

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT
ET DE LA LUTTE CONTRE
LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES

ÉVALUATION DU DANGER LIÉ À LA PRÉSENCE DES ÉLÉMENTS DU GROUPE PLATINE DANS L'ENVIRONNEMENT

REVUE DE LA LITTÉRATURE

Coordination et rédaction Cette publication a été réalisée par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec du ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) dans le cadre du **Plan québécois pour la valorisation des minéraux critiques et stratégiques** (PQVMCS). Elle a été produite par la Direction des communications du MELCC.

Recherche et rédaction Nathalie Paquet¹

Révision scientifique Claude Fortin²

Kevin J. Wilkinson³, Faculté des arts et des sciences, Département de chimie

Gaëlle Triffault-Bouchet¹

1. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Centre d'expertise en analyse environnementale.
2. Institut national de la recherche scientifique – Centre Eau, Terre et Environnement
3. Université de Montréal.

Renseignements

Pour tout renseignement, vous pouvez communiquer avec le Centre d'information.

Téléphone : 418 521-3830
1 800 561-1616 (sans frais)

Télécopieur : 418 646-5974

Formulaire : www.environnement.gouv.qc.ca/formulaires/renseignements.asp

Internet : www.environnement.gouv.qc.ca

Pour obtenir un exemplaire du document :

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec du ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques

2700, rue Einstein
Québec (Québec) G1P 3W8
Téléphone : 418 643-1301

Ou

Visitez notre site Web : www.environnement.gouv.qc.ca.

Référence à citer

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC. 2022. *Évaluation du danger lié à la présence des éléments du groupe platine dans l'environnement : revue de la littérature*. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 111 p., [En ligne], <https://www.ceaeq.gouv.qc.ca/ecotoxicologie/revue-platine.pdf> (page consultée le jour/mois/année).

Dépôt légal – 2022
Bibliothèque et Archives nationales du Québec
ISBN 978-2-550-91322-1 (PDF)

Tous droits réservés pour tous les pays.

© Gouvernement du Québec – 2022

Table des matières

Liste des tableaux	v
Liste des figures	viii
1. Introduction	1
2. Présence dans l'environnement	3
2.1.Caractéristiques physicochimiques	3
2.2.Devenir dans l'environnement	4
2.3.Concentrations environnementales	7
3. Potentiel de bioaccumulation	22
3.1.Bactéries	22
3.2.Algues et plantes aquatiques	22
3.3.Plantes terrestres	28
3.4.Invertébrés terrestres	48
3.5.Invertébrés aquatiques	48
3.6.Poissons	54
3.7.Amphibiens et reptiles	56
3.8.Oiseaux	56
3.9.Mammifères	60
4. Potentiel toxique	66
4.1.Bactéries	66
4.2.Algues et plantes aquatiques	66
4.3.Plantes terrestres	71
4.4.Invertébrés terrestres	73
4.5.Invertébrés aquatiques	73
4.6.Poissons	77
4.7.Amphibiens et reptiles	79
4.8.Oiseaux	79

4.9.Mammifères	80
5. Conclusions et perspectives	88
6. Références bibliographiques	89

Liste des tableaux

Tableau 1 – Principales caractéristiques physicochimiques des EGP _____	3
Tableau 2 – Concentrations des EGP dans différents compartiments environnementaux _____	10
Tableau 3 – Concentrations en platine et en palladium, telles que rapportées dans la littérature, dans différents compartiments environnementaux retrouvés au pourtour de mines d'EGP en exploitation _____	21
Tableau 4 – Facteurs de bioconcentration chez deux espèces de macrophytes aquatiques exposées à des éléments du groupe platine dans différentes conditions _____	25
Tableau 5 – Accumulations en EGP dans des feuilles de roseaux communs et dans son milieu naturel, pour six différentes régions d'Italie _____	26
Tableau 6 – Prise en charge des éléments du groupe platine par l'algue marine <i>Ulva lactuca</i> _____	27
Tableau 7 – Accumulations en osmium dans les différentes structures de l'algue marine <i>Fucus vesiculosus</i> prélevée dans le port de Staithes _____	27
Tableau 8 – Accumulations en osmium dans les pointes de l'algue marine <i>Fucus vesiculosus</i> exposée en laboratoire pendant 14 jours _____	28
Tableau 9 – Accumulations dans des ray-grass d'Italie exposés à différentes teneurs en EGP _____	29
Tableau 10 – Accumulations en platine (en µg/g) dans différents tissus de moutarde blanche (<i>Sinapis alba</i>) et de ray-grass anglais (<i>Lolium perenne</i>) exposés à des concentrations de 50 et 500 µg/l _____	30
Tableau 11 – Facteurs de bioconcentration chez la moutarde blanche (<i>Sinapis alba</i>) et le cresson alénois (<i>Lepidium sativum</i>) exposés à du platine sous différentes formes _____	30
Tableau 12 – Concentrations en EGP, telles que rapportées dans la littérature, chez des plantes entières poussant en milieu naturel _____	31
Tableau 13 – Accumulations en palladium (en µg/g) dans différents tissus du pois cultivé <i>Pisum sativum</i> exposé, via une solution de Hoagland modifiée, à des concentrations de 0,10 à 25 mg/l _____	36
Tableau 14 – Concentrations en EGP, telles que rapportées dans la littérature, dans certains tissus végétaux poussant en milieu naturel _____	38
Tableau 15 – Facteurs de bioconcentration chez la sphaigne de Magellan (<i>Sphagnum magellanicum</i>) exposée pendant quatre semaines à différentes concentrations d'EGP _____	41
Tableau 16 – Accumulations en EGP, en ng/g, dans différentes espèces lichéniques et de mousses _____	43
Tableau 17 – Accumulations en EGP (en mg/g) dans différents tissus de <i>Orconectes virilis</i> exposés en laboratoire _____	49
Tableau 18 – Accumulations en EGP (en ng/g; poids sec) dans différents tissus de <i>Pandalus platyceros</i> récoltés en milieu naturel _____	50
Tableau 19 – Facteurs de bioconcentration (FBC) obtenus à la suite de l'exposition de la moule zébrée à des EGP provenant de convertisseurs catalytiques usagés _____	51

Tableau 20 – Facteurs de bioconcentration (FBC) obtenus à la suite de l'exposition de la moule zébrée à des EGP provenant de poussières prélevées en bordure de route	52
Tableau 21 – Facteurs de bioconcentration (FBC) obtenus à la suite de l'exposition de la moule zébrée, durant quatre semaines, à des EGP en présence et en absence d'acides humiques	52
Tableau 22 – Teneurs en platine accumulées dans des crustacés prélevés dans le bassin de la rivière Ruhr, en Allemagne	53
Tableau 23 – Accumulations en EGP dans différents organes de l'anguille européenne (<i>Anguilla anguilla</i>)	54
Tableau 24 – Facteurs de bioconcentration des EGP dans différents organes de poissons	55
Tableau 25 – Accumulations en platine dans le foie et le cerveau d'embryons de poussins exposés à différentes concentrations de platine et d'EGP	57
Tableau 26 – Concentrations mesurées dans différents organes d'oiseaux	59
Tableau 27 – Distribution en iridium (en ng/g; poids sec) dans différents tissus de rats ayant été exposés par voie orale, par leur eau de boisson, pendant 90 jours	60
Tableau 28 – Distribution en platine, en palladium et en rhodium dans différents tissus de rats 16 heures après l'injection unique de chacun de ces EGP par voie intrapéritonéale	61
Tableau 29 – Accumulations en platine et en palladium dans le lait de chèvre à la suite de l'ingestion de 200 mg de PtCl ₂ et de PdCl ₂	63
Tableau 30 – Accumulations en platine et en palladium (en ng/g; poids sec) dans différents organes de chèvres, huit jours suivant l'ingestion de 200 mg de PtCl ₂ et de PdCl ₂	63
Tableau 31 – Accumulations en platine, en palladium et en rhodium (ng/g; poids sec) chez des mulots sylvestres prélevés dans différents milieux	64
Tableau 32 – Accumulations en osmium (ng/g) dans différents tissus de campagnols roussâtres, en fonction de la distance de la source anthropique	65
Tableau 33 – Accumulations en EGP chez différents organes de dauphins capturés le long de la côte ghanéenne	65
Tableau 34 – Teneurs en pigments photosynthétiques chez l'algue verte <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> exposée au palladium sous forme de K ₂ PdCl ₄	68
Tableau 35 – Pourcentage d'inhibition chez différentes espèces marines exposées à l'osmium sous forme d'OsO ₄	68
Tableau 36 – Toxicité des EGP chez différentes espèces d'algues	69
Tableau 37 – Effets des EGP sur la croissance de la sphaigne de Magellan (<i>Sphagnum magellanicum</i>) exposée pendant quatre semaines	73
Tableau 38 – Concentration létale médiane (CL ₅₀), en µg/l, chez <i>Hyaella azteca</i> exposé pendant sept jours aux EGP dans deux types d'eau	75
Tableau 39 – Toxicité chez différentes espèces de poissons	77

Tableau 40 – Toxicité aiguë de différents composés d'éléments du groupe platine chez des rats exposés par voie orale _____ 82

Tableau 41 – Toxicité de différents composés d'EGP chez des rats exposés par injection _____ 83

Liste des figures

Figure 1 – Identification des éléments du groupe platine dans le tableau périodique des éléments	3
Figure 2 – Diagrammes Eh-pH simplifiés du platine, du rhodium et du palladium en milieu aqueux (Colombo et collab., 2008), ainsi que de l'iridium (Pourbaix et collab., 1959), de l'osmium et du ruthénium (NIAIST, 2015)	5
Figure 3 – Prise en charge du platine par <i>C. reinhardtii</i> en fonction du pH (a : pH 6,0 et b : pH 8,0) et de la concentration dans le milieu, après une exposition de 96 heures dans une eau de référence (Tétrault, 2014)	23
Figure 4 – Prise en charge du palladium par <i>C. reinhardtii</i> en fonction du pH et de la concentration dans le milieu, après une exposition de 96 heures dans une eau de référence (Tétrault, 2014)	24
Figure 5 – Évolution temporelle des teneurs en EGP dans les plumes de faucons pèlerins (a) et d'épervier d'Europe (b). Figure tirée de Jensen et collab. (2002)	58

1. Introduction

Le platine, le palladium, le rhodium, le ruthénium, l'osmium et l'iridium forment les éléments du groupe du platine (EGP). Ces métaux sont caractérisés par des propriétés communes et particulières, soit une inertie chimique, un puissant pouvoir catalyseur, un point de fusion élevé, une résistance à la corrosion et à l'oxydation à haute température, un faible coefficient d'expansion thermique, une durabilité mécanique et une stabilité thermoélectrique (INERIS, 2005). Ces propriétés expliquent leur utilisation dans différentes industries de pointe.

La principale utilisation des éléments du groupe du platine est dans la fabrication des pots catalytiques destinés à l'industrie automobile. Le platine, le palladium et le rhodium servent, en effet, à réduire les émissions de monoxyde de carbone (CO) et d'oxydes d'azote (NOx) par catalyse des réactions de transformation des gaz d'échappement des véhicules à moteur thermique (INERIS, 2005; Twigg, 2011). Selon le type de motorisation et de carburant, des quantités diverses d'EGP sont utilisées. Le palladium est habituellement utilisé pour les moteurs à essence, alors que le platine est préféré pour les moteurs diesel. Les fabricants commencent cependant à remplacer le platine par du palladium dans les véhicules à moteur diesel afin de diminuer les coûts de production. Du ruthénium, de l'osmium et de l'iridium peuvent être présents en tant qu'impuretés dans les sources de platine et de palladium utilisées (Rauch et Morrison, 2008). La demande mondiale en EGP, qui permettent l'épuration des émissions automobiles, est ainsi soutenue par la forte croissance du marché automobile en raison de la nécessité de respecter des normes environnementales. D'ailleurs, l'incorporation des EGP dans les convertisseurs catalytiques représentait 39 % de la demande mondiale en platine en 2018, 86 % de celle en palladium et 85 % de celle en rhodium (Johnson Matthey, 2019).

