicides dans l'air est constatée entre les mois de mai et de juillet. Les auteurs indiquent que le thirame et le captane, fongicides les plus utilisés sur les pommiers (en tonnage), ne sont pas quantifiés dans l'air du site de mesure. Le thirame présente un rendement d'extraction faible ce qui pourrait engendrer une sous-estimation.

De manière générale, les limites techniques des mesures (méthodes de prélèvement, rendement d'extraction, limites de détection et de quantification) couplées à la méconnaissance des effets potentiels sur la santé des niveaux des différentes substances mesurées (absence de valeur seuil réglementaire) rendent les interprétations de ces mesures délicates. Elles permettent cependant de constater la présence de certains pesticides pourtant interdits depuis de nombreuses années, de pesticides utilisés sur d'autres cultures que les pommes et appliqués sur des sites assez éloignés et de constater une évolution temporelle des concentrations avec des pics au printemps et au début de l'été.

L'utilisation de pesticides à domicile apparaît aussi comme une source non négligeable d'exposition. Des concentrations plus élevées de pesticides sont retrouvées dans les poussières des résidences (Colt et coll., 2004 ; Quirós-Alcalá et coll., 2011) et dans les urines d'adultes (Kieszak et coll., 2002) lorsque des utilisations à domicile de pesticides ont été déclarées. En zone urbaine à New York, des niveaux plus élevés de pesticides dans l'air intérieur ou l'air exhalé ont été mesurés parmi des femmes ayant déclaré une utilisation de pesticides sous forme de spray/bombe comparées à celles n'ayant déclaré aucune utilisation (Whyatt et coll., 2003 et 2007 ; Williams et coll., 2008).

Une source potentielle d'exposition aux pesticides également évoquée est l'apport sur le lieu de résidence par les occupants utilisant des pesticides au travail comme les agriculteurs. Gunier et coll. (2011) ont rapporté une association positive entre le niveau de chlorpyrifos dans les poussières de l'habitat et la présence d'un occupant travaillant en tant qu'ouvrier agricole. Curl et coll. (2002) ont observé une corrélation positive entre les niveaux urinaires des métabolites de l'azinphos-méthyl (organophosphoré) des enfants et ceux de leurs parents agriculteurs et avec les niveaux d'azinphos-méthyl dans les poussières.

Qu'il s'agisse d'activités professionnelles ou non, les contaminations aux pesticides, c'est-à-dire l'introduction des substances dans le corps, ont lieu selon trois voies d'exposition : la voie cutanée (et oculaire), la voie digestive (ou orale) et la voie respiratoire.

Les études d'exposition en champ ont démontré de longue date qu'en milieu professionnel, la principale voie d'exposition est l'exposition cutanée. Ainsi dès 1962, l'exposition cutanée au DDT durant le traitement des pommes était évaluée à 271 mg/homme/heure et l'exposition respiratoire à 0,12 mg/homme/heure (Durham et Wolfe, 1962). Ultérieurement, une étude comparant les expositions lors de traitements par les pesticides en milieu ouvert a montré que l'exposition cutanée était, au moins, cent fois supérieure à l'exposition par inhalation (Bonsall, 1985). De même, une étude mesurant les expositions aux organophosphorés et aux pyréthrinoïdes de synthèse (des insecticides) dans des plantations de tomates sous serre (Adamis et coll., 1985), a confirmé l'importance de l'exposition cutanée. Cette exposition n'était pas homogène selon les zones du corps et dépendait notamment des tâches effectuées. Les applicateurs présentaient une contamination sur les mains, les bras et les jambes, dont l'importance dépendait de la méthode d'application des pesticides. Les autres travailleurs étaient exposés (par les taches de ré-entrées) principalement sur les mains et dans une moindre mesure sur les jambes.

Différentes méthodes ont été proposées pour évaluer les expositions aux pesticides lors de leur application en agriculture (OECD, 2002). La plus simple, semi-quantitative, consiste à utiliser des produits fluorescents ou des colorants mélangés aux pesticides afin de visualiser les variations de l'exposition cutanée selon les zones corporelles. Cette méthode, très visuelle car couplée à des analyses d'images, a pu être utilisée à des fins de sensibilisation et de prévention, (Fenske et coll., 1986 ; Fenske, 1990).

