

Les pâtures à proximité des voies routières sont-elles contaminées par les émissions des véhicules ? Premiers éléments de réponse

C. Ducoulombier, G. Rychen

Le trafic routier est à l'origine d'émissions polluantes du fait de la combustion de carburants fossiles et de l'utilisation de métaux comme catalyseurs pour la réduction des émissions de gaz. Ces contaminants, susceptibles de se déposer par retombée atmosphérique, sont-ils détectés dans les fourrages ?

RÉSUMÉ

Une synthèse des premiers résultats concernant les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), issus de la combustion des moteurs, et les composés des éléments du groupe du platine (PGE), émis par les pots catalytiques est ici présentée. La contamination est fonction de la proximité et de la nature des sources d'émissions, des propriétés physico-chimiques des polluants, des caractéristiques du végétal et de l'environnement du site. Les fourrages cultivés en bordure de route présentent des teneurs en polluants significativement supérieures en PGE et HAP ; l'exposition est maximale entre 0 et 150 m du bord de route. Il existe peu donc actuellement sur les taux de transfert de ces composés vers les produits agricoles (dont le lait) et sur leur métabolisation.

MOTS CLÉS

Environnement, fourrage, Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques, palladium, platine, pollution de l'air, qualité des produits, toxicité.

KEY-WORDS

Air pollution, environment, forage, palladium, platinum, polycyclic aromatic hydrocarbons, product quality, toxicity.

AUTEURS

URAFPA, Ensaia Nancy-Université - Inra, 2, avenue de la Forêt de Haye, BP 165, F-54505 Vandoeuvre-lès-Nancy cedex ; Cecile.Ducoulombier@ensaia.inpl-nancy.fr

Au cours des trente dernières années, le trafic routier n'a cessé d'augmenter, parallèlement à l'évolution des sources d'énergie et des performances des moteurs. Cette augmentation a engendré une hausse des émissions dues au fonctionnement des moteurs et est souvent citée comme une source de pollution atmosphérique majeure de notre environnement. Les parcelles agricoles ne sont pas exclues des risques de contamination par des polluants d'origine routière, qu'elles soient en milieu urbain ou rural. L'objectif de nos études est de montrer si les fourrages peuvent être contaminés par ces types de polluants et, dans ce cas, quels sont les facteurs de variation de la contamination et les conséquences pour la sécurité alimentaire ?

1. Les polluants

Le trafic routier est à l'origine de plusieurs types de polluants (GARREC et VAN HALUWYN, 2002) : les polluants gazeux (CO, CO₂, NO_x, O₃, Composés Organiques Volatils), les polluants particuliers métalliques (Pb, Cd, Zn, Cu, Ni, Mg, Eléments du Groupe des Platines ou PGE) et organiques (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques ou HAP) et les particules minérales (poussières, sels). Nous réduirons notre étude aux polluants particuliers et plus précisément aux PGE (platine et palladium) et aux HAP dont l'intérêt vient de leurs caractéristiques physico-chimiques puisque nous traiterons simultanément des polluants métalliques et des polluants organiques.

■ Les métaux du groupe des platinoïdes

Les métaux du groupe des platinoïdes (PGE) constituent un groupe de métaux précieux dont la principale caractéristique est la résistance à la corrosion et à l'oxydation. Les métaux les plus utilisés dans ce groupe sont **le platine** (Pt), **le palladium** (Pd) et le rhodium (Rh) puisque ce sont **des catalyseurs permettant la réduction des émissions gazeuses des moteurs à combustion** (le platine transforme les hydrocarbures totaux et le monoxyde de carbone en dioxyde de carbone et vapeur d'eau). L'accroissement des exigences des réglementations concernant la limitation des émissions polluantes des véhicules a eu un effet direct sur l'accroissement de la demande mondiale en Pt et Pd. Par exemple, entre 1992 et 2002, la demande annuelle en Pt pour l'Europe a doublé, passant de 24 à 48 tonnes, tandis que celle de Pd a triplé passant de 20 à 66 tonnes.