Le platine, l'iridium ou des alliages de platine sont aussi utilisés par l'industrie chimique. Ces composés entrent dans la fabrication de creusets, qui sont destinés à la croissance de monocristaux utiles pour l'industrie optique. Une grande quantité de platine ou d'alliage platine-rhodium sous la forme de gaz métalliques est également utilisée pour catalyser l'oxydation partielle de l'ammoniac pour produire de l'oxyde nitrique, matière première destinée à la production des engrais chimiques, des explosifs et de l'acide nitrique. Ainsi, au cours des dernières années, un certain nombre de métaux des EGP ont pris de l'importance en tant que catalyseurs dans la chimie organique de synthèse. Le dioxyde de ruthénium est par exemple utilisé comme revêtement d'anodes de titane stables sur le plan dimensionnel, utilisées pour la production de chlore et de soude caustique. De plus, le platine est utilisé comme catalyseur par l'industrie pétrolière (raffinage, recyclage et divers procédés de production d'essence à haut indice d'octane) et pour la production de composés aromatiques pour l'industrie pétrochimique.

Enfin, le platine est très utilisé dans l'industrie médicale, celui-ci étant reconnu pour sa capacité à inhiber la réplication de l'ADN et la transcription de l'ARN, à bloquer le cycle cellulaire et à induire des mécanismes d'apoptose (L'Espérance, 2008). La découverte de cette propriété dans les années 1960 a conduit au développement de médicaments anticancéreux à base de platine qui sont devenus disponibles dans les années 1970 et sont maintenant utilisés pour traiter un large éventail de cancers. Ceux-ci incluent le cisplatine, le carboplatine et l'oxaliplatine (CEAEQ, 2019).

L'augmentation de la demande mondiale en EGP au cours des dernières décennies a ainsi entraîné une hausse des activités d'exploration et des projets d'exploitation minière dans plusieurs pays. Le Canada est d'ailleurs le troisième producteur d'EGP dans le Monde, derrière l'Afrique du Sud et la Russie (USGS, 2021). En 2019, les mines canadiennes ont produit environ 1 million d'onces troy d'EGP, ce qui équivaut à environ 31 tonnes. La majeure partie de la production a lieu en Ontario (75 %), le reste provenant de Terre-Neuve-et-Labrador, du Québec et du Manitoba.

La plupart des gisements d'EGP ne possèdent que de petites quantités de ces métaux. En effet, les éléments du groupe du platine sont généralement associés à des sulfures de nickel et de cuivre. C'est notamment le cas du principal gisement mondial, celui du complexe du Bushveld, en Afrique du Sud, mais aussi de ceux de Norilsk en Russie, de Great Dyke au Zimbabwe et de Stillwater aux États-Unis. Il en est

de même au Canada, où les éléments du groupe du platine sont des sous-produits des minéralisations sulfurées de Cu-Ni. Par exemple, la mine Raglan, située dans le nord du Québec, extrait les EGP de ces gisements de nickel.

En raison des besoins croissants, les EGP ont été reconnus comme des minéraux stratégiques dans le Plan québécois de valorisation des minéraux critiques et stratégiques 2021-2026, du gouvernement du Québec (MERN, 2020). Dans le cadre de ce plan, le gouvernement du Québec s'est fixé comme objectif de faire de la province un chef de file de la production, de la transformation et du recyclage des minéraux critiques et stratégiques. Pour atteindre cette cible, deux projets sont actuellement en développement au Québec. Le premier, le projet Hawk Ridge, de Nickel North Exploration Corporation, vise l'exploitation d'un minerai contenant du cuivre, du nickel et des éléments du groupe platine. Il est situé au Nunavik, à l'ouest des côtes de la Baie d'Ungava. Le second projet, Nisk-1, de la compagnie Critical Elements Lithium Corporation, a pour objectif l'exploitation d'un minerai contenant du cuivre, du nickel, de l'or et des éléments du groupe platine. Il est situé au nord de Chibougamau, près du Lac des Montagnes. Les connaissances acquises dans le cadre des activités du Plan québécois de valorisation des minéraux critiques et stratégiques, notamment le devenir dans l'environnement et le potentiel toxique des EGP pour les organismes terrestres, permettront de favoriser une exploitation et gestion des ressources durables, avec une empreinte écologique limitée.

Parmi les connaissances à acquérir, il convient notamment de comprendre l'origine de la présence des EGP dans l'environnement. Ainsi, hormis pendant le processus d'extraction du minerai et de raffinage, les EGP peuvent être émis en petites quantités dans l'environnement terrestre et aquatique à partir des véhicules (Rauch et Morrison 1999; Veltz et collab., 1996). Les pots catalytiques utilisés dans l'automobile constituent en effet des sources mobiles d'émission d'EGP. Cette émission d'EGP se fait essentiellement (plus de 95 %) sous forme particulaire (Ravindra et collab., 2004) et serait due à l'abrasion mécanique due aux vibrations des véhicules (Rauch et collab., 2000) ou à la vaporisation d'oxydes de platine suivie d'une réduction métallique ou le dépôt sur des particules d'alumine. De 30 à 60 % des EGP se retrouvent dans les particules d'un diamètre inférieur à 10 µm, en particulier la fraction PM_{2,5} (Artelt et collab., 1999; Gomez et collab., 2002; Zereini et collab., 2001). Les anciens convertisseurs catalytiques de type « pellet » libèrent entre 0,8 et 1,9 µg par kilomètre parcouru (Palacios et collab., 2000), environ 10 % étant sous forme soluble (Moldovan et collab., 2001; Rauch et Morrison, 2008). Les convertisseurs catalytiques de type monolithique émettent de 100 à 1 000 fois moins d'EGP (Palacios et collab., 2000).

Dans des régions fortement industrialisées, des quantités potentiellement élevées d'EGP peuvent être émises dans l'environnement par les industries qui les utilisent dans leurs procédés de fabrication ou par l'usure des produits qui les contiennent, en particulier les pots catalytiques. À titre d'exemple, du fait de l'usure des pots catalytiques, les EGP peuvent être émis dans les gaz d'échappement des voitures (Leopold et collab., 2017). Ils auront tendance à se déposer sur les routes ou à proximité de celles-ci avant d'être lessivés et transportés vers un milieu aquatique (Rauch et Morrison, 1999). Ils pourraient ensuite se déposer dans les sédiments ou être pris en charge par les organismes vivants et potentiellement circuler le long des chaînes alimentaires.

Ainsi, étant donné l'augmentation des concentrations en EGP dans l'environnement depuis les dernières années (Schafer et collab., 1999; Soyol-Erdene et collab., 2011a; Reith et collab., 2014), il apparaît indispensable d'acquérir des connaissances sur leur potentiel de bioaccumulation et leur potentiel toxique dans la faune et la flore terrestres et aquatiques.

La présente revue de littérature a pour objectifs :

- 1) établir un état de la contamination de l'environnement par les EGP;
- 2) inventorier les données de bioaccumulation et de toxicité disponibles pour les EGP pour la faune et la flore terrestres et aquatiques;
- 3) sur la base de ces données, établir s'il existe un potentiel de danger associé à la présence des EGP dans l'environnement et si des études doivent être entreprises pour compléter les données disponibles.

2. Présence dans l'environnement

2.1. Caractéristiques physicochimiques

Les EGP regroupent six éléments chimiques appartenant à la famille des métaux de transition : ruthénium ($_{44}\text{Ru}$), rhodium ($_{45}\text{Rh}$), palladium ($_{46}\text{Pd}$), osmium ($_{76}\text{Os}$), iridium ($_{77}\text{Ir}$) et platine ($_{78}\text{Pt}$).

Le tableau périodique des éléments est présenté avec les groupes IA à VIIIA en haut. Les éléments du groupe platine (Ru, Rh, Pd, Ag, Cd, In, Sn, Sb, Te, I, Xe) sont mis en évidence par une bordure rouge. Les lanthanides (La à Lu) sont indiqués par un astérisque (*) et les actinides (Ac à Lr) par deux astérisques (**).

Figure 1 – Identification des éléments du groupe platine dans le tableau périodique des éléments

Le tableau 1 – résume les principales caractéristiques physiques des EGP.

Tableau 1 – Principales caractéristiques physicochimiques des EGP

EGP	État d'oxydation	Masse atomique	Point de fusion (°C)	Point d'ébullition (°C)	Pression de vapeur (Pa)
Ru	0, 1, 2, 3, 4 , 5, 6, 7, 8	101,1	2 310	4 150	1,4
Rh	0, 1, 2, 3 , 4, 5, 6	102,9	1 964	3 695	0,633
Pd	0, 1, 2, 3, 4	106,4	1 555	2 963	3,47
Os	0, 1, 2, 3 , 4, 5, 6, 7, 8	190,2	3 033	5 012	1,8
Ir	0, 1, 2, 3, 4 , 5, 6	192,2	2 446	4 428	0,47
Pt	0, 1, 2, 3, 4 , 5, 6	195,1	1 768	3 828	0,019

Gras : états d'oxydation les plus communs dans l'environnement

2.2. Devenir dans l'environnement

La dispersion atmosphérique à partir d'une source anthropique (p. ex., mines, particules issues de convertisseurs catalytiques) est la principale source de contamination des milieux aquatiques et des sols par les EGP. Les fines particules émises par les convertisseurs catalytiques peuvent ainsi être transportées sur de grandes distances. De plus, de fortes précipitations peuvent libérer les EGP des sols et les transporter, en solution ou sous forme colloïdale, vers le milieu aquatique (Cook et collab., 1992; Fletcher et collab., 1995). Ces EGP vont alors s'ajouter à ceux d'origine naturelle qui peuvent être dispersés dans l'environnement par des phénomènes physiques, chimiques ou biologiques naturels, tels que l'érosion.

Le devenir des EGP dans ces milieux va dépendre de leur degré d'oxydation et de nombreux paramètres environnementaux tels que le pH et la présence et la nature de la matière organique.

Dans l'environnement, le platine (Pt) possède trois principaux états d'oxydation (0, +II et +IV). Les formes Pt(II) et Pt(IV) sont celles qui sont dominantes en milieu aquatique (Azaroual et collab., 2001). La forme Pt(II) est dominante en eau douce et la forme Pt(IV), dans les eaux fortement oxygénées et très salées, comme l'eau de mer (Cobelo-García et collab., 2014; Gammons et Bloom, 1993; Suzuki et collab., 2014). Le palladium (Pd) possède quatre états communs d'oxydation (0, +I, +II et +IV), la forme Pd(II) étant dominante en milieu aquatique (Mountain et Wood, 1988). Le rhodium (Rh) possède trois principaux états d'oxydation (0, +I et +III), la forme Rh(III) étant celle qui domine en milieu aquatique. L'iridium (Ir) peut se retrouver sous forme de composés ayant des états d'oxydation allant de 0 à +VI, les formes Ir(III) et Ir(IV) étant les plus communes en milieu aquatique (Martín-Peinado et Rodríguez-Tovar, 2010). Dans le cas de l'osmium (Os), bien que les états d'oxydation allant de 0 à +VIII puissent être observés, les formes les plus communes sont Os(II) et Os(III) (HSDB, 2020). Dans le cas du ruthénium (Ru), les états d'oxydation de cet EGP s'étalent de 0 à +VIII, mais les formes les plus communes sont Ru(II), Ru(III) et Ru(IV) (Povar, 2016).

Les diagrammes de Pourbaix du platine, du rhodium et du palladium en milieu aqueux de Colombo et ses collaborateurs (2008) permettent d'établir la forme de ces métaux pour différentes conditions physicochimiques (figure 2 →). Ainsi, en milieu aqueux réducteur, Pt(s), Pd(s), Rh(s), Ir(s), Os(s) et Ru(s) occupent presque toute la gamme Eh-pH (potentiel d'oxydoréduction-potentiel hydrogène). L'espèce Pt(OH)⁺ est présente dans des conditions très acides et oxydantes, tandis que Pt(OH)₄²⁻ domine en milieu basique et légèrement oxydant. L'espèce Pt(OH)₂(aq) peut quant à elle être retrouvée dans une large gamme de pH (1 < pH < 11). Le palladium s'oxyde en Pd²⁺ en conditions acides. En conditions extrêmement basiques, il se retrouve sous forme de Pd(OH)₃⁻ ou Pd(OH)₄²⁻. L'espèce Pd(OH)₂(aq) est prédominante dans une large gamme de pH (2 < pH < 12). Le diagramme Eh-pH pour le rhodium montre qu'il s'oxyde en Rh³⁺ dans des environnements extrêmement acides. Dans des conditions ambiantes, il a tendance à se lier au ligand OH⁻, la forme Rh(OH)₃⁰(s) étant la forme dominante (Sucha et collab., 2016). Dans le cas de l'osmium, l'espèce OsO₂(s) est présente sur toute la gamme de pH, contrairement à l'espèce HOsO₅⁻ qui domine dans des conditions basiques. Pour l'iridium, la forme IrO₂ est présente sur la totalité de la gamme de pH, contrairement à l'espèce IrO₄²⁻ qui n'est retrouvée qu'en milieu basique. Le diagramme Eh-pH du ruthénium montre, pour sa part, que l'espèce Ru(OH)₂²⁺ est présente dans des conditions très acides et oxydantes, tandis que les espèces RuO₄(aq), RuO₄⁻ et RuO₄²⁻ dominent en milieu basique. Colombo et ses collaborateurs (2008) ont également réalisé des diagrammes de Pourbaix en présence de soufre, d'azote ou de chlore, ainsi qu'en présence de ces trois éléments combinés. Bien que l'importance des différents complexes dépende des concentrations de ces éléments dans le milieu, les hydroxydes d'EGP sont les espèces dominantes en milieu aqueux.