Les méthodes de mesure utilisant des patchs (principalement des tissus ou matières absorbantes composés de coton ou d'alpha-cellulose) répartis sur le corps ou sur les vêtements de travail, permettent une estimation quantitative de la contamination externe cutanée des opérateurs. En respectant un protocole adéquat, les quantités de pesticides déposées sur ces patchs après l'activité agricole étudiée sont mesurées en laboratoire. Cette méthode permet, entre autres, de comparer les expositions selon les différentes zones corporelles, de mettre en évidence la capacité, ou non, des EPI à diminuer les risques d'exposition à différentes substances, ou bien encore de comparer les matériels d'épandage ou les méthodes de travail. Pour évaluer l'exposition totale, il est cependant nécessaire de procéder à des extrapolations basées sur les surfaces

des différentes zones du corps. Des différences significatives d'exposition selon les zones anatomiques ont été relevées, ainsi qu'une hétérogénéité des mesures selon les individus d'un même groupe de travailleurs (Fenske, 1990). Le recours à des combinaisons intégrales est la seconde méthode qui permet la quantification de la contamination externe. Le vêtement est généralement découpé selon les différentes parties du corps afin d'obtenir des analyses selon les zones anatomiques. L'exposition des mains peut être estimée après lavage avec différents solvants (eau seule ou additionné de tiers solvants type isopropanol, tensioactifs...) ou gants en coton.

Ces mesures d'exposition donnent une bonne estimation de la contamination externe des opérateurs. Mais elles ne peuvent refléter les propriétés de rétention de la peau qui dépendent d'une part des caractéristiques physico-chimiques des pesticides et d'autre part des caractéristiques individuelles (sudation, dilatation des vaisseaux sanguins par fortes chaleurs...). Elles ne prennent pas en compte les caractéristiques d'absorption des matières actives par la peau. Des indices caractérisant l'absorption dermique selon le type de pesticides peuvent être utilisés pour déterminer une dose de contamination interne.

Cette voie d'exposition est également pertinente pour les utilisations domestiques (jardinage, domicile...).

En milieu professionnel, l'exposition par voie digestive peut être liée au fait de manger, de boire ou de fumer avec des mains contaminées. Elle peut également se produire chez les sujets onychophages. Par ailleurs, certaines interventions telles que le débouchage de buse en soufflant directement dans le matériel défectueux et le non respect des règles d'hygiène (lavage après les traitements, lavage des gants avant de les enlever...) peuvent entraîner également un risque de contaminations par voie orale. Si ces événements peuvent contribuer de manière non négligeable aux expositions totales aux pesticides (Cherrie et coll., 2006), ils sont en revanche difficiles à estimer au niveau des populations en raison de la grande variabilité individuelle de ces pratiques.

En population générale, en revanche, la voie orale est habituellement considérée comme la voie d'exposition la plus importante même si la part respective des différentes voies d'exposition est encore incertaine (Pang et coll., 2002 ; Clayton et coll., 2003 ; Morgan et coll., 2005). Elle est due à l'ingestion d'aliments ou de boissons contenant des résidus de pesticides.

Une étude dans le Maryland, réalisée à partir de la *National Human Exposure Assessment Survey*, a rapporté une corrélation positive entre les niveaux de chlorpyrifos (insecticide organophosphoré) dans les aliments et les niveaux

urinaires de TCPy (3,5,6-trichloro-2-pyridinol, principal métabolite du chlorpyrifos et du méthyl-chlorpyrifos) chez les enfants (Macintosh et coll., 2001). Également aux États-Unis (Curl et coll., 2003 ; Lu et coll., 2006), une diminution du niveau de métabolites d'insecticides organophosphorés a été observée dans les urines d'enfants avec un régime alimentaire constitué d'aliments d'origine biologique comparé à un régime alimentaire classique.