Les réactions chimiques produites dans les catalyseurs automobiles sont responsables d'émissions de PGE dans l'environnement. La quantité et le taux de ces émissions varient selon la vitesse des véhicules, le nombre de révolutions du moteur, l'âge du pot catalytique, la température et le type de carburant (ARTELT *et al.*, 1999 ; ELY *et al.*, 2001) mais les conditions d'allumage et de circulation peuvent également affecter l'efficacité du catalyseur (SCHÄFER *et al.*, 1998). Les PGE émis dans l'environnement par les pots catalytiques le sont majoritairement sous forme particulière avec des taux atteignant dans certaines conditions 200 ng/km parcouru (MOLDOVAN *et al.*, 1999).

C'est l'augmentation de la teneur en PGE dans les matrices environnementales qui est à l'origine de l'intérêt porté à ces métaux. Naturellement présents dans la croûte terrestre mais à l'état de trace, de l'ordre de 1 ng/g (WEDEPOHL, 1995), **des études récentes ont montré une augmentation de la concentration en PGE dans les sols** avec des teneurs variant de 46 ng/g de Pt à 330 ng/g de Pt en deux ans. Globalement, les valeurs de concentration peuvent être jusqu'à 70 fois plus élevées que la teneur géomorphique naturelle (ZEREINI *et al.*, 2007 ; SCHÄFER *et al.*, 1998).

Cette accumulation des PGE dans l'environnement pose la question du risque de contamination de la chaîne alimentaire. Pendant plusieurs années ces éléments étaient considérés comme sans effet sur la biosphère mais des études ont montré qu'ils pouvaient être bioaccumulés par les organismes vivants et présenter alors une toxicité (EK *et al.*, 2004). Il faut distinguer les PGE sous forme métallique **des PGE sous forme composée notamment halogénée**. Ce sont ces composés solubles qui présentent un risque pour la chaîne alimentaire puisqu'ils deviennent alors biodisponibles tandis que les métaux restent inertes biologiquement. Les émissions de PGE par les pots catalytiques subissent des transformations qui peuvent conduire à leur solubilisation et à leur dispersion dans l'environnement (VAUGHAN et FLORENCE, 1992). Les composés de platine et de palladium sont ainsi connus pour avoir des effets cytotoxiques, mutagènes et cancérigènes (IPCS, 1991 ; IPCS, 2002 ; BUNGER *et al.* 1996 ; GEBEL *et al.* 1997).

■ Les hydrocarbures aromatiques polycycliques

Ces HAP sont des composés organiques inclus dans le groupe des Polluants Organiques Persistants caractérisés par une toxicité reconnue, une forte lipophilie, une forte volatilité, une persistance dans l'environnement, une bioaccumulation possible et des effets nocifs sur la santé et l'environnement pouvant être perçus aussi bien à proximité qu'à une grande distance de la source d'émission. Ils **font partie depuis 1998 de la liste des substances établies dans le cadre du Protocole d'Aarhus et de la Convention de Stockholm** de la Commission Economique des Nations Unies **pour la réduction de leurs émissions**. Les HAP sont des **sous-produits involontaires des processus de combustion surtout lorsque celle-ci est incomplète**. Les HAP peuvent donc être présents dans l'environnement par des combustions naturelles (feux de forêts, éruptions volcaniques...) ou d'origine anthropique. Les principales sources de HAP sont les chauffages résidentiels et le transport routier totalisant ensemble plus de 75% des émissions mesurées (Citepa, 2004). Les HAP émis par la combustion des carburants sont soit sous forme particulaire, adsorbés sur des particules carbonées, soit sous forme gazeuse. La forme sous laquelle les HAP sont émis varie selon le carburant utilisé : les moteurs diesel émettent davantage de HAP sous forme particulaire tandis que les moteurs à essence émettent davantage de HAP sous forme gazeuse (COURTOIS *et al.*, 1993).

Les HAP correspondent à une famille de molécules dont seuls 16 composés sont étudiés car considérés depuis 1976 comme polluants prioritaires par une étude de l'agence américaine de

protection de l'environnement (US-EPA). Ils sont tous composés de carbone et d'hydrogène et de cycles benzéniques dont le nombre et l'agencement spatial (de 2 à 6) déterminent leurs propriétés physico-chimiques. Les HAP à faible nombre de cycles sont considérés comme les plus volatils et les moins toxiques tandis que les HAP à nombre élevé de cycles aromatiques sont les plus lourds et les plus toxiques. Le nombre de cycles est également à l'origine de la lipophilie de la molécule, celle-ci augmentant parallèlement à l'augmentation du nombre de cycles.