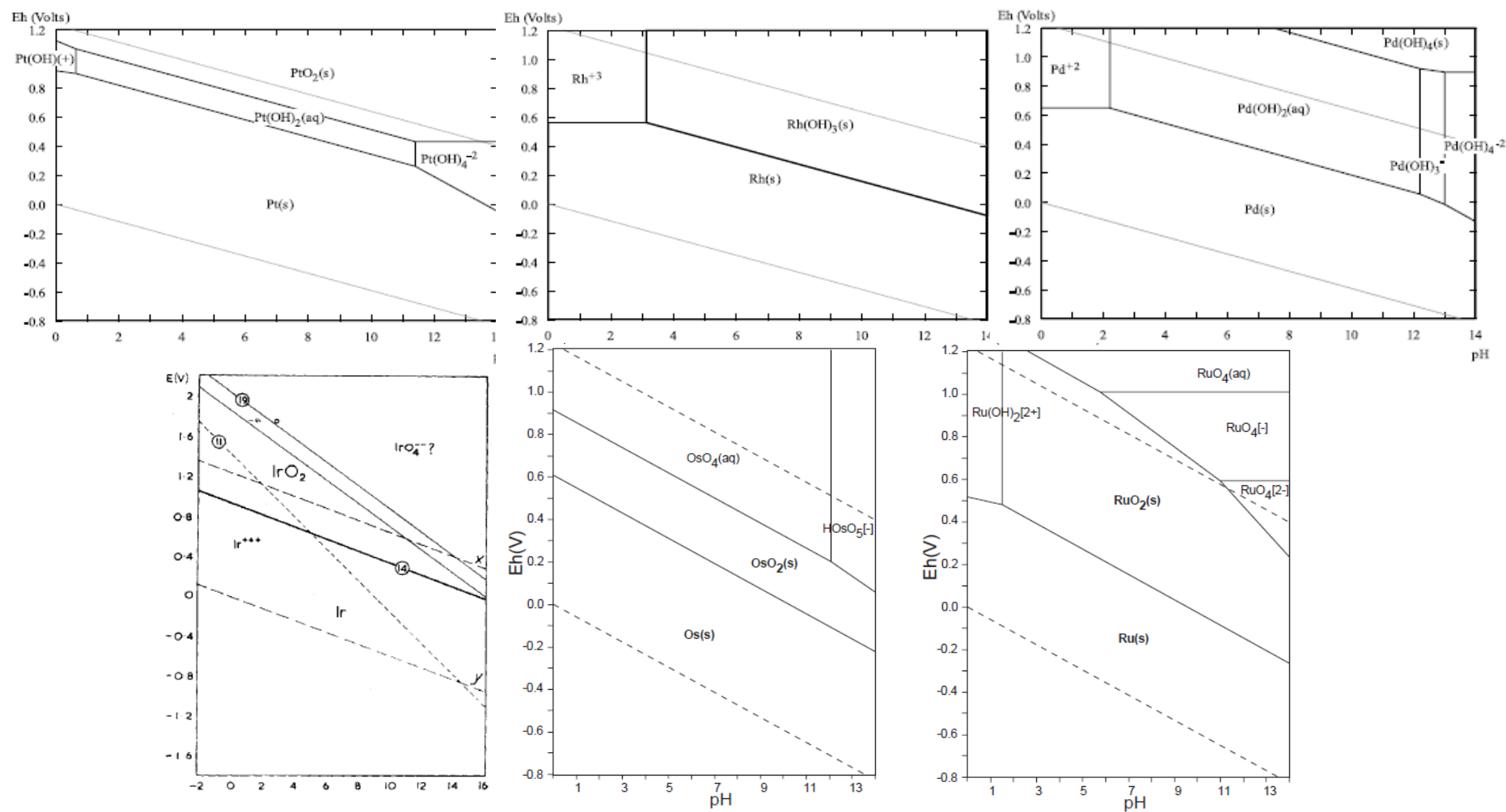


Figure 2 – Diagrammes Eh-pH simplifiés du platine, du rhodium et du palladium en milieu aqueux (Colombo et collab., 2008), ainsi que de l'iridium (Pourbaix et collab., 1959), de l'osmium et du ruthénium (NIAIST, 2015)

En milieu marin, l'oxygène semble jouer un rôle important dans la distribution du platine (López-Sánchez et collab., 2019). Dans l'eau de mer, près de 90 % du platine se trouve sous forme $\text{Pt}(\text{OH})^+$, les formes $\text{Pt}(\text{OH})_2(\text{aq})$ (9,7 %), $\text{Pt}(\text{Cl}_4)^{2-}$ (0,2 %) et $\text{Pt}(\text{Cl}_3)^-$ (0,1 %) étant peu présentes (Azaroual et collab., 2001). À pH 6,7 à 7,9, le palladium y est retrouvé sous les formes PdCl_4^{2-} et $\text{PdCl}_3(\text{OH})^{2-}$, tandis que la forme $\text{Pd}(\text{OH})_2$ est prédominante à pH supérieur à 7,9 (Cobelo-García et collab., 2008; Wood et Normand, 2008; Van Middlesworth et Wood, 1999). Dans le cas de l'osmium, les modèles thermodynamiques prédisent que l'espèce H_3OsO_6^- sera dominante, bien que les espèces OsO_4^0 , HOsO_5^- et OsCl_6^- seront également présentes (Palmer et collab., 1988; Racionero-Gómez et collab., 2017). Ces mêmes modèles prédisent que les espèces IrCl_6^{2-} et IrCl_6^{3-} devraient être les formes dominantes de l'iridium dans l'eau de mer (Anbar et collab., 1997). Aucune information sur la spéciation du rhodium et du ruthénium dans l'eau de mer n'a été répertoriée dans la littérature consultée, bien qu'il ait été démontré que le rhodium puisse former des complexes forts avec les chlorures (Brookins, 1987). Notons que les réactions d'oxydoréduction (redox) du platine dans le milieu aquatique ont été plus étudiées que celles des autres EGP, bien qu'il subsiste des incertitudes sur les valeurs des constantes thermodynamiques du platine dans le milieu aquatique.

Mountain et Wood (1988) ont montré que le transport de platine dans les eaux de surface sous forme de PtCl_4^{2-} peut se produire dans des conditions relativement oxydantes et acides. Le palladium est plus mobile dans les eaux de surface sous forme hydroxylée (Cameron et Hattori, 2003), alors que les eaux de surface acides formées par oxydation des sulfures favorisent sa dispersion. Le palladium présente la mobilité la plus élevée des EGP compte tenu de sa faible affinité pour les particules et de son potentiel de bioaccumulation en milieu aquatique (Turner et Wu, 2007).

Plusieurs auteurs ont mis en évidence que les formes dominantes de platine, de palladium et de rhodium, qui présentent des propriétés physicochimiques similaires (Pawlak et collab., 2014), forment des complexes forts avec les chlorures, le bisulfite, le thiosulfate, l'ion hydroxyde, l'ammoniaque et la matière organique naturelle (Colombo et collab., 2008; Dahlheimer et collab., 2007; Jean-Soro et collab., 2013; Lustig et collab., 1998; Mountain et Wood 1988; Reith et collab., 2014). Des complexes peuvent aussi se former avec les carbonates et les phosphates, mais ceux-ci sont plutôt faibles.

Dans les sols, tout comme dans les sédiments, le palladium se lie aux hydroxydes et se retrouve sous forme $\text{Pd}(\text{OH})_2$, $\text{Pd}(\text{OH})_3^-$ ou $\text{Pd}(\text{OH})_4^{2-}$ (Sako et collab., 2009). La présence d'argile, d'oxydes de manganèse et de fer ainsi que de carbonates influence la mobilité des EGP dans ces matrices environnementales. Ainsi, les espèces de platine et de rhodium chargées positivement, telles que $\text{Pt}(\text{OH})^+$ et $\text{Rh}(\text{OH})^{2+}$, peuvent s'adsorber à la surface chargée négativement de la kaolinite ou des oxydes de manganèse, ce qui limite leur mobilité dans le sol (Sucha et collab., 2016). La birnessite, un oxyde de manganèse commun dans les sols qui a une charge de surface négative dans de nombreux types de sols (pH: 1,8 à 2,2, Tripathy et collab., 2001), peut fixer et réduire la mobilité des espèces de platine et de rhodium chargées positivement. En revanche, la goethite, l'oxyde de fer le plus abondant et stable dans les sols tempérés, a une charge de surface positive dans la majorité des sols (pH : 7,5 à 9,4, Cornell et Schwertmann, 1996), ce qui peut faciliter la migration des espèces de platine et de rhodium chargées positivement dans les sols. Par ailleurs, la calcite présente dans les sols contribue à augmenter le pH de ces derniers, ce qui conduit à la précipitation de carbonates et à une augmentation des charges négatives de kaolinite et d'oxydes de manganèse et de fer, ce qui augmente leur affinité pour les espèces de platine et de rhodium chargées positivement. Notons que ce type de complexation est défavorisé avec les espèces de palladium et de rhodium non chargées, telles que $\text{Pd}(\text{OH})_2$ et $\text{Rh}(\text{OH})_3$, qui demeurent alors mobiles dans le sol (Sucha et collab., 2016). Ainsi, en raison de la prédominance de leur charge neutre, les espèces du palladium sont plus mobiles dans le sol que celles des autres EGP (Leopold et collab., 2017). Les espèces du palladium sont de 103 à 105 fois plus labiles que celles du platine (Cook et collab., 1992; Wood et Vlassopoulos, 1990). La présence d'anions, principalement les chlorures (Cl^-), augmente de façon importante la solubilité des espèces du palladium dans les sols (Zereini et collab., 2017; Nachtigall et collab., 1996). Ceci est également le cas des espèces du rhodium et du platine, mais dans une proportion moindre (Zereini et collab., 2017). La solubilité des espèces du palladium dans un sol dépend aussi fortement du pH, le niveau d'oxygène dissous ne jouant pas un rôle important (Zereini et collab., 2017).

D'après HSDB (2020), la mobilité du platine dans un sol est davantage observée dans des sols ayant des concentrations de chlorures élevées ou des pH faibles. Zereini et ses collaborateurs (1997) ont évalué le

comportement du platine et du rhodium après l'addition de chlorure de sodium (NaCl; 0 à 1 000 mg) dans des colonnes contenant des échantillons de sols mélangés à des convertisseurs catalytiques broyés. Aux concentrations utilisées, le NaCl n'a eu qu'un effet négligeable sur la solubilité du platine et du rhodium après cinq mois, mais un pH très bas (≈ 1) a eu une incidence sur la solubilité de ces deux EGP.