L'utilisation des pesticides organochlorés a pratiquement disparu en France dans les usages agricoles et domestiques en raison de leur toxicité potentielle et de leur grande persistance. La plupart des molécules correspondantes a été bannie en Europe, et plusieurs font partie des substances bannies au niveau international par la convention de Stockholm. Cependant, certaines molécules comme le DDT continuent d'être utilisées dans le cadre d'usages spécifiques (comme la lutte anti-malaria) dans certaines régions du monde. Compte tenu de la bioaccumulation de ces molécules dans les graisses animales, l'exposition actuelle de la population générale en Europe est essentiellement d'origine alimentaire *via* la consommation de poissons, viandes, lait et produits laitiers (Anses, 2011 ; Gasull et coll., 2011).

En milieu professionnel, l'exposition aux pesticides par inhalation concerne plus particulièrement certaines conditions spécifiques, comme l'usage de la fumigation, la préparation ou l'application dans les milieux fermés (serres, silos, bâtiment d'élevage...). Il a été calculé que l'exposition respiratoire représentait de 7 à 9 % de l'exposition totale chez des applicateurs de Fosétyl-Aluminium (un fongicide) dans des serres, une part qui ne peut être considérée comme négligeable (Fenske et coll., 1987). Certaines formulations, telles que les poudres, sont également plus susceptibles de se disperser par voie aérienne et de pénétrer dans l'arbre bronchique. Ceci peut notamment se produire lors des phases de préparation. La mesure des expositions par voie respiratoire est difficile à mettre en œuvre. Elle nécessite d'évaluer la fraction respirable, c'est-à-dire l'ensemble des éléments susceptibles d'être entraînés dans le nez ou la bouche, sachant qu'une partie atteindra effectivement les alvéoles pulmonaires (et circulera ensuite rapidement dans le système sanguin) et qu'une autre sera conservée dans les voies aériennes supérieures ou ingérée (Vincent et Mark, 1987). Du type de pesticide considéré dépendra le type de matériel de mesure : filtres et matériaux absorbants (cellulose, charbon actif, résines)... Enfin, les caractéristiques individuelles sont susceptibles de moduler les expositions respiratoires : taux de ventilation, capacité à l'effort physique...

En population générale, il est difficile de connaître précisément les niveaux d'exposition liés aux pesticides présents dans le compartiment aérien. Il n'existe pas de recueil systématique et exhaustif des pesticides présents dans l'air. Il n'existe pas non plus de valeur réglementaire concernant les

concentrations en pesticides dans l'air extérieur. Cette voie d'exposition est relativement peu étudiée, pourtant l'exposition à proximité des lieux d'épandage est considérée comme non négligeable (InVS, 2006). Dans des familles d'agriculteurs, des niveaux plus élevés de résidus de pesticides dans les poussières de maison (Lu et coll., 2000 ; Fenske et coll., 2002 ; Quandt et coll., 2004) et/ou dans les urines d'enfants (Loewenherz et coll., 1997 ; Lu et coll., 2000) ont été retrouvés dans les résidences les plus proches de zones agricoles. Ward et coll. (2006), en Iowa, ont par exemple montré une relation directe entre la probabilité de détecter un ou plusieurs herbicides agricoles dans les poussières de l'habitat et la superficie de cultures de maïs et de soja dans un rayon de 750 m autour du lieu de résidence. De même en Californie, deux études (Harnly et coll., 2009 ; Gunier et coll., 2011) ont mis en évidence une association positive entre les niveaux de pesticides dans les poussières de maison et les mesures d'exposition aux pesticides agricoles basées sur la superficie de champs agricoles et/ou les quantités de pesticides utilisés sur les champs autour du lieu de résidence.

Le programme Expope (Laboratoire d'hygiène et de santé publique Paris V et Ineris) a mesuré entre 2001 et 2004 l'exposition non alimentaire aux pesticides chez 41 adultes et 130 enfants. Des mesures dans l'air intérieur, les poussières, dans les urines et sur les mains ont été effectuées. Les résultats montrent de très faibles corrélations entre les mesures environnementales et le dosage urinaire des pesticides, les auteurs suggérant une plus grande importance de la voie d'exposition alimentaire par rapport à la voie respiratoire pour la population générale.