L'étude du devenir des HAP dans notre environnement se justifie par le **potentiel de toxicité de ces molécules**. Elles sont considérées comme mutagènes (MOLL, 1995) et cancérigènes. La toxicité des HAP varie avec le nombre de cycles aromatiques : à partir de 4 cycles, le pouvoir mutagène et cancérigène est beaucoup plus marqué. Les risques pour la chaîne alimentaire seront donc fonction du profil de contamination des matrices environnementales en HAP.

En définitive, les PGE et les HAP sont émis par la circulation routière et présentent des caractéristiques physico-chimiques pouvant entraîner leur dépôt sur des matrices environnementales situées aux alentours des voies de circulation. Par leur potentiel de toxicité, **ces composés peuvent représenter un risque pour la chaîne alimentaire**. La densité du réseau routier secondaire ou principal et sa proximité avec des parcelles agricoles nous amène à nous poser la question du risque de contamination des parcelles agricoles et notamment des parcelles servant à la récolte du fourrage, premier maillon de la chaîne alimentaire.

2. Les modalités de dépôt des PGE et HAP sur les matrices végétales

La contamination des végétaux peut s'opérer **par voie atmosphérique** (dépôt) **ou par absorption racinaire** *via* le sol. Les niveaux détectés en PGE et HAP sont donc très variables selon les conditions locales de terrain lors des prélèvements. Les teneurs connues en PGE varient pour le platine de 1,23 ng/g à 30 ng/g et pour le palladium de 0,1 ng/g à 17 ng/g (ELY *et al.*, 2001 ; DJINGOVA *et al.*, 2003 ; TANKARI DAN BADJO *et al.*, 2008). Les teneurs détectées pour 16 HAP dans de l'herbe varient quant à elles de 25 ng/g à 981 ng/g (KIPOPOULOU *et al.*, 1999 ; CRÉPINEAU *et al.*, 2003).

■ Une contamination variant selon les caractéristiques du végétal

La voie atmosphérique est liée directement à l'émission et au type de retombées des polluants (gaz, particules). L'état du végétal ainsi que ses caractéristiques morphologiques vont directement influencer sa contamination. **Les polluants déposés peuvent soit s'adsorber** à la surface des feuilles, cas des HAP à nombre élevé de cycles aromatiques et des PGE émis sous forme particulaire, **soit pénétrer par les stomates** à l'intérieur de la plante, cas des HAP à

faible nombre de cycles aromatiques et des PGE émis sous forme gazeuse. Une plante aux feuilles larges ou dentelées dont la surface serait rugueuse, gaufrée ou présentant une forte pilosité aura une capacité de rétention plus élevée qu'une plante aux feuilles lisses et de surface réduite (HOWSAM *et al.*, 2000). Sur ce type de plantes, les particules sont piégées et se décrochent difficilement (BAKKER *et al.*, 2001) sauf par lessivage suite aux précipitations (WILD *et al.*, 1992).

De la même manière, la composition de la cuticule et notamment sa teneur en lipides va jouer un rôle dans la capacité de rétention de la plante aux polluants, essentiellement dans le cas de polluants lipophiles comme les HAP à nombre de cycles élevé (MÜLLER *et al.*, 2001). La cuticule est responsable de 70 à 90% de l'adsorption (THOMAS *et al.*, 1998) et c'est la qualité des cires plutôt que l'épaisseur de la cuticule qui modifie la concentration (SMITH *et al.*, 2001). La composition lipidique est prioritaire dans les mécanismes de dépôt car il existe une diffusion passive entre l'atmosphère et la cuticule dans le cas des dépôts gazeux. Les molécules sont transférées vers les compartiments de la cuticule jusqu'à ce que l'équilibre air - plante soit atteint. Le temps de diffusion jusqu'à l'équilibre varie fortement selon les espèces végétales, de 24 à 240 secondes pour le genre *Citrus* et de 58 à 580 jours pour le genre *Ilex* (BAKKER *et al.*, 2001). Pour certains végétaux, l'équilibre n'est jamais atteint car la durée de vie du végétal est trop faible ce qui peut avoir une incidence sur les risques de transfert dans la chaîne alimentaire (THOMAS *et al.*, 1998). Le rendement et la densité d'une pâture sont également des facteurs de variation des niveaux de concentration par une incidence sur la surface d'échanges avec la phase gazeuse (SMITH *et al.* 2001).