La présence de matière organique peut également influencer le transport des EGP, autant dans les sols que dans les eaux naturelles (Abdou et collab., 2019; Fletcher et collab., 1995; Wood, 1996). De nombreuses formes de matière organique, telle la présence d'acide humique, de pyrophosphate, de triphosphate et de L-méthionine, peuvent augmenter la solubilité du platine (Li et Byrne, 1990; Lustig et collab., 1998), ce qui peut alors accentuer sa mobilité. Les sidérophores, c'est-à-dire des ligands organiques sécrétés par des bactéries ou des plantes pour extraire les éléments nutritifs métalliques retrouvés dans le sol, ont également le potentiel de solubiliser les EGP, les rendant ainsi plus mobiles (Dahlheimer et collab., 2007; Martín-Peinado et Rodríguez Tovar, 2010; Wiseman et Zereini, 2009). À pH similaire, la présence d'acide fulvique et de certains analogues organiques simples, comme l'acétate et le phthalate, peut augmenter les concentrations de platine (Wood, 1990; Wood, 1996) et de palladium (Wood, 1996; Wood et collab., 1994) dans une solution aqueuse, comparativement à celles retrouvées dans de l'eau distillée. Ces résultats laissent à penser que les sites de liaison sur l'acide fulvique, tels que les acides carboxyliques simples, peuvent complexer et favoriser la solubilisation des EGP dans le milieu naturel, améliorant de manière substantielle leur transport dans l'environnement en formant des complexes dissous. Les complexes sont plus solides avec des ligands S- et N-, comparativement à des ligands O- (Wood et collab., 1994). En revanche, la floculation des acides fulviques/humiques, à la suite de l'adsorption de ces acides sur des surfaces minérales, d'une modification de pH ou de la force ionique, peut immobiliser les EGP. Certains EGP, dont le palladium, peuvent alors s'incorporer dans la structure de la matière organique (Fletcher et collab., 1995; Mizutani et collab., 1999) ou précipiter dans les solides en suspension et sédimenter (HSDB, 2020).

Peu d'études ont porté sur le comportement de l'iridium, du rhodium et de l'osmium dans les sols. L'iridium est considéré comme l'un des EGP les moins mobiles dans ce compartiment environnemental (Colodner et collab., 1992). D'ailleurs, Martín-Peinado et Rodríguez-Tovar (2010) ont effectué des extractions sélectives pour déterminer les formes dans lesquelles l'iridium peut être mobilisé dans un sol donné. La fraction résiduelle d'iridium, non solubilisée par un agent d'extraction, était > 90 % de la concentration totale d'iridium dans le sol, indiquant que les formes insolubles d'iridium sont dominantes dans ce compartiment environnemental. Le modèle de distribution de l'iridium, établi par ces auteurs, démontre qu'il ressemblait à celui des éléments moins mobiles, tels que le plomb et l'arsenic (Martín-Peinado et Rodríguez-Tovar, 2010). Les teneurs en iridium dans un sol étaient corrélées à celles en soufre et en fer, ainsi qu'à la présence d'argile et au pH (Martín-Peinado et Rodríguez-Tovar, 2010). La mobilité du rhodium et de l'osmium serait équivalente à celle du platine (HSDB, 2020).

2.3. Concentrations environnementales

Le platine est présent naturellement dans l'environnement, les concentrations étant comprises entre 1 et 5 ng/g dans la croûte terrestre (OMS IPCS, 1991). Il se retrouve sous forme métallique ou combiné à certains minerais, notamment la sperrylite (PtAs_2), la coopérite $[(\text{Pt},\text{Pd})\text{S}]$ et la braggite $[(\text{Pt},\text{Pd},\text{Ni})\text{S}]$ (Rao et Reddi, 2000). On le trouve également combiné aux sulfures de cuivre et de nickel. Les minéralisations à EGP comprennent : 1) les gisements où les EGP sont dominants avec le nickel (Ni) et le cuivre (Cu) comme sous-produits possibles, un type de minerais dont peu d'exemples sont connus au Québec; 2) les gisements de Ni-Cu où les EGP apparaissent comme sous-produits, un type de minerais beaucoup plus commun (Clark, 2001; Barnes et Gomwe, 2011).

Le palladium est inclus dans les minerais de kotulskite $[\text{Pd}(\text{Te},\text{Bi})]$, de monchéite $[(\text{Pt},\text{Pd})(\text{Te},\text{Bi})_2]$, de merenskyite $[\text{Pd}(\text{Te},\text{Bi})_2]$, de palladoarsénide (Pd_2As), de stillwatérite (Pd_8As_3), de vysotskite (PdS), de stibiopalladinite (Pd_5Sb_2) et de sopchéite ($\text{Ag}_4\text{Pd}_3\text{Te}_4$) (Sassani et Shock, 1998). La concentration moyenne dans la croûte terrestre est de 0,4 ng/g.

Dans la nature, le rhodium est exclusivement retrouvé dans les minerais contenant du platine et du palladium (Brookins, 1987). Les concentrations moyennes de cet élément dans la croûte terrestre sont d'environ 0,1 ng/g (Wedepohl, 1995).

L'osmium peut être retrouvé à l'état natif ou sous forme d'osmiridium, un alliage naturel d'osmium et d'iridium retrouvé dans certains sables contenant d'autres EGP (Livingstone, 2017; Slansky et collab., 1991). Il peut également être retrouvé dans le minerai de nickel (Zaykov et collab., 2017). Ses concentrations naturelles sont de l'ordre de 0,1 ng/g (Wedepohl, 1995).

L'iridium se retrouve dans la nature soit sous forme d'iridium natif, soit comme composant du platine ou de l'osmium natif. Parmi les alliages naturels, le plus connu avec l'osmium est l'osmiridium (Livingstone, 2017). Il figure également en quantité non négligeable dans les gisements secondaires d'or et de platine natif. Il est récupéré commercialement comme un sous-produit des mines de nickel (Zaykov et collab., 2017). Les concentrations moyennes dans la croûte terrestre sont d'environ 0,02 ng/g (Rauch et Morrison, 2008).

Le ruthénium est inclus dans les minerais de laurite (RuS_2), de ruarsite (RuAsS) et de ruthenarsénite $[(\text{Ru},\text{Ni})\text{As}]$. Tout comme dans le cas des autres EGP, on rencontre également des traces de ruthénium dans une série de minerais de nickel et de cuivre (Livingstone, 2017). On le retrouve naturellement dans la croûte terrestre à des teneurs de l'ordre de 0,1 ng/g (Wedepohl, 1995).

En raison de leur faible abondance dans la croûte terrestre, les teneurs naturelles en EGP dans le milieu aquatique sont généralement très faibles. Dans les eaux de surface en milieu isolé, le palladium et le platine se trouvent habituellement à des concentrations dissoutes inférieures à 1 ng/l (Hall et Pelchat, 1993). Cependant, depuis l'introduction, il y a plus de 20 ans, du catalyseur automobile, on observe une augmentation cumulative des concentrations en EGP dans l'environnement. Plusieurs études font état de ces augmentations, en particulier autour des exploitations de minerais d'EGP et à proximité des routes.

À titre d'exemple, une étude réalisée dans les villes de Francfort et d'Offenbach, en Allemagne, a montré une augmentation moyenne des teneurs en platine dans l'air de 46 fois ($3,1 \text{ pg/m}^3$ en 1988 à 147 pg/m^3 en 1998) et de 27 fois pour celles en rhodium ($\leq 0,2$ à $5,4 \text{ pg/m}^3$) entre 1988 et 1998 (Zereini et collab., 2001). Sur un intervalle de deux ans, les teneurs mesurées dans des sols de surface localisés près des routes principales allemandes sont passées de 46 ng Pt/g et 7 ng Rh/g à 330 ng Pt/g et 45 ng Rh/g (Schäfer et collab., 1999). En 2007, des concentrations en palladium aussi élevées que 516 ng/g ont été mesurées dans des poussières près de ces mêmes routes, alors qu'elles variaient entre 14 et 22 ng/g en 1994 (Leopold et collab., 2008). L'analyse des EGP dans des échantillons de glace du Groenland a montré que les teneurs environnementales ont augmenté de plusieurs ordres de grandeur depuis 7 000 ans : de 0,01 à 0,33 ng/l pour le platine, de 0,01 à 0,76 ng/l pour le palladium et de 0,0007 à 0,05 ng/l pour le rhodium (Barbante et collab., 1999). Une augmentation significative des concentrations en EGP a également été observée dans la neige de régions alpines datées du 18^e siècle, montrant la contamination atmosphérique d'origine anthropique par le platine, le palladium et le rhodium dans les dernières décennies (Barbante et collab., 1999; Van de Velde et collab., 2000; Soyol-Erdene et collab., 2011a). Les teneurs en platine dans les sédiments en bordure de routes suédoises sont passées de 3,0 ng/g en 1984 à 8,9 ng/g en 1991 (Wei et Morrison, 1994). Les concentrations en platine dans les sédiments du Rhin, en Allemagne, ont atteint 31,2 $\mu\text{g/g}$, ce qui représente un enrichissement de 10 000 comparativement aux teneurs naturelles de 0,5 à 4 ng/g (Reith et collab., 2014). L'augmentation du platine dans les sédiments de la baie de Toulon, en France, au cours des 25 dernières années (concentrations de 12 à 16 ng/g) reflète l'évolution globale de la demande de platine en Europe, celle-ci ayant augmenté d'un facteur 20 en 20 ans, en lien avec la demande pour les catalyseurs automobiles (Abdou et collab., 2019).

Ces études ont mis en évidence que les concentrations en EGP dans les sols et les poussières prélevées en bordure de routes sont corrélées avec le trafic routier, ce qui signifie que ces métaux n'ont probablement pas pour origine l'industrie lourde ou chimique (Leopold et collab., 2017; Pyrzynska, 2000; Rinkovec et collab., 2018; Spaziani et collab., 2008; Sutherland et collab., 2007; Wang et collab., 2007; Wiseman et collab., 2016; Zhitenko et collab., 2016). Notons que l'accumulation dans les différents compartiments environnementaux dépend également des précipitations locales, les périodes sèches limitant la déposition

en bordure des artères principales (Liu et collab., 2015). L'accumulation est habituellement supérieure dans la couche de sols de surface (0 à 30 cm) (Leopold et collab., 2017).

Le tableau 2 – présente des exemples d'accumulations dans les compartiments environnementaux longeant les routes de plusieurs pays. Le tableau 3 – concentrations présente des accumulations dans les milieux situés autour de mines en exploitation. Précisons qu'il ne s'agit pas d'une liste exhaustive, mais elle permet néanmoins de déterminer l'ampleur de la contamination reliée aux EGP.

Les effluents d'établissements médicaux sont une autre source anthropique émergente de platine dans l'environnement, en raison de son utilisation croissante dans les médicaments anticancéreux. Cet élément est mesuré dans les effluents hospitaliers à des concentrations variant entre < 10 à 140 000 ng/l (Kümmerer et collab., 1999; Vyas et collab., 2014), alors que des concentrations jusqu'à 605 µg/kg ont été mesurées dans des sédiments localisés à proximité d'une usine de traitement des eaux usées (Laschka et Nachtwey, 1997). De 3 à 12 % du platine relâché dans l'environnement proviendrait du milieu hospitalier (Kümmerer et collab., 1999).

Tableau 2 – Concentrations des EGP dans différents compartiments environnementaux

Lieu de prélèvement	Concentration						Références
	Platine	Palladium	Rhodium	Ruthénium	Iridium	Osmium	
Sols (ng/g)							
Allemagne	141 – 175	5,7 – 6,5	23 – 27	–	–	–	Schäfer et collab., 1998
Francfort-sur-le-Main, Allemagne	1,6 – 16,2	70 – 180	0,9 – 1,9	–	–	–	Zereini et collab., 2017
Karlsruhe, Allemagne	154,9 ± 9,5	–	–	–	–	–	Fliegel et collab., 2004
	112 – 166	n.d. – 27,2	16,6 – 43,3	–	–	–	Schafer et collab., 1999
Ulm et Munich, Allemagne	–	< 1,7 – 193	–	–	–	–	Leopold et collab., 2017
Oxford, Angleterre	15,9 ± 7,5	121 ± 12	22,4 ± 4,7	–	–	–	Hooda et collab., 2007
Sheffield, Angleterre	8 – 606	8 – 1 050	–	–	–	–	Jackson et collab., 2007
	606	1 050	–	–	–	–	Prichard et collab., 2008
	16 – 416	20 – 472	14 – 113	–	–	–	Prichard et collab., 2009
Autriche	0,2 – 134	0,3 – 25	0,03 – 13	0,02 – 5,77	0,03 – 1,1	–	Fritsche et Meisel, 2004
São Paulo, Brésil	0,3 – 17,4	1,1 – 58	0,1 – 8,2	–	–	–	Morcelli et collab., 2005
	1 – 208	5 – 378	0,2 – 45	–	–	–	Ribeiro et collab., 2012
Toronto, Canada	0,7 – 170	n.d. – 664	0,4 – 30	–	–	–	Wiseman et collab., 2016
Séoul, Corée	0,4 – 221	–	–	–	–	–	Lee et collab., 2012
Beijing, Chine	7,6 – 126	3,38 – 57,5	0,97 – 31,4	–	–	–	Pan et collab., 2009