Le dosage des substances actives ou de leurs métabolites dans une matrice biologique (sang, urine...) vise à disposer d'une estimation de l'exposition intégrant l'ensemble des voies de contamination. Sous réserve que la matrice biologique employée soit adaptée aux caractéristiques cinétiques et métaboliques de la substance à doser, on admet que la concentration d'une substance dans cette matrice, est un indicateur de la charge corporelle de la substance à un instant donné. La pertinence d'une mesure ponctuelle est conditionnée par la demi-vie de la substance dans la matrice considérée, et par les circonstances temporelles de l'exposition, y compris la fréquence. Par exemple, la mesure de l'exposition professionnelle à une substance à demi-vie courte excrétée par les urines sera pertinente si elle est effectuée en fin de poste de travail et/ou de période de travail exposant à la substance considérée. Dans le cas d'une exposition environnementale (hors contexte professionnel) et pour une substance toujours à courte durée de vie et excrétée par les urines, une mesure ponctuelle n'est pertinente que si l'on assume une exposition quotidienne ou régulière. Pour des substances à durée de vie prolongée, la

pertinence de la mesure ponctuelle dépendra de la demi-vie mais aussi de la fréquence d'exposition.

Ce type de mesures a été réalisé dans le cadre de programmes de surveillance des populations, dans certaines campagnes de prévention ou d'études épidémiologiques à visée étiologique.

Aux États-Unis, le programme national de surveillance de la santé et de l'alimentation (*National Health and Nutrition Examination Survey*, NHANES) a recueilli des urines dans un échantillon de la population générale sur la période 1999-2004 afin de mesurer 6 dialkylphosphates (DAP), métabolites communs à de nombreux insecticides organophosphorés (Barr et coll., 2011). Sur la période 2003-2004, le DMTP (diméthylthiophosphate) est le DAP le plus souvent détecté avec une moyenne de 2,3 µg/l. Les résultats montrent une diminution de l'exposition aux organophosphorés entre les trois enquêtes (entre 1999 et 2004) ; les populations d'adolescentes et de personnes âgées sont les plus exposées aux organophosphorés.

Dans l'esprit des conclusions de la Conférence européenne sur la biosurveillance humaine organisée à Paris en novembre 2008²⁰, plusieurs programmes nationaux de biosurveillance ont été mis en place en Europe incluant l'étude des expositions aux pesticides (BEH, 2009). En France, l'InVS, en charge de ce programme, a mis en place une étude sur l'exposition de la population française aux substances chimiques de l'environnement (Fréry et coll., 2011), avec un volet qui inclut les expositions aux pesticides. Des mesures de concentrations sériques et urinaires (molécules mères et métabolites) ont été réalisées pour trois familles d'insecticides : les organochlorés, les organophosphorés et les pyréthriinoïdes. Les premiers résultats (Fréry et coll., 2010) montrent que les organochlorés (HCB, α HCH, β HCH, γ HCH (lindane), DDT, DDE), sont présents chez l'ensemble des sujets de l'étude ou presque à l'exception du lindane, détecté chez 7 % des individus. Les métabolites dialkylphosphates (DAP, 6 métabolites mesurés) ont été retrouvés dans plus de 90 % des échantillons urinaires et les métabolites des pesticides pyréthriinoïdes (5 métabolites mesurés) ont été retrouvés dans plus de 80 % des échantillons.

En Bretagne, une région à forte activité agricole, la cohorte Pélagie avait pour objectif d'évaluer le niveau d'imprégnation des femmes enceintes aux pesticides et leur impact potentiel sur le fœtus et son développement (Chevrier et coll., 2009). Les pesticides étudiés sont des herbicides de la famille des triazines (atrazine, simazine,...) et des insecticides organophosphorés d'usage agricole ou non agricole. Les résultats indiquent la présence de traces de pesticides dans la majorité des urines des femmes enceintes (44 molécules ont été quantifiées et retrouvées dans 1 à 84 % des échantillons). Les 10 molécules les plus fréquentes sont des insecticides organophosphorés. Des traces d'atrazine

(molécules mère et métabolites) sont retrouvées dans les prélèvements d'une minorité de femmes (5 %), reflétant la persistance environnementale de ses produits de dégradation.