■ Une contamination variant selon les caractéristiques de l'environnement

La variation des paramètres de l'environnement a également une influence sur les niveaux de contamination des végétaux. **La température** modifie la forme sous laquelle les polluants sont émis, gazeuse ou particulaire, entraînant des modalités de dépôt et d'adsorption différentes sur les plantes. **Le vent** et plus précisément sa force et sa direction vont affecter directement la concentration sur les plantes en modifiant la répartition des composés dans l'atmosphère (TEIL *et al.*, 2004). **La pluie**, en agissant par lessivage et modification de la forme des dépôts, est également un facteur de variation. Son rôle dépend toutefois de la nature du polluant et des caractéristiques du végétal : une laitue lavée à l'eau entraîne l'extraction d'une part importante des HAP à haut poids moléculaire tandis que le même rinçage sur du maïs n'entraîne l'extraction que d'une faible part des molécules (BAKKER *et al.*, 2001). Il faut ajouter qu'en période humide les végétaux sont plus sensibles aux dépôts de polluants : l'humidité favorise la dissolution des dépôts de surface, et l'ouverture des stomates permet l'entrée des polluants dans l'organisme végétal (GARREC et RENARD, 1996). **La lumière** est également un facteur de variation de la contamination des fourrages. Son rôle est connu pour les HAP mais aucune donnée n'existe aujourd'hui pour les PGE. La photo-oxydation des HAP est un

processus important de dégradation des molécules. Les UV sont responsables de la dégradation très rapide des composés : pour entraîner une perte de 50% de la concentration, il suffit d'une exposition du benzo(a)pyrène de 20 secondes, de 1 mn pour le chrysène et de 7 mn pour le fluoranthène (MILLER et OLEJNIK, 2001).

■ Une contamination variant selon les caractéristiques des sites de prélèvement

Les connaissances dont nous disposons aujourd'hui sont issues de prélèvements réalisés dans de nombreux lieux différant les uns des autres par : l'intensité de l'émission polluante, la topographie locale, les distances à la source ou encore la durée d'exposition du végétal. **L'intensité du trafic routier** agit directement sur la dispersion et le dépôt des polluants : plusieurs études mettent en évidence des relations significatives entre teneurs en PGE et en HAP des matrices végétales et intensité du trafic (MÜLLER *et al.*, 2001). Il est également connu qu'au-delà de l'intensité, c'est la vitesse et le type de conduite qui affectent plus précisément les niveaux de dépôt des HAP. Les teneurs en polluants sont significativement plus élevées à proximité d'une route nationale (trafic journalier moyen de 7 000 véhicules) qu'à proximité d'une autoroute ou d'un aéroport (CRÉPINEAU-DUCOULOMBIER *et al.*, 2004 ; figure 1).

Le relief du site exposé engendre également une variation des risques de contamination. Une route en remblai favorise la dispersion des polluants sur une distance plus grande de part et d'autre de la voie par comparaison avec une route à niveau. Une route en déblai agira à l'inverse en limitant la dispersion (GARREC et RENARD, 1996). De nombreuses études ont montré que la concentration en polluants diminuait avec l'augmentation de **la distance à la route** (HAUTELA *et al.*, 1994 ; BAKKER *et al.*, 2001 ; CRÉPINEAU *et al.*, 2003). Il n'est toutefois pas possible aujourd'hui de déterminer une zone de risque au-delà de laquelle le niveau de contamination serait réduit car les facteurs de variation sont trop nombreux et les résultats montrent que, selon les situations de terrain, la concentration est toujours supérieure à une valeur témoin pour des distances allant de 20 à 150 m (ELY *et al.*, 2001 ; CRÉPINEAU *et al.*, 2003 ; TANKARI DAN BADJO *et al.*, 2008 ; PETIT *et al.*, 2008). **La**