Lieu de prélèvement	Concentration						Références
	Platine	Palladium	Rhodium	Ruthénium	Iridium	Osmium	
Sols (ng/g)							
Guangzhou, Chine	6,56 – 90,9	6,68 – 120	1,99 – 31,7	–	–	–	Pan et collab., 2009
	1,62 – 27,1	3,24 – 41,1	0,27 – 4,30	0,07 – 0,24	0,01 – 0,04	0,052 – 0,15	Qi et collab., 2011
Hong Kong, Chine	0,98 – 44,2	1,35 – 30,1	0,10 – 3,78	0,060 – 0,27	0,019 – 0,25	0,016 – 0,087	Qi et collab., 2011
	15,4 – 160	6,93 – 107	1,61 – 34,5	–	–	–	Pan et collab., 2009
Macao, Chine	3,58 – 21,9	2,01 – 27,3	0,44 – 5,63	–	–	–	Pan et collab., 2009
Qingdao, Chine	3,72 – 9,72	3,26 – 13,4	1 – 2,88	–	–	–	Pan et collab., 2009
Shenzhen, Chine	0,43 – 40,9	1,5 – 71,4	0,10 – 6,05	0,041 – 0,12	0,010 – 0,065	0,024 – 0,12	Qi et collab., 2011
Xuzhou, Chine	1,0 – 4,7	1,1 – 3,7	–	–	–	–	Wang et Sun, 2009
États-Unis	64 – 73	18 – 31	3 – 7	0,6 – 0,7	0,3 – 0,4	–	Ely et collab., 2001
Accra, Ghana	15 ± 5,3	–	–	–	–	–	Kylander et collab., 2003
Athènes, Grèce	34 – 254	20,3 – 236	–	–	–	–	Riga-Karandinos et collab., 2006
Ioannina, Grèce	2,8 – 225	1,8 – 14	5,7 – 49,5	–	–	–	Tsogas et collab., 2009
Calcutta, Inde	2,59 – 9,43	1,31 – 4,07	0,40 – 2,27	–	–	–	Pan et collab., 2009
Mumbai, Inde	3,20 – 9,40	1,32 – 42,4	0,24 – 1,36	–	–	–	Pan et collab., 2009

Lieu de prélèvement	Concentration						Références
	Platine	Palladium	Rhodium	Ruthénium	Iridium	Osmium	
Sols (ng/g)							
Naples, Italie	≤ 2 – 52	≤ 10 – 110	--	–	–	–	Cicchella et collab., 2003
	≤ 1 – 13,8	–	–	–	–	–	Angelone et collab., 2002
	4,7 – 14,3	–	–	–	–	–	Spaziani et collab., 2008
Padoue, Italie	0,1 – 5,7	–	–	–	–	–	Spaziani et collab., 2008
Palerme, Italie	0,2 – 3,9	–	–	–	–	–	Spaziani et collab., 2008
Rome, Italie	7 – 19,4	–	–	–	–	–	Cinti et collab., 2002
	24 – 41	8,5 – 10,9	11 – 20	–	–	–	Beccaloni et collab., 2005
	7,0 – 19,4	–	–	–	–	–	Spaziani et collab., 2008
Viterbe, Italie	4,9 – 20	–	–	–	–	–	Spaziani et collab., 2008
Mexico, Mexique	2,2 – 332,7	2,5 – 82,7	0,7 – 39,1	–	–	–	Morton et collab., 2001
Prague et Ostrava, République tchèque	≤ 160	≤ 49	≤ 3,9	–	n.d.	–	Mihaljevic et collab., 2013
Poussières (ng/g)							
Cologne, Allemagne	283 – 303	59 – 95	–	–	–	–	Kovacheva et Djingova, 2002
Karlsruhe, Allemagne (tunnel)	98,2 – 296	–	–	–	–	–	Fliegel et collab., 2004
Mayen, Allemagne	252 - 269	60 – 68	–	–	–	–	Kovacheva et Djingova, 2002

Lieu de prélèvement	Concentration						Références
	Platine	Palladium	Rhodium	Ruthénium	Iridium	Osmium	
Poussières (ng/g)							
Munich, Allemagne	178,8	–	31,2	–	–	–	Gomez et collab., 2002
	–	13,5 – 282	–	–	–	–	Boch et collab., 2002
	–	311,4 – 516	–	–	–	–	Leopold et collab., 2008
Saarbrücken, Allemagne	138 – 178	90 – 107	–	–	–	–	Kovacheva et Djingova, 2002
Steinlehrpfad, Allemagne	280 – 307	82 – 95	–	–	–	–	Kovacheva et Djingova, 2002
Ulm, Allemagne (tunnel)	–	302 – 319	–	–	–	–	Leopold et collab., 2017
Londres, Angleterre	73,7	–	–	–	–	–	Gomez et collab., 2002
	101,6 – 764,2	–	–	–	–	–	Ward et Dudding, 2004
Newcastle upon Tyne, Angleterre	8,1 – 118,5	2,7 – 203,7	1,2 – 54,8	–	–	–	Okorie et collab., 2015
Sheffield, Angleterre	57,7	–	–	–	–	–	Gomez et collab., 2002
	133 – 408	230 – 444	43 – 113	–	–	–	Prichard et collab., 2008
	27 – 408	26 – 453	–	–	–	–	Jackson et collab., 2007
	7 – 189	6 – 2 040	1 – 33	–	–	–	Prichard et collab., 2009
Vienne, Autriche	–	4,5 – 133	–	–	–	–	Limbeck, 2006
	205 – 1 445	201 – 1 230	–	–	–	–	Nischkauer et collab., 2015
Perth, Australie	53,8 – 419	58,2 – 440,5	8,8 – 91,4	–	–	–	Whiteley et Murray, 2003

Lieu de prélèvement	Concentration						Références
	Platine	Palladium	Rhodium	Ruthénium	Iridium	Osmium	
Poussières (ng/g)							
Gand, Belgique	7 – 34	–	–	–	–	–	Folens et collab., 2018
Toronto, Canada	99	89	9,2	15,5	9,0	≤ 2	Wiseman et collab., 2018
Beijing, Chine	4,0 – 356,3	0,1 – 124,9	2,8 – 97,1	–	–	–	Wang et collab., 2007
	9,4 – 182,9	17,4 – 458,8	4,0 – 68,0	–	–	–	Gao et collab., 2012
	12,3 – 84,6	10,1 – 131	3,5 – 30,6	–	–	–	Pan et collab., 2013
Fuzhou, Chine	13,4 – 83,7	30,1 – 119,6	3,3 – 16,3	–	–	–	Gao et collab., 2012
Guangzhou, Chine	13,8 – 315	27,8 – 538	8,6 – 134	–	–	–	Pan et collab., 2013
	4,66 – 48,2	13 – 554	2,14 – 14,5	0,040 – 0,16	0,036 – 0,16	0,019 – 0,051	Qi et collab., 2011
Hong Kong, Chine	35,5 – 268	59,4 – 307	11,4 – 68,4	–	–	–	Pan et collab., 2013
	205 ± 100	–	–	–	–	–	Kan et Tanner, 2004
	9,13 – 187	12,4 – 287	0,93 – 29,4	0,083 – 0,54	0,064 – 3,15	0,024 – 0,14	Qi et collab., 2011
Macao, Chine	28,4 – 385	31,4 – 472	7,6 – 88	–	–	–	Pan et collab., 2013
Qingdao, Chine	4,3 – 86,4	7,2 – 211	2,5 – 50	–	–	–	Pan et collab., 2013
Shanghai, Chine	34,4	117,9	29,4	–	–	–	Liu et collab., 2009; cités dans Gao et collab., 2012
	7,9 – 54,9	32,1 – 178	5,1 – 26,4	–	–	–	Pan et collab., 2013
Shenzhen, Chine	14,1 – 181	42,4 – 514	4,9 – 53,1	0,15 – 3,90	0,054 – 0,80	0,031 – 0,154	Qi et collab., 2011
Tianjin, Chine	17,2 – 134,7	44,7 – 128,8	7,1 – 23,9	–	–	–	Gao et collab., 2012

Lieu de prélèvement	Concentration						Références
	Platine	Palladium	Rhodium	Ruthénium	Iridium	Osmium	
Poussières (ng/g)							
Wuhan, Chine	0,4 – 42,9	4,7 – 128,8	0,1 – 21,3	–	–	–	Gao et collab., 2012
	7,2 – 49,2	3,8 – 63,3	2,9 – 18,1	–	–	–	Pan et collab., 2013
Xiamen, Chine	9,9 – 178,6	13,5 – 193,7	5,8 – 28,7	–	–	–	Gao et collab., 2012
Séoul, Corée	2,3 – 444	–	–	–	–	–	Lee et collab., 2012
Écosse	13 – 335	–	–	–	–	–	Higney et collab., 2002
Madrid, Espagne	31 – 2 252	–	11 – 182	–	–	–	Gomez et collab., 2001
	317	–	74	–	–	–	Gomez et collab., 2002
	–	39 – 140	–	–	–	–	Garcia et collab., 2001
Houston, États-Unis (tunnel)	529 ± 130	770 ± 208	152 ± 52	–	–	–	Spada et collab., 2012
Houston, États-Unis (routes)	35 – 131	10 – 88	6 - 8	–	–	–	Spada et collab., 2012
Oulu, Finlande	71,9	–	15,5	–	–	–	Niemelä et collab., 2004
Accra, Ghana	39 ± 24	–	–	–	–	–	Kylander et collab., 2003
Ioannina, Grèce	4,1 – 306	2,1 – 8,2	6,1 – 64,6	–	–	–	Tsogas et collab., 2009
Calcutta, Inde	2,6 – 51	0,7 – 63,6	0,2 – 21,3	–	–	–	Pan et collab., 2013
Hyderabad, Inde	1,5 – 43	1,2 – 58	0,2 – 14,2	–	–	–	Mathur et collab., 2011
Naples, Italie (tunnel)	217 – 1 177	–	–	–	–	–	Spaziani et collab., 2008
Naples, Italie (routes)	52 – 312	–	–	–	–	–	Spaziani et collab., 2008

Lieu de prélèvement	Concentration						Références
	Platine	Palladium	Rhodium	Ruthénium	Iridium	Osmium	
Poussières (ng/g)							
Rome, Italie (routes)	14,4 – 62,2	102 – 504	1,9 – 11,1	–	–	–	Petrucci et collab., 2000
	34	202,7	4,8	–	–	–	Gomez et collab., 2002
Rome, Italie (tunnel)	126 – 702	–	–	–	–	–	Spaziani et collab., 2008
Viterbe, Italie	61 – 147	–	–	–	–	–	Spaziani et collab., 2008
Bialystok, Pologne	34,2 – 110,9	32,8 – 42,2	6,0 – 19,7	–	–	–	Lesniewska et collab., 2004
Göteborg, Suède	93 ± 15	80 ± 13	196 ± 22	–	–	–	Motelica-Heino et collab., 2001
	325,5	70,8	101,8	–	–	–	Gomez et collab., 2002
	5 – 79	–	–	–	–	–	Folens et collab., 2018
Air (pg/m³)							
Berlin, Allemagne	–	0,2 – 14,6	–	–	–	–	Tilch et collab., 2000
Dortmund, Allemagne	0,02 – 5,1	–	–	–	–	–	Alt et collab., 1993
Francfort-sur-le-Main, Allemagne	0,4 – 55,4	≤ 0,6 – 44,3	≤ 0,5 – 11,6	–	–	–	Zereini et collab., 2004
Munich, Allemagne	4,1	–	0,3	–	–	–	Gomez et collab., 2002
	7,3 ± 6,5	–	–	–	–	–	Schierl et Fruhmann, 1996
	21,5 ± 13,8	–	–	–	–	–	Schierl, 2000
Londres, Angleterre	5,6	–	–	–	–	–	Gomez et collab., 2002
Sheffield, Angleterre	3,9	–	–	–	–	–	Gomez et collab., 2002