En Guadeloupe, dans le cadre d'études épidémiologiques destinées à caractériser l'impact sanitaire des pesticides organochlorés, des données ont été colligées auprès de différentes sous-populations. Qu'il s'agisse d'hommes adultes (20 à 90 ans), de femmes en âge de se reproduire (17 à 46 ans) ou de nouveau-nés, le chlordécone est apparu comme le pesticide organochloré le plus fréquemment détecté dans le sang (jusqu'à 90 % chez des hommes adultes) et aux concentrations les plus élevées (jusqu'à 104 µg/l) (Guldner et coll., 2011). La pollution des sols par le chlordécone (conséquence de son emploi pour lutter contre le charançon du bananier) est à l'origine de la contamination de nombreuses denrées alimentaires locales animales et végétales, expliquant la contamination de la population dans son ensemble. Bien que ce pesticide ne soit plus employé depuis 1993, les anciens travailleurs de la banane ayant été en contact professionnel avec le chlordécone, présentent de nos jours les concentrations plasmatiques les plus élevées. Cela témoigne du caractère persistant de ce pesticide dans l'organisme.

Citons également une étude américaine, menée dans l'Iowa sur une population issue de l'*Agricultural Health Study*, qui a comparé les taux urinaires des métabolites de l'atrazine, du métolachlore, du glyphosate et du chlorpyrifos chez les enfants et les parents agriculteurs ou non (Cuwin et coll., 2007). Les niveaux d'atrazine sont plus élevés chez les parents agriculteurs et leurs enfants comparés à ceux chez les non agriculteurs. Les concentrations de chlorpyrifos sont également plus élevées chez les agriculteurs que chez les non agriculteurs alors que les concentrations de métolachlore et de glyphosate sont similaires dans les deux populations. Concernant les enfants d'agriculteurs, ils ne présentent pas des taux significativement plus élevés de métolachlore, chlorpyrifos et glyphosate, mais cette augmentation est significative pour l'atrazine et le chlorpyrifos quand leur père a manipulé ces pesticides avant les prélèvements.

En conclusion, les risques d'exposition liés à l'utilisation des pesticides en milieu agricole concernent plusieurs situations au cours des tâches professionnelles (stockage, préparation, épandage, et nettoyage des cuves...). Les phases de risque d'exposition liées à l'usage des pesticides sont similaires dans les autres milieux professionnels (dératisation, traitement des espaces verts, des voiries...). En milieu agricole, les tâches de ré-entrées dans les champs traités ou de contact avec des surfaces contaminées sont des situations exposantes qu'il faut davantage prendre en compte et étudier. Pour ces tâches, la conscience du risque est faible (peu ou pas d'informations sur les produits utilisés) et est accompagnée d'une absence de port d'équipement de protection. En population générale, l'exposition provient à la fois de produits à usage professionnel (agricole ou d'autres secteurs) dont les résidus contaminent l'eau, l'air ou les

aliments, mais aussi de produits utilisés par les particuliers dans le domicile, dans le jardin, ou sur les animaux domestiques. La contamination de l'homme par les pesticides passe par trois voies d'exposition (cutanée, orale, et respiratoire). En milieu agricole, l'exposition cutanée aux pesticides est considérée comme la voie majeure de pénétration des pesticides. Dans la population générale, il est généralement admis que la voie d'exposition alimentaire est la voie d'exposition prédominante mais les autres voies de contamination, l'exposition par diffusion aérienne lors d'usages à domicile ou résultant de la volatilisation et du transport de pesticides utilisés en zones agricoles sont encore trop peu étudiées.

ACTA, RÉSEAU AGRIPROTECT. Grille d'identification des sources d'exposition aux produits phytopharmaceutiques (incidents, dysfonctionnement) et des solutions pour minimiser le risque pour le manipulateur. 2006

ADAMIS Z, ANTAL A, FUZESI I, MOLNAR J, NAGY L, SUSAN M. Occupational exposure to organophosphorus insecticides and synthetic pyrethroid. *Int Arch Occup Environ Health* 1985, **56** : 299-305

AMPASEL, ASCOPARG. Suivi des pesticides dans l'air ambiant. Mesures réalisées en 2008-2009 en zone arboricole dans le Pilat (42) et dans le parc national des Ecrins (38). 2010