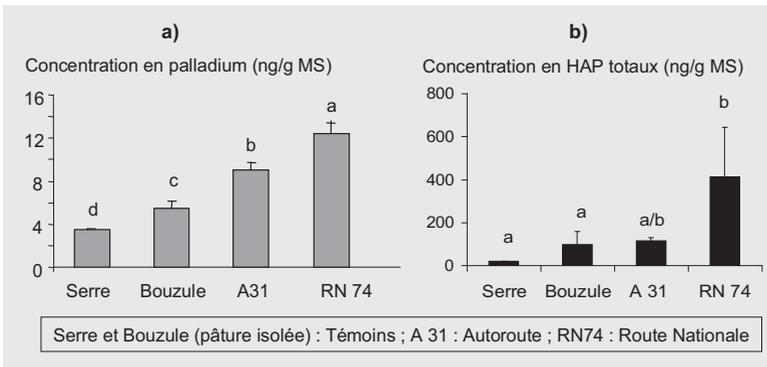


FIGURE 1 : Concentrations a) en palladium et b) en HAP d'un ray-grass exposé en bordure de voies routières et dans des sites témoin (CRÉPINEAU-DUCOULOMBIER *et al.*, 2004 ; TANKARI-DAN BADJO *et al.*, 2007).

FIGURE 1 : Contents of : a) palladium, and b) polycyclic aromatic hydrocarbons in a ryegrass sward along a roadside and in control sites (CRÉPINEAU-DUCOULOMBIER *et al.*, 2004 ; TANKARI-DAN BADJO *et al.*, 2007).

durée d'exposition du végétal affecte également les niveaux de concentration détectés puisque la plante pourra accumuler le polluant jusqu'à l'obtention d'un équilibre air - plante, cet équilibre étant atteint au bout d'un délai variable selon le type de végétal.

L'ensemble de ces résultats montre que les végétaux sont soumis à des dépôts de polluants par la voie atmosphérique et que **les parcelles agricoles peuvent donc également être touchées** par cette contamination. Toutefois, la variété des facteurs de variation ne nous permet pas de déterminer avec précision des zones à risques, mais la pollution est avérée pour des surfaces importantes de part et d'autre des voies routières.

En conclusion : quels risques de contamination pour les élevages ?

Par dépôts atmosphériques, les fourrages sont susceptibles de présenter des teneurs en PGE et HAP (éléments du groupe du platine et hydrocarbures aromatiques polycycliques) élevées dans les zones d'émissions fortes. La concentration en HAP et palladium est multipliée par quatre entre une pâture témoin et une pâture à proximité d'une voie routière, la proximité d'une route nationale révélant le risque de contamination le plus élevé.

Une zone de risque en deçà de laquelle la concentration présenterait un danger pour la sécurité sanitaire des produits agricoles ne peut cependant être déterminée avec précision puisqu'elle dépend de nombreux facteurs liés aux conditions locales. Les HAP sont généralement détectés avec les concentrations maximales dans les 10 premiers mètres du bord de la parcelle jouxtant la route, tandis que la concentration des PGE est toujours élevée à 75 m du bord de la parcelle.

Les conséquences de ce risque réel de contamination sont à évaluer pour la chaîne alimentaire. Les données connues aujourd'hui sur les transferts de ces molécules vers les produits agricoles (et en particulier les produits laitiers) sont issues d'études menées en conditions de laboratoire à partir d'une ingestion directe de polluants et ne sont donc pour le moment pas représentatives des situations de terrain. Les données obtenues permettent toutefois d'identifier les effets liés à une ingestion sur la teneur dans les produits agricoles (lait).

Ces résultats, sur les taux de transfert et la métabolisation des composés, montrent que le niveau de transfert est faible, avec un risque limité pour les produits alimentaires tels que le lait. La grande variabilité des situations géographiques et des modalités de dépôts pose la question de la prévention d'une telle pollution pour les parcelles agricoles sachant que, plus la teneur dans l'environnement est élevée, plus la concentration dans le produit agricole sera élevée.

Des recherches en cours tentent de déterminer la disponibilité des polluants pour l'animal à partir de matrices alimentaires et de pratiques d'élevage variées (pâturation de fin d'été, ingestion involontaire

de sol, foin contaminé...). Elles montrent que, pour les HAP, la matrice sol présente le plus de risque de contamination vers les ruminants laitiers, en raison d'une concentration plus élevée en molécules dans les sols que dans les fourrages, et de la biodisponibilité des HAP dans cette matrice.