Lieu de prélèvement	Concentration						Références
	Platine	Palladium	Rhodium	Ruthénium	Iridium	Osmium	
Air (pg/m³)							
Buenos Aires, Argentine	2,3 – 47,7	–	0,3 – 16,8	–	–	–	Bocca et collab., 2006
Vienne, Autriche	n.d. – 26,8	n.d. – 29,1	–	–	–	–	Puls et collab., 2012
	4,3 ± 1,7	2,6 ± 0,6	0,4 ± 0,1	–	–	–	Kanitsar et collab., 2003
	6,2 – 37	1,5 – 7,5	–	–	–	–	Limbeck et collab., 2007
	8,5 – 144	2,6 – 33	–	–	–	–	Limbeck et collab., 2007
Vienne, Autriche (tunnel)	8,5 – 144	2,6 – 33	–	–	–	–	Limbeck et collab., 2007
Rio de Janeiro, Brésil	–	60 – 2 100	< 12 – 250	–	–	–	da Silva et collab., 2008
Beijing, Chine	21,8	–	7,44	–	–	–	Pan et collab., 2009
	n.d. – 24,75	7,69 – 304	n.d. – 15,05	–	–	–	Zhang et collab., 2019
Guangzhou, Chine	10,9	–	4,68	–	–	–	Pan et collab., 2009
Zagreb, Croatie	0,09 – 4,15	1,13 – 15,31	0,19 – 2,61	–	–	–	Rinkovec et collab., 2018
Madrid, Espagne	≤ 0,1 – 57,1	–	≤ 0,2 – 12,2	–	–	–	Gomez et collab., 2001
	15,6	–	4,2	–	–	–	Gomez et collab., 2002
Boston, États-Unis	6,9 ± 1,9	8,1 ± 1,8	1,5 ± 0,5	–	–	0,068	Rauch et collab., 2005
Cape Cod, États-Unis	0,35 – 1,17	–	0,19 – 0,71	–	0,007 – 0,043	0,0005 – 0,0167	Sen et collab., 2013
Chicago, États-Unis	–	12 700	–	–	–	–	Wadden et collab., 1992; cités dans Scheff et collab., 1997
Raleigh, Caroline du Nord, États-Unis	3 – 10	0,1 – 10	0,4 – 1	–	–	–	Hays et collab., 2011

Lieu de prélèvement	Concentration						Références
	Platine	Palladium	Rhodium	Ruthénium	Iridium	Osmium	
Air (pg/m³)							
Texas, États-Unis	22 – 84	70,9 – 298,6	8,5 – 51,5	–	–	–	Bozlaker et collab., 2014
Budapest, Hongrie	–	0,25 – 0,86	–	–	–	–	Atilgan et collab., 2012
Calcutta, Inde	860 – 12 300	2 700 – 111 000	90 – 3 130	–	–	–	Diong et collab., 2016
Kanpur, Inde	2,4 – 110,9	–	–	–	0,01 – 0,7	0,012 – 0,051	Sen et collab., 2016
Rome, Italie	7,8 – 38,8	21,2 – 85,7	2,2 – 5,8	–	–	–	Petrucci et collab., 2000
	10,5	51,4	2,6	–	–	–	Gomez et collab., 2002
Mexico, Mexique	≤ 1,7 – 9,6	2,7 – 10,2	1,2 – 2,8	–	–	–	Rauch et collab., 2006
Göteborg, Suède	0,9 – 19,2	0,1 – 10	0,3 – 4,3	–	–	–	Rauch et collab., 2001
	12,3	4,1	3,0	–	–	–	Gomez et collab., 2002
Istanbul, Turquie	–	0,22 – 0,64	–	–	–	–	Atilgan et collab., 2012
Tchernivtsi, Ukraine	–	23 000 – 94 000	-	–	–	–	Scheff et collab., 1997
Eau de pluie (ng/l)							
Changji, Chine	n.d. – 6,38	3,18–84,25	n.d. – 3,53	–	–	–	Liu et collab., 2015
Séoul, Corée	0,003 – 0,07	–	–	–	0,0007 – 0,01	–	Soyol-Erdene et collab., 2011b
Sagamihara, Japon	0,1 – 1	n.d.	n.d.	–	–	–	Shimamura et collab., 2007
Tokyo, Japon	0,02 – 0,12	–	–	–	–	–	Mashio et collab., 2016

Lieu de prélèvement	Concentration						Références
	Platine	Palladium	Rhodium	Ruthénium	Iridium	Osmium	
Eau de surface (ng/l)							
Thohoyandou, Afrique du Sud	n.d. – 80 400	n.d. – 26 100	–	–	–	–	Odiyo et collab., 2006
Rivière Schwarzbach, Allemagne	< 0,9	1,0 ± 0,1	< 0,5	–	–	–	Eller et collab., 1989
Fleuve Rhin, Allemagne	< 0,9	0,4 ± 0,1	< 0,5	–	–	–	Eller et collab., 1989
Rivière Lorette, Québec, Canada	0,1 – 0,4	< 1,2 – 39	< 0,1 – 1,4	–	–	–	Roy, 2009
Rivière Duberger, Québec, Canada	< 0,3 – 1,1	< 1,2 – 74	< 0,1 – 1,8	–	–	–	Roy, 2009
Conduites pluviales, Québec, Canada	< 0,3 – 8,8	< 1,2 – 830,1	< 0,1 – 175	–	–	–	Roy, 2009
Rivière Lérez, Espagne	0,008 – 0,12	–	–	–	–	–	Cobelo-García et collab., 2013
Fleuve Pra, Ghana	< 0,1 – 9,5	< 10 – 37,3	1,3 – 6,7	–	–	–	Essumang et collab., 2008
Canal urbain, Como, Italie	0,31 – 2,7	–	–	–	–	–	Monticelli et collab., 2010
Fleuve Pô, Italie	< 10 – 69	< 8	< 12	–	–	–	Locatelli, 2006
Baie de Goro, Italie	< 10	< 8	< 12	–	–	–	Locatelli, 2006
Rivière Arakawa, Japon	0,03 – 1,27	–	–	–	–	–	Mashio et collab., 2016
Rivière Tama, Japon	0,25 – 0,92	–	–	–	–	–	Obata et collab., 2006
	0,01 – 0,91	–	–	–	–	–	Mashio et collab., 2016

Lieu de prélèvement	Concentration						Références
	Platine	Palladium	Rhodium	Ruthénium	Iridium	Osmium	
Sédiments (ng/g)							
Rivière Humber, Angleterre	6 – 8	5 – 8	1 – 2	–	–	–	Prichard et collab., 2008
Rivière Stour, Angleterre	< 0,29 – 34,2	< 0,16 – 12,8	< 0,11 – 5,5	< 0,15 – 3,73	< 0,03 – 2,69	–	de Vos et collab., 2002
Shire Brook, Angleterre	3 – 64	4 – 57	n.d. – 7	–	–	–	Prichard et collab., 2008
Rivières Trent et Don, Angleterre	2 – 35	2 – 14	n.d. – 3	–	–	–	Prichard et collab., 2008
Ruisseau d’Avondale, Australie	12 ± 3	12 ± 4	–	–	–	–	Pratt et Lottermoser, 2007
Rivière Lézère, Espagne	1,2 ± 0,5	–	–	–	–	–	Cobelo-García et collab., 2013
Port de Boston, États-Unis	3,1 – 4,4	2,4 – 6,1	–	–	–	–	Tuit et collab., 2000
Baie de Toulon, France	6 – 15	–	–	–	–	–	Abdou et collab., 2019
Fleuve Pra, Ghana	< 10 – 171	< 10 – 537	< 10 – 55	–	–	–	Essumang et collab., 2008
Lagune de Venise, Italie	0,024 – 10,04	1,43 – 34,07	0,062 – 43,64	–	–	–	Boni et collab., 2007
Prodelta du Tage, Portugal	0,74 ± 0,10	–	–	–	–	–	Cobelo-García et collab., 2011
Estuaire du Tage, Portugal	2 ± 3	–	–	–	–	–	Cobelo-García et collab., 2011
Estuaire du Tage, Portugal	0,022 – 40,1	–	–	–	–	–	Almécija et collab., 2016

n.d. : non détecté

Tableau 3 – Concentrations en platine et en palladium, telles que rapportées dans la littérature, dans différents compartiments environnementaux retrouvés au pourtour de mines d’EGP en exploitation

Lieu de prélèvement	Concentration		Références
	Platine	Palladium	
Sols (ng/g)			
Complexe de Bushveld, Afrique du Sud	698 ± 178	–	Rauch et Fatoki, 2013
Complexe de Stillwater, Montana	120 – 150	120 – 150	Fuchs et Rose, 1974
	Max : 1 010	Max : 725	Riese et Arp, 1986
Lac Sheen, Québec	< 2 – 306	< 0,5 – 29	Cook et collab., 1992
Tulameen, Colombie-Britannique	4 – 85	2 – 48	Cook et Fletcher, 1993
Sédiments (ng/g)			
Lac Tantaré, Québec	2,9	2	Bérubé, 2005
Lac Vose, Québec	2,7	< 0,3	Bérubé, 2005
Lac des Îles, Ontario	0,3 – 14,2	0,3 – 90,8	Dyer et collab., 2002
Tulameen, Colombie-Britannique	8 – 91	2 – 48	Cook et Fletcher, 1993
Eau de surface (ng/l)			
Lac Sheen et lac Long, Québec	–	100 – 300	Wood et Vlassopoulos, 1990
Lac Sheen, Québec	< 10 – 150	< 2,5 – 400	Cook et collab., 1992
Lac Tantaré, Québec	< LD	2,7 ± 0,2	Bérubé, 2005
Lac Vose, Québec	< LD	4,8 ± 0,2	Bérubé, 2005
Eau souterraine (ng/l)			
Lac Sheen et lac Long, Québec	–	250 – 1 700	Wood et Vlassopoulos, 1990

LD : limite de détection

3. Potentiel de bioaccumulation

3.1. Bactéries

Peu d'études ont porté sur la bioaccumulation des métaux du groupe platine chez les microorganismes.

Etschmann et ses collaborateurs (2016), qui ont exposé la bactérie *Cupriavidus metallidurans*, souche CH34 à 9,75 mg/l de chlorure de platine(IV), ont montré que la distribution du platine à l'intérieur de la cellule est demeurée stable pendant les 18 jours d'exposition.

Yong et ses collaborateurs (2002) ont exposé la bactérie *Desulfovibrio desulfuricans* à 2 mmol/l de palladium, de platine et de rhodium, ce qui représente des concentrations de 0,39, 0,39 et 0,21 µg/l respectivement. Ils indiquent que le palladium a une plus grande affinité pour la bactérie par rapport au platine et au rhodium. En effet, l'absorption était de 50 % pour le palladium, mais était de 12 % pour le rhodium et le platine. Une variation du pH montre que l'absorption du palladium est renforcée dans des conditions acides, l'absorption maximale ayant été obtenue à pH 2. L'étude suggère également qu'un excès de chlorure inhibe l'absorption du palladium. Notons toutefois que, bien que ce type de bactéries soit connu pour être tolérant à des conditions acides, de telles conditions ne sont pas représentatives de celles retrouvées dans l'environnement.

3.2. Algues et plantes aquatiques

Quelques études ont cherché à définir le potentiel de bioaccumulation des principaux éléments du groupe des platines dans les plantes aquatiques.

Rauch et ses collaborateurs (2004b) ont étudié la prise en charge du platine par les communautés naturelles de périphyton prélevées dans la rivière Lärjeån, en Suède. Ces communautés ont été exposées en laboratoire, pendant 24 heures, au platine divalent (Pt^{2+}) et au platine tétravalent (Pt^{4+}), dans de l'eau de la rivière (pH = 7,2 à 7,6; dureté = 0,4 mmol/l; concentration en carbone organique dissous [COD] = 0,5 mmol/l) et dans une eau de référence. Dans les deux types d'eau, la prise en charge du platine augmentait de façon proportionnelle à la concentration d'exposition. L'absorption du platine dans l'eau de la rivière était néanmoins plus faible que dans l'eau de référence. Cette différence serait liée à la présence de substances humiques dans l'eau de la rivière qui ont pu complexer le platine et le rendre moins disponible pour les organismes. Par ailleurs, la prise en charge du platine tétravalent était équivalente à celle du platine divalent dans les deux types d'eau testés. Or, les auteurs supposaient que l'accumulation de platine tétravalent serait moins importante que celle du platine divalent, résultats obtenus lors d'une précédente étude dont la durée d'exposition était de 96 heures (Rauch et Morrison, 1999), et que l'oxydoréduction du Pt^{4+} en Pt^{2+} semblait être une condition préalable à l'absorption et l'accumulation de Pt^{4+} par les organismes vivants. Dans le cas de l'exposition de 24 heures, la durée de l'expérimentation a pu être suffisamment longue pour que le Pt^{4+} ait été réduit en Pt^{2+} , puis que l'accumulation ait atteint la concentration maximale avant la fin de l'étude dans le cas de l'exposition au Pt^{4+} , mais en revanche trop courte pour que l'accumulation maximale de Pt^{2+} ait été atteinte avant la fin de l'exposition dans le cas de l'exposition au Pt^{2+} .