ANSES. Étude de l'alimentation totale française 2 (EAT 2) Tome 2 Résidus de pesticides, additifs, acrylamide, hydrocarbures aromatiques polycycliques Avis de l'Anses Rapport d'expertise. 2011

ANSES. Evaluation de l'exposition alimentaire aux pesticides de la population antillaise - Etude Sapotille. Rapport d'étude scientifique de l'Anses, 2012

BALDI I, LEBAILLY P, JEAN S, ROUGETET L, DULAURENT S, MARQUET P. Pesticide contamination of workers in vineyards in France. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 2006, **16** : 115-124

BALDI I, LEBAILLY P, RONDEAU V, BOUCHART V, BLANC-LAPIERRE A, et coll. Levels and determinants of pesticide exposure in operators involved in treatment of vineyards: results of the PESTEXPO study. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 2012, **22** : 593-600

BARR DB, WONG LY, BRAVO R, WEERASEKERA G, ODETOKUN M, et coll. Urinary concentrations of dialkylphosphate metabolites of organophosphorus pesticides: National Health and Nutrition Examination Survey 1999-2004. *Int J Environ Res Public Health* 2011, **8** : 3063-3098

BEH. Biosurveillance humaine et santé environnementale. Hors-série, 16 juin 2009

48 BONSALL JL. Measurement of occupational exposure to pesticides. In : Occupational Hazards of Pesticide Use. TURNBULL GJ (ed). Taylor and Francis, London, 1985

BOUVIER G, SETA N, VIGOUROUS-VILLARD A, BLANCHARD O, MOMAS I. Insecticide urinary metabolites in nonoccupationally exposed populations. *J Toxicol Environ Health B Crit Rev* 2005, **8** : 485-512

CHEVRIER C, PETIT C, LIMON G, MONFORT C, DURAND G, CORDIER S. Biomarqueurs urinaires d'exposition aux pesticides des femmes enceintes de la cohorte Pélagie réalisée en Bretagne, France (2002-2006). *BEH* 2009, Hors-série : 23-27

CHERRIE JW, SEMPLE S, CHRISTOPHER Y, SALEEM A, HUGHSON GW, et coll. How important is inadvertent ingestion of hazardous substances at work? *Ann Occup Hyg* 2006, **50** : 693-704

CLAYTON AC, PELLIZZARI ED, WHITMORE RW, QUACKENBOSS JJ, ADGATE J, SEFTON K. Distributions, associations and partial aggregate exposure of pesticides and polynuclear aromatic hydrocarbons in the Minnesota Children's Pesticide Exposure Study (MNCPEs). *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2003, **13** : 100-111

COLT JS, LUBIN J, CAMANN D, DAVIS S, CERHAN J, et coll. Comparison of pesticide levels in carpet dust and self-reported pest treatment practices in four US sites. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2004, **14** : 74-83

COMMISSARIAT GÉNÉRAL AU DÉVELOPPEMENT DURABLE. Service de l'observation et des statistiques. Les pesticides dans les milieux aquatiques. Données 2007. *Études & Documents* juillet 2010, **26**

CURL CL, FENSKE RA, ELGETHUN K. Organophosphorus pesticide exposure of urban and suburban preschool children with organic and conventional diets. *Environ Health Perspect* 2003, **111** : 377-382

DGS. Bilan de la qualité de l'eau au robinet du consommateur vis-à-vis des pesticides en 2010, Ministère du travail, de l'emploi et de la santé, avril 2012. (consulté le 22 février 2013 sur www.sante.gouv.fr/eau-et-pesticides.html)

DURHAM WF, WOLFE HR. Measurement of the exposure of workers to pesticides. *Bull WHO* 1962, **26** : 75-91

FENSKE RA, WONG SM, LEFFINGWELL JT, SPEAR RC. A video imaging technique for assessing dermal exposure. II. Fluorescent tracer testing. *Am Ind Hyg Assoc J* 1986, **47** : 771-775

FENSKE RA, HAMBURGER SJ, GUYTON CL. Occupational exposure to fosetyl-Al fungicide during spraying of ornamentals in greenhouses. *Arch Environ Contam Toxicol* 1987, **16** : 615-621