Les effets directs de l'ingestion sur les animaux d'élevage eux-mêmes restent à déterminer ; en effet, les molécules HAP et PGE présentent une toxicité avérée pouvant affecter directement l'animal à moyen ou long terme, et en fonction de la quantité de fourrage (ou de sol) contaminé ingéré. Les effets négatifs de ces molécules sur les espèces fourragères semblent négligeables, les molécules n'affectant pas leur croissance. En revanche, les espèces fourragères et les graminées ne retiennent pas toutes les polluants dans les mêmes proportions (variabilité interspécifique d'un facteur de 1 à 9).

Les recherches portent aujourd'hui sur la mesure du risque d'exposition des ruminants laitiers en situation de terrain. Cette connaissance permettra d'anticiper les risques de transfert des molécules toxiques vers les produits agricoles et d'anticiper tout impact négatif sur les systèmes de production.

Intervention présentée aux Journées de l'A.F.P.F.,
"Des fourrages de qualité pour des élevages à hautes performances
économiques et environnementales",
les 25-26 mars 2009.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ARTELT S., KOCK H., NACHTIGALL D., HEINRICH U. (1999) : "Bioavailability of platinum emitted from automobile exhaust", *Toxicol. Lett.*, 96-97, 163-167.
- BAKKER M.I., TROLLS J., KOLLOFEL C. (2001) : "Deposition of atmospheric semi-volatile organic compounds to vegetation", *Am. Chem. Soc.*, 16, 218-236.
- BUNGER J., STORK J., STALDER K. (1996) : "Cyto and genotoxic effects of coordination complexes of platinum, palladium and rhodium *in vitro*", *Int. Arch. Occ. Env. Hea.*, 69, 33-38.
- Citepa (2004) : *Rapport sur les émissions dans l'air en France*, 12 p.
- COURTOIS Y., MOLINIER B., PASQUEREAU M., DEGOBERT P., FESTY B. (1993) : "Influence des conditions de fonctionnement d'un moteur diesel sur les effets mutagènes de ses effluents", *Sc. Total Environ.*, 134 (1-3), 61-70.
- CREPINEAU C., RYCHEN G., FEIDT C., LE ROUX Y., LICHTFOUSE E., LAURENT F. (2003) : "Contamination of pastures by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the vicinity of a highway", *J. Agric. Food Chem.*, 51, 4841-4845.
- CREPINEAU-DUCOULOMBIER C., TANKARI-DAN-BADJO A., RYCHEN G. (2004) : "PAH contamination of the grass *Lolium perenne* exposed to vehicular traffic", *Agronomie*, 24, 503-506.
- DJINGOVA R., KOVACHEVA P., WAGNER G., MARKET B. (2003) : "Distribution of platinum group element and other traffic related elements among different plants along some highways in Germany", *Sci. Total Environ.*, 308, 235-246.