D'après Tétrault (2014), l'internalisation du platine dans l'algue d'eau douce *Chlamydomonas reinhardtii* est corrélée à la concentration de métal mesurée dans le milieu. Ainsi, à pH 6, pour des concentrations comprises entre 4,6 et 94,2 µg/l dans une eau de référence (milieu de culture MHSM-1), la prise en charge du platine, soit la quantité moyenne à l'intérieur des cellules, était comprise entre $8,4 \times 10^{-19}$ et $3,2 \times 10^{-17}$ mol/cellule (figure 3 –). À pH 8, pour des concentrations d'exposition entre 5,4 et 110,7 µg/l, la prise en charge variait alors de $1,4 \times 10^{-19}$ à $5,0 \times 10^{-18}$ mol/cellule. De plus, ces résultats indiquent que, dans les conditions d'expérimentation, la prise en charge du platine par cette algue serait similaire selon le pH. Pour le palladium, le pH influençait la prise en charge de ce métal par l'algue (Tétrault, 2014). Ainsi, à pH 6, pour une exposition à des concentrations entre 0,6 et 23,3 µg/l, la prise en charge du palladium était comprise entre $8,4 \times 10^{-20}$ et $1,3 \times 10^{-17}$ mol/cellule (figure 4 – prise). À pH 7, pour des concentrations en

solution similaires, la prise en charge était plus élevée, soit de $2,9 \times 10^{-19}$ à $1,1 \times 10^{-16}$ mol/cellule. À pH 8, la prise en charge était plus faible, allant de $1,5 \times 10^{-19}$ à $5,0 \times 10^{-18}$ mol/cellule. La prise en charge est donc plus importante à pH 7 qu'à pH 6 et à pH 8. Le pH pourrait influencer la vitesse à laquelle le palladium est pris en charge par *C. reinhardtii*, la vitesse à laquelle il est excrété ou la vitesse de croissance de l'algue.

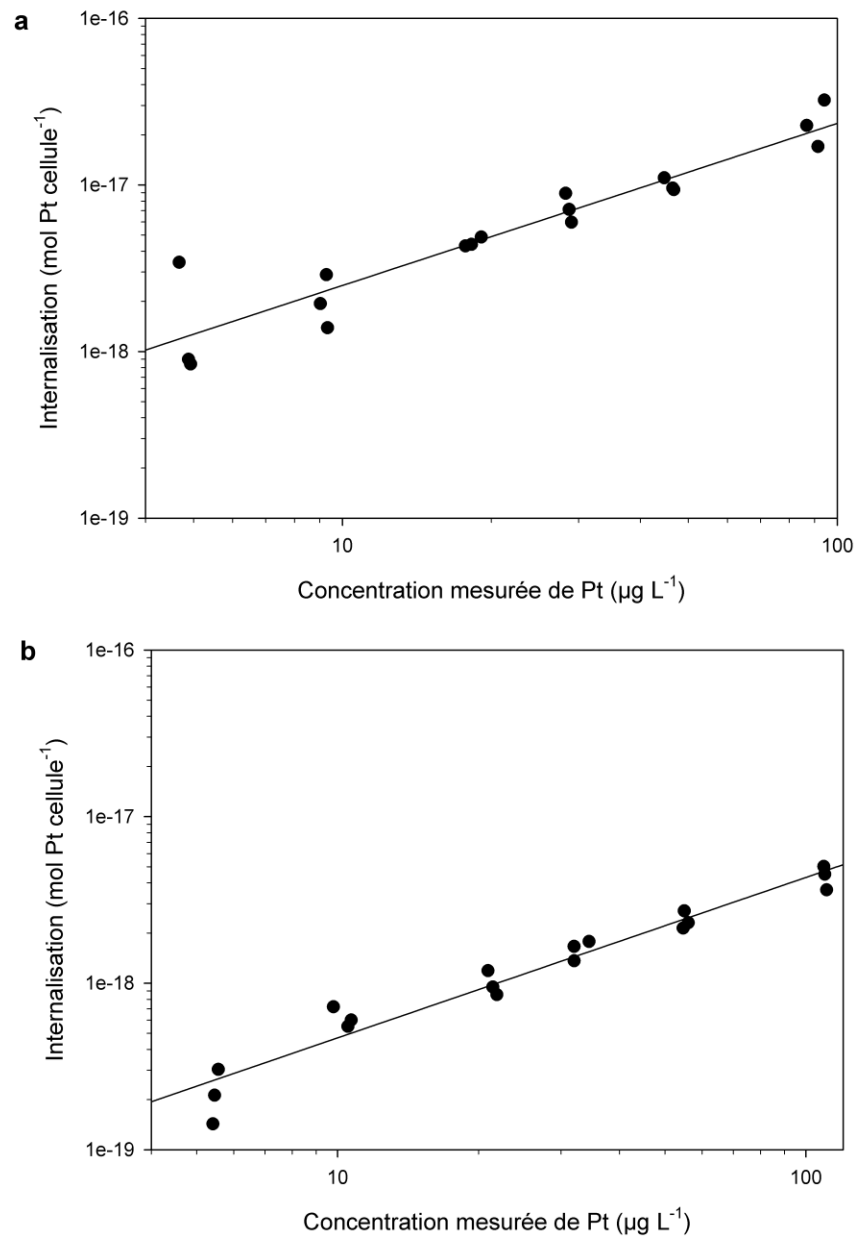


Figure 3 – Prise en charge du platine par *C. reinhardtii* en fonction du pH (a : pH 6,0 et b : pH 8,0) et de la concentration dans le milieu, après une exposition de 96 heures dans une eau de référence (Tétrault, 2014)

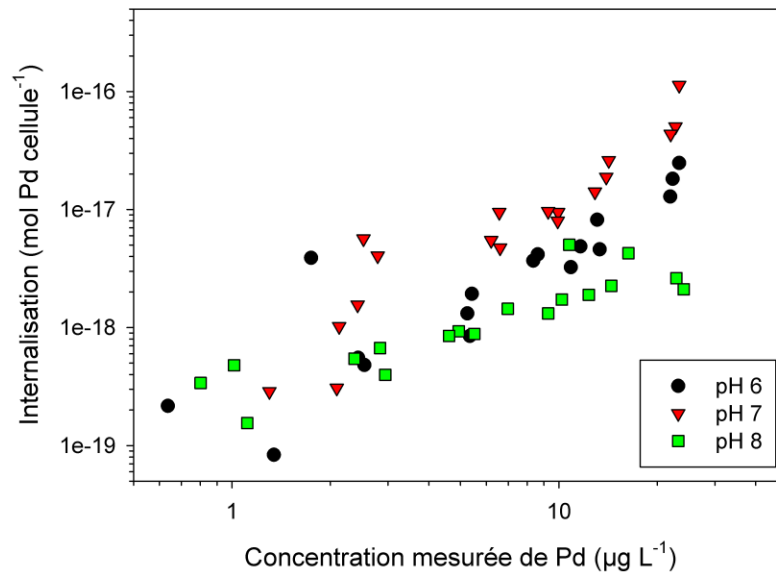


Figure 4 – Prise en charge du palladium par *C. reinhardtii* en fonction du pH et de la concentration dans le milieu, après une exposition de 96 heures dans une eau de référence (Tétrault, 2014)

Racine (2016) a poursuivi les travaux de Tétrault (2014) afin : 1) d'examiner la gestion intracellulaire du palladium et du platine chez l'algue verte *C. reinhardtii* grâce au fractionnement subcellulaire; 2) de déterminer l'influence du pH et de la durée d'exposition (1 ou 14 heures) sur la distribution subcellulaire. À la suite d'expositions à des concentrations inférieures à 200 nM, la majorité du palladium et du platine a été observée dans la fraction organites (dite sensible). À pH 7, les pourcentages de distribution dans cette fraction étaient de 52 % pour le palladium et de 65 % pour le platine. Pour les pH 6 et 7, l'accumulation dans les différentes fractions de la cellule algale, du plus concentré vers le moins concentré, était : Organites > HSP (protéines thermorésistantes) > HDP (protéines thermosensibles) > Débris > Granules. Une petite différence a été observée à pH 8, bien que les fractions où l'accumulation était maximale ou minimale étaient les mêmes : Organites > HSP > Débris > HDP > Granules. Ainsi, les EGP avaient moins tendance à se loger dans les granules, où un maximum de 1 % y était accumulé. Il n'y avait aucune différence significative selon la durée d'exposition. Ce résultat suggère que la distribution des EGP dans les différentes fractions de la cellule avait atteint un état stationnaire assez rapidement. D'après l'auteur, les résultats indiquent un potentiel relativement élevé de transfert trophique du palladium et du platine puisqu'ils sont présents dans les fractions organites, les HDP et les HSP. Ainsi, toujours selon l'auteur, près de 100 % des EGP retrouvés dans les HDP et les HSP seraient transférables au niveau trophique supérieur.

Rioux (2018) a également poursuivi les travaux de Tétrault (2014) en évaluant l'absorption du platine en présence de 10 mg C/L de matière organique naturelle (MON) provenant de la rivière Suwannee chez l'algue verte unicellulaire *Chlamydomonas reinhardtii* exposée à des concentrations de 0 à 150 µg/l pendant 96 heures. La prise en charge du platine était plus élevée lors de l'exposition en présence de MON. Ainsi, en absence de MON, pour des concentrations comprises entre 4,53 et 94,4 µg/l dans une eau de référence (milieu de culture MHSM-1), la prise en charge du platine était comprise entre $1,73 \times 10^{-18}$ et $2,18 \times 10^{-17}$ mol/cellule. En présence de MON, pour des concentrations d'exposition entre 8,04 et 151 µg/l, la prise en charge variait alors de $3,24 \times 10^{-18}$ à $1,15 \times 10^{-15}$ mol/cellule. La quantité de platine internalisée augmentait linéairement avec la concentration de platine dans le milieu d'exposition.

Diehl et Gagnon (2007) ont étudié l'influence de certains nutriments essentiels, soit le calcium à l'état divalent (Ca^{2+}) et le zinc à l'état divalent (Zn^{2+}), et de la matière organique sur l'accumulation du platine et d'un mélange de platine, de palladium et de rhodium à concentrations égales de 0,1 mg/l chez deux

espèces de plantes aquatiques : l'élodée du Canada (*Elodea canadensis*) et l'arum de Virginie (*Peltandra virginica*). Pendant une période de deux semaines, *E. canadensis* a été exposé aux EGP dans une eau de référence (Sigma® Bold Modified Basal Nutrient Solution), et *P. virginica* a été exposée dans une solution Hoagland modifiée. L'accumulation en platine dans les tissus végétaux était dépendante de la concentration d'exposition (0,05 à 5,0 mg/l) et était de 87 à 326 fois cette concentration (tableau 4). Chez *P. virginica*, les EGP étaient entièrement retrouvés dans les racines, aucune détection n'ayant été obtenue dans les feuilles. Ceci indique qu'il y a eu peu ou pas de translocation de ces métaux des racines vers les feuilles pour cette plante. Notons que l'accumulation en rhodium était supérieure à celle du platine à la suite de l'exposition au mélange de 0,1 mg/l de platine, de palladium et de rhodium (tableau 4 **Erreur ! source du renvoi introuvable.**). Enfin, l'addition de cations divalents (Ca^{2+} : 120 mg/l et Zn^{2+} : 12,6 mg/l) ou d'acide humique (5 mg/l) dans le milieu de croissance n'a eu aucun effet statistiquement significatif sur l'accumulation des EGP chez les deux espèces étudiées, sauf à deux exceptions. Ces différences significatives d'un point de vue statistique ont été observées chez *E. canadensis* exposée à 0,1 mg/l de platine en présence d'acide humique ou à un mélange de 0,1 mg/l d'EGP en présence d'acide humique. Ainsi, l'exposition d'*E. canadensis* en présence d'acide humique a entraîné une augmentation de l'absorption du platine par rapport à l'exposition sans acide humique à cette concentration.