FENSKE RA. Nonuniform dermal deposition patterns during occupational exposure to pesticides. *Arch Environ Contam Toxicol* 1990, **19** : 332-337

FENSKE RA, LU C, BARR D, NEEDHAM L. Children's exposure to chlorpyrifos and parathion in an agricultural community in central Washington State. *Environ Health Perspect* 2002, **110** : 549-553

FRÉRY N, SAOUDI A, GARNIER R, ZEGHOUN A, FALQ G, GULDNER L. Exposition de la population française aux polluants de l'environnement. Volet environnemental de l'Étude nationale nutrition santé. Premiers résultats. Saint-Maurice, Institut de veille sanitaire, septembre 2010, 12 p. (Disponible sur : www.invs.sante.fr)

FRÉRY N, SAOUDI A, GARNIER R, ZEGHNOUN A, FALQ G. Exposition de la population française aux substances chimiques de l'environnement. Saint-Maurice, Institut de veille sanitaire, 2011, 151 p. (Disponible sur : www.invs.sante.fr)

GARRIGOU A, BALDI I, DUBUC P. Apports de l'ergotoxicologie à l'évaluation de l'efficacité réelle des EPI : de l'analyse de la contamination au processus collectif d'alerte. *Pistes* 2008, **10** (1)

GASULL M, BOSCH DE BASEA M, PUIGDOMÈNECH E, PUMAREGA J, PORTA M. Empirical analyses of the influence of diet on human concentrations of persistent organic pollutants : a systematic review of all studies conducted in Spain. *Environ Int* 2011, **37** : 1226-1235

GRIMBUHLER S, DENIS A, HUGO E. Performance of agricultural cabs for protection against pesticides, AKAL Postdam, 8 et 9 mars, 2009

GULDNER L, SEURIN S, HÉRAUD F, MULTIGNER L. Exposition de la population antillaise au chlordécone. *BEH* 2011, 3-4-5

GUNIER RB, WARD MH, AIROLA M, BELL EM, COLT J, et coll. Determinants of agricultural pesticide concentrations in carpet dust. *Environ Health Perspect* 2011, **119** : 970-976

HARNLY ME, BRADMAN A, NISHIOKA M, MCKONE TE, SMITH D, et coll. Pesticides in dust from homes in an agricultural area. *Environ Sci Technol* 2009, **43** : 8767-8774

INERIS. Exploitation de la base de données « pesticides ». Rapport final, DRC-08-79914-08782A, Fabrice Marlière, Août 2008

INVS. Exposition aérienne aux pesticides des populations à proximité de zones agricoles. Bilan et perspectives du programme régional inter-Cire, 2006

KIESZAK SM, NAEHER LP, RUBIN CS, NEEDHAM LL, BACKER L, et coll. Investigation of the relation between self-reported food consumption and household chemical exposures with urinary levels of selected nonpersistent pesticides. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2002, **12** : 404-408

LANDER F, PIKE E, HINKE K, BROCK A, NIELSEN JB. Anti-cholinesterase agents uptake during cultivation of greenhouse flowers. *Arch Environ Contam Toxicol* 1992, **22** : 159-162

LEBAILLY P, BOUCHART V, BALDI I, LECLUSE Y, HEUTTE N, et coll. Exposure to pesticides in open-field farming in France. *Ann Occup Hyg* 2009, **53** : 69-81

LOEWENHERZ C, FENSKE RA, SIMCOX NJ, BELLAMY G, KALMAN D. Biological monitoring of organophosphorus pesticide exposure among children of agricultural workers in central Washington State. *Environ Health Perspect* 1997, **105** : 1344-1353

LU C, TOEPEL K, IRISH R, FENSKE RA, BARR DB, BRAVO R. Organic diets significantly lower children's dietary exposure to organophosphorus pesticides. *Environ Health Perspect* 2006, **114** : 260-263

LU C, FENSKE RA, SIMCOX NJ, KALMAN D. Pesticide exposure of children in an agricultural community : evidence of household proximity to farmland and take home exposure pathways. *Environ Res* 2000, **84** : 290-302