- Ek K., MORRISON G.M., RAUCH S. (2004) : "Environmental routes for platinum group element to biological materials - a review", *Sci. Total Environ.*, 334-335, 21-38.
- ELY JC., NEAL C., KULPA C., SCHNEEGURT M., SEIDLER J., JAIN J. (2001) : "Implications of platinum group element accumulation along US roads from catalytic converter attrition", *Environ. Sci. Technol.*, 35, 3816-3822.
- GARREC J.P., RENARD E. (1996) : "Foliar absorption of aluminium : study of the fixation and the cuticular penetration", *Environ. Exp. Bot.*, 36, 365-375.
- GARREC J.P., VAN HALUWYN C. (2002) : *Biosurveillance végétale de la qualité de l'air*, Tec et Doc, Paris, 117 p.
- GEBEL T., LANTZSCH H., PLESOW K., DUNKELBERG K. (1997) : "Genotoxicity of platinum and palladium compounds in human and bacteria cells", *Mutat. Res.*, 389, 183-190.
- HAUTELA E.L., REKILA R., TARHANEN J., RUUSKANEN J. (1994) : "Deposition of motor vehicle emissions and winter maintenance along roadside assessed by snow analysis", *Environ. Poll.*, 87, 45-49.
- HOWSAM M., JONES K.C., INESON P. (2000) : "PAHS associated with the leaves of three deciduous tree species. I. Concentrations and profiles", *Environ. Poll.*, 108, 413-424.
- IPCS (1991) : *Environmental health criteria 125 Platinum*, World Health Organisation, 167 p.
- IPCS (2002) : *Environmental health criteria 226 Palladium*, World Health Organisation, 201 p.
- KIPOPOULOU A.M., MANOLI E., SAMARA C. (1999) : "Bioconcentration of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, in vegetables grown in an industrial area", *Environ. Poll.*, 106, 369-380.
- MILLER S., OLEJNIK D. (2001) : "Photolysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in water", *Water Res.*, 35 (1), 233-243.
- MOLDOVAN M., GOMEZ M.M., PALACIOS M.A. (1999) : "Determination of platinum, rhodium and palladium in car exhaust fumes", *J. Anal. Atom. Spectrom.*, 14, 1163-1169.
- MOLL N. (1995) : "Evaluation de la contamination des aliments et boissons par les hydrocarbures aromatiques et les amines hétérocycliques", Moll N., Moll N. éd., *Sécurité alimentaire du consommateur*, Tec et Doc Lavoisier, 264-282.
- MÜLLER J.F., HAWKER D.W., MACLACHLAN M.S., CONNELL D.W. (2001) : "PAHS, PCDD/Fs, PCBs and HCB in leaves from Brisbane, Australia", *Chemosphere*, 43, 507-515.
- PETIT C., AUBRY C., DUCOULOMBIER-CRÉPINEAU C. (2008) : "State of knowledge on the dispersion of road traffic contaminants on farmlands at the edge of the roads", *IXth Europ. Meet. on Env. Chemistry*, Spain, December 3-5.
- SHÄFFER J., HANNKER D., ECKHARDT J., STÜBEN D. (1998) : "Uptake of traffic-related heavy metals and platinum group elements (PGE) by plants", *Sci. Total Environ.*, 215, 59-67.
- SMITH K.E.C., THOMAS G.O., JONES K.C. (2001) : "Seasonal and species differences in the air-pasture transfer of PAHs", *Environ. Sci. Technol.*, 35, 2156-2165.
- TANKARI DAN BADJO A., RYCHEN G., DUCOULOMBIER C. (2008) : "Pollution maps of grass contamination by platinum group elements and polycyclic aromatic hydrocarbons from road traffic", *Agron. Sustain. Dev.*, 28, 457-464.
- TEIL M.J., BLANCHARD M., CHEVREUIL M. (2004) : "Atmospheric deposition of organochlorines in northern France", *Chemosphere*, 55, 501-514.
- THOMAS G.O., SMITH K.E.C., SWEETMAN A.J., JONES K.C. (1998) : "Further studies of the air-pasture transfer of polychlorobiphenyls", *Environ. Poll.*, 102, 119-128.

- VAUGHAN G.T., FLORENCE T.M. (1992) : "Platinum in the human diet, blood, hair and excreta", *Sci. Total Environ.*, 11, 47-58.
- WEDEPOHL K.H. (1995) : "The composition of the continental crust", *Geochem. Cosmochim. Acta*, 59, 7, 1217-1232.
- WILD S.R., JONES K.C., JOHNSTON A.E. (1992) : "The polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) content of herbage from a long-term grassland experiment", *Atmos. Environ.*, 26a, 1299-1307.
- ZEREINI F., SKERSTUPP B., ALT F., HELMERS E., URBAN H., (2007) : "Geochemical behaviour of platinum group elements (PGE) in particulate emissions by automobile exhaust catalysts : experimental results and environmental investigations", *Total Environ.*, 7, 37-146.

SUMMARY

Is there a contamination of the pastures situated along roadsides by polluting emissions from the vehicles ? First elements

Road traffic creates polluting emissions, due to the combustion of fossil fuels, and to the use of certain metals as catalysts for the limitation of exhaust fumes. Are these contaminating agents, possibly contained in the atmospheric fallout, detected in the forages ?

This paper gives a synthesis of the results regarding the polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) derived from the fuel consumption of engines, and the elements of the platinum group (PGE) from the catalytic silencers. The contamination depends on the proximity and the nature of the emitting sources, on the physico-chemical properties of the polluting agents, on the characteristics of the plants and on the environment of the site. Forages grown along the roadsides have significantly larger PGE and PAH contents; the largest exposure is from 0 to 150 m from the road edge. There are presently few data available on the rates of transfer of these polluting compounds to the agricultural products (including milk) or of their entry into the metabolism.