MACINTOSH DL, KABIRU C, ECHOLS SL, RYAN PB. Dietary exposure to chlorpyrifos and levels of 3,5,6- trichloro-2-pyridinol in urine. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2001, **11** : 279-285

MIQUEL G. Rapport sur la qualité de l'eau et de l'assainissement en France. Tome II – Annexes. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. N° 215, tome 2 (2002-2003). 2003 (Disponible sur : <http://www.senat.fr/rap/l02-215-2/l02-215-21.pdf>)

MOHAMMED-BRAHIM B. Du point de vue du travail ou comment sulfater la vigne autrement : approche ergotoxicologique du traitement phytosanitaire en viticulture. Mémoire de DESS d'ergonomie, Bordeaux, 1996

MORGAN MK, SHELDON LS, CROGHAN CW, JONES PA, ROBERTSON GL, et coll. Exposures of preschool children to chlorpyrifos and its degradation product 3,5,6-trichloro-2- pyridinol in their everyday environments. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2005, **15** : 297-309

OECD. Guidance document for the conduct of studies of occupational exposure to pesticides during agricultural application. OECD Series on Testing and Assessment 2002, No. 9, OECD Publishing

PANG Y, MACINTOSH DL, CAMANN DE, RYAN PB. Analysis of aggregate exposure to chlorpyrifos in the NHEXAS-Maryland investigation. *Environ Health Perspect* 2002, **110** : 235-240

QUANDT SA, ARCURY TA, RAO P, SNIVELY BM, CAMANN DE, et coll. Agricultural and residential pesticides in wipe samples from farmworker family residences in North Carolina and Virginia. *Environ Health Perspect* 2004, **112** : 382-387

QUIRÓS-ALCALÁ L, BRADMAN A, NISHIOKA M, HARNLY ME, HUBBARD A, et coll. Pesticides in house dust from urban and farmworker households in California : an observational measurement study. *Environ Health* 2011, **10** : 19

RAMWELL CT, JOHNSON PD, BOXALL AB, RIMMER DA. Pesticide residues on the external surfaces of field crop sprayers: occupational exposure. *Ann Occup Hyg* 2005, **49** : 345-50

SAMUEL O, ST-LAURENT L, DUMAS P, LANGLOIS É, GINGRAS G. Pesticides en milieu serricole : Caractérisation de l'exposition des travailleurs et évaluation des délais de réentrée. Études et recherches / Rapport R-315, Montréal, IRSST, 2002, 137 p

TEIL MJ, BLANCHARD M, CHEVREUIL M. Atmospheric deposition of organochlorines (PCBs and pesticides) in northern France. *Chemosphere* 2004, **55** : 501-514

TIELEMANS E, BRETVELD R, SCHINKEL J, DE JOODE BVW, KROMHOUT H, et coll. Exposure profiles of pesticides among greenhouse workers: implications for epidemiological studies. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 2007, **17** : 501-509

VINCENT JH, MARK D. Comparison of criteria for defining inspirable aerosol and the development of appropriate samplers. *Am Ind Hyg Assoc J* 1987, **48** : 454-457

WARD MH, LUBIN J, GIGLIERANO J, COLT JS, WOLTER C, et coll. Proximity to crops and residential exposure to agricultural herbicides in Iowa. *Environ Health Perspect* 2006, **114** : 893-897

WHYATT RM, BARR DB, CAMANN DE, KINNEY PL, BARR JR, et coll. Contemporary-use pesticides in personal air samples during pregnancy and blood samples at delivery among urban minority mothers and newborns. *Environ Health Perspect* 2003, **111** : 749-756

WHYATT RM, GARFINKEL R, HOEPNER LA, HOLMES D, BORJAS M, et coll. Within- and between-home variability in indoor-air insecticide levels during pregnancy among an inner-city cohort from New York City. *Environ Health Perspect* 2007, **115** : 383-389

WILLIAMS MK, RUNDLE A, HOLMES D, REYES M, HOEPNER LA, et coll. Changes in pest infestation levels, self-reported pesticide use, and permethrin exposure during pregnancy after the 2000-2001 U.S. Environmental Protection Agency restriction of organophosphates. *Environ Health Perspect* 2008, **116** : 1681-1688