Tableau 4 – Facteurs de bioconcentration chez deux espèces de macrophytes aquatiques exposées à des éléments du groupe platine dans différentes conditions

Traitement	<i>Elodea canadensis</i>		<i>Peltandra virginica</i>	
	Platine	Rhodium	Platine	Rhodium
0,05 mg/l Pt	127,4	–	–	–
0,1 mg/l Pt	87,7	–	85	–
1,0 mg/l Pt	215,9	–	–	–
5,0 mg/l Pt	325,7	–	–	–
0,1 mg/l Pt + Pd + Rh	221	962	112	226
0,1 mg/l Pt + Pd + Rh avec acide humique	105	450	132	363

Source : Diehl et Gagnon, 2007

L'analyse de roseaux communs (*Phragmites australis*) prélevés dans six localités de la Sicile, en Italie, a montré que les accumulations en EGP dans les feuilles étaient plus élevées dans les zones urbaines (Bonanno et Pavone, 2015). Les teneurs en palladium étaient environ un ordre de grandeur supérieur à celles en platine (tableau 5 →), ce que les auteurs attribuent à la plus grande solubilité du palladium. En effet, la fraction soluble du platine serait inférieure à 10 % de la quantité totale retrouvée dans les gaz d'échappement, tandis que celle du palladium serait d'environ 50 % (Moldovan et collab., 2002). Aucune relation n'a été mise en évidence entre les teneurs accumulées dans les feuilles des roseaux et celles des milieux d'échantillonnage. Ainsi, ces résultats suggèrent que l'eau et les sédiments n'ont pas joué un rôle majeur dans l'exposition et l'accumulation des EGP chez le roseau commun. Ceci tend à démontrer l'importance de la dispersion atmosphérique, reliée à la circulation automobile, dans l'accumulation des EGP par les végétaux.

Tableau 5 – Accumulations en EGP dans des feuilles de roseaux communs et dans son milieu naturel, pour six différentes régions d'Italie

Site	Eau ($\mu\text{g/l}$)	Sédiments ($\mu\text{g/kg}$)	Feuilles ($\mu\text{g/kg}$)
Platine			
Morello	$0,10 \pm 0,02$	$0,05 \pm 0,01$	$0,80 \pm 0,05$
Ancipa	$0,21 \pm 0,02$	$0,10 \pm 0,01$	$0,92 \pm 0,05$
Ogliastro	$0,04 \pm 0,01$	$0,05 \pm 0,01$	$0,78 \pm 0,15$
Catania	$0,15 \pm 0,02$	$0,02 \pm 0,003$	$18,3 \pm 4,1$
Simeto	$0,25 \pm 0,03$	$0,09 \pm 0,01$	$14,5 \pm 2,0$
Syracuse	$0,32 \pm 0,03$	$0,15 \pm 0,01$	$23,5 \pm 3,2$
Palladium			
Morello	$5,71 \pm 0,85$	$0,10 \pm 0,02$	$2,56 \pm 0,31$
Ancipa	$10,3 \pm 2,22$	$0,24 \pm 0,03$	$1,69 \pm 0,33$
Ogliastro	$10,5 \pm 1,88$	$0,09 \pm 0,02$	$1,76 \pm 0,25$
Catania	$10,7 \pm 2,31$	$0,45 \pm 0,06$	210 ± 36
Simeto	$8,65 \pm 2,04$	$0,12 \pm 0,02$	188 ± 22
Syracuse	$8,95 \pm 1,34$	$0,21 \pm 0,04$	235 ± 47
Rhodium			
Morello	$0,06 \pm 0,01$	$0,01 \pm 0,001$	$0,93 \pm 0,12$
Ancipa	$0,10 \pm 0,02$	$0,03 \pm 0,001$	$1,84 \pm 0,19$
Ogliastro	$0,05 \pm 0,01$	$0,01 \pm 0,001$	$1,57 \pm 0,35$
Catania	$0,11 \pm 0,02$	$0,02 \pm 0,001$	$4,64 \pm 0,67$
Simeto	$0,10 \pm 0,02$	$0,02 \pm 0,001$	$3,45 \pm 0,70$
Syracuse	$0,09 \pm 0,02$	$0,01 \pm 0,001$	$3,13 \pm 0,38$

Source : Bonanno et Pavone, 2015

En milieu marin, Cosden et ses collaborateurs (2003) ont montré que chez l'algue marine *Ulva lactuca* exposée en laboratoire à de l'eau du golfe du Mexique (pH = 7,0 à 7,5) enrichie de palladium (0,1 à 0,5 mg/l) et de platine (0,1 à 1,0 mg/l), la prise en charge de Pt(II) et de Pt(IV) est plus faible que celle de Pd(II) d'environ un ordre de grandeur. Toujours pour cette algue, une exposition à un mélange de 10 $\mu\text{g/l}$ de palladium, de platine et de rhodium dans de l'eau de mer (pH = 7,9 à 8,4) a démontré que l'absorption de rhodium est plus importante que celle du platine et du palladium (Turner et collab., 2007). La prise en charge du rhodium a augmenté considérablement lorsque le pH est passé de 7,9 à 8,4, alors qu'une légère hausse était observée pour le platine. Dans le cas du palladium, la prise en charge de ce métal n'était pas dépendante du pH. Le pourcentage de métal internalisé dans les cellules, évalué à la suite d'un lavage à l'éthylènediaminetétracétique (EDTA), était d'environ 40 % pour le rhodium, 80 % pour le palladium et 95 % pour le platine (tableau 6 –). Ces résultats suggèrent que, dans l'eau de mer, le rhodium, qui existe

principalement sous forme de chlorures, a tendance à s'adsorber à la surface des algues *Ulva lactuca*. Une plus faible proportion de rhodium pénètre dans les cellules comparativement au palladium et au platine.

Tableau 6 – Prise en charge des éléments du groupe platine par l'algue marine *Ulva lactuca*

EGP	Concentration totale (µg/g)	Concentration après lavage à EDTA (µg/g)	Internalisation (%)	Adsorption (%)
Rhodium	5,2 ± 1,0	2,0 ± 0,4	38,1	61,9
Palladium	3,0 ± 1,0	2,4 ± 0,5	80,6	19,4
Platine	1,7 ± 0,4	1,6 ± 0,5	94,2	5,8

Source : Turner et collab., 2007

Shams et ses collaborateurs (2014) ont obtenu des résultats différents avec l'algue marine *Chlorella stigmatophora*, qu'ils ont exposé à de l'eau de mer (pH ~ 7,8) enrichie d'un mélange de 20 à 30 µg/l de Rh(III), de Pd(II) et de Pt(IV). Après une exposition de 24 ou de 156 heures, l'accumulation et le pourcentage de rhodium internalisé étaient supérieurs à ceux du platine et du palladium. L'accumulation en rhodium a été relativement rapide pendant les 50 premières heures, suivie d'une période d'accumulation plus lente avant l'atteinte de l'état stationnaire. Le palladium était accumulé rapidement dans les 24 premières heures, tandis que le platine était accumulé de façon continue tout au long de l'exposition. À cause de leur affinité similaire, les auteurs proposent l'existence d'une compétition entre le platine et le palladium pour les sites intracellulaires mutuellement accessibles. Cette affinité expliquerait les niveaux similaires d'adsorption et d'internalisation obtenus pour ces métaux à la fin de l'exposition, soit 60 et 40 % respectivement.

Une seule étude a évalué l'accumulation en osmium dans les plantes aquatiques. Racionero-Gómez et ses collaborateurs (2017) ont analysé les teneurs en osmium accumulées dans l'algue marine *Fucus vesiculosus* prélevée dans le port de Staithes, en Angleterre. Les résultats montrent que l'osmium n'était pas retrouvé dans une structure spécifique de l'algue, mais dans tout son organisme (tableau 7 –). D'ailleurs, l'accumulation en cet EGP n'était pas significativement différente selon les structures, à l'exception du crampon, où les teneurs inférieures seraient reliées à son rôle d'ancrage au substrat. L'accumulation en osmium dans chacune des structures était entre 1 600 et 3 700 fois supérieure à la concentration mesurée dans l'eau de mer prélevée au site d'échantillonnage, soit 0,0156 ng/l.

Tableau 7 – Accumulations en osmium dans les différentes structures de l'algue marine *Fucus vesiculosus* prélevée dans le port de Staithes

Structure	Accumulation (ng/kg)
Lames	37,6 ± 0,7
Stipes	25,2 ± 0,7
Vésicules	24,8 ± 0,7
Pointes	23,5 ± 0,7
Crampon	16,0 ± 0,7
Organisme entier	33,8 ± 0,7

Source : Racionero-Gómez et collab., 2017

À titre de comparaison, ces auteurs ont exposé en laboratoire, pendant 14 jours, les pointes de la même espèce dans de l'eau de mer (pH = 9) enrichie de 0,05, 0,1 ou 3 ng/l d'osmium. L'accumulation dans cette structure était positivement corrélée à celle en osmium retrouvé dans le milieu d'exposition (tableau 8 – accumulations). Les facteurs de bioconcentration algue-eau ($FBC_{\text{algue-eau}}$) étaient cependant moindres lorsque comparés à ceux mesurés en milieu naturel.

Tableau 8 – Accumulations en osmium dans les pointes de l'algue marine *Fucus vesiculosus* exposée en laboratoire pendant 14 jours

Concentration d'exposition (ng/l)	Accumulation (ng/kg)	$FBC_{\text{algue-eau}}$
0,05	20,5 – 21,2	410 – 424
0,1	28,6 – 32,7	286 – 327
3	194,3 – 201,6	65 – 67

Source : Racionero-Gómez et collab., 2017

3.3. Plantes terrestres

Plusieurs études ont documenté la bioaccumulation des EGP chez les plantes terrestres. Elles sont présentées dans les paragraphes suivants.

Les résultats d'une étude menée par Lyubomirova et Djingova (2014) montrent qu'une fois dans le sol, une partie des EGP métalliques sont oxydés et transformés en espèces biodisponibles. Les EGP seraient alors incorporés dans la biomasse végétale, à partir des racines, en se liant à des espèces de faible poids moléculaire riches en soufre (Ek et collab., 2004a; Pawlak et collab., 2014). Le platine se lierait au soufre par un mécanisme impliquant des groupes sulfhydryles, tel que les phytochélatines, un peptide de faible masse moléculaire (Klueppel et collab., 1998). Des résultats semblables ont été rapportés pour le palladium. Ainsi, Alt et ses collaborateurs (2002) ont étudié la liaison du palladium à des ligands organiques dans des feuilles d'endives (*Cichorium endivia* var. *crispum*) exposés à une solution de $Pd(NO_3)_2$ pendant deux jours. Leurs résultats montrent que 23 % du palladium total étaient associés aux espèces de poids moléculaires élevés (> 10 kDa), l'élution maximale étant obtenue autour de 160 kDa. Enfin, Messerschmidt et ses collaborateurs (1994) rapportent que plus de 90 % du platine total, chez des extraits de plantes indigènes exposées au platine, étaient liés à des espèces de faible poids moléculaire (environ 1 kDa) et moins de 10 %, à des espèces ayant des poids moléculaires de 19 à > 1 000 kDa.

Il a également été démontré que le diamètre des particules de palladium a une influence sur sa solubilisation et sur sa prise en charge chez l'orge (Battke et collab., 2008). En effet, des plantes exposées à des solutions nutritives contenant du palladium particulaire, dont le diamètre variait entre 1 et 12 nm, comme celui des particules émises par les convertisseurs catalytiques, accumulaient de 5 à 15 fois plus de palladium que celles exposées à des particules de 1 µm.

Plusieurs études ont mis en évidence le rôle du pH dans la prise en charge des EGP par les plantes. Ainsi, Bali et ses collaborateurs (2010) ont montré que l'accumulation du platine chez la luzerne cultivée (*Medicago sativa*) et chez la moutarde brune (*Brassica juncea*), à partir de substrats aqueux, variait avec le pH (2, 3, 5, 7 et 9). L'adsorption était supérieure en milieu acide, avec un maximum à pH 2 pour *M. sativa* et à pH 3 pour *B. juncea*, laissant présager un rôle de la charge nette de surface sur la bioaccumulation du platine. En effet, à pH acide, les surfaces des cellules végétales présenteraient une charge positive nette, ce qui entraînerait l'attraction du platine et, donc, une plus grande accumulation. À pH plus élevé, la surface des cellules végétales serait chargée négativement, entraînant une répulsion du platine également chargé négativement, ce qui expliquerait la diminution de la liaison du métal et, par conséquent, une plus faible accumulation de platine dans les racines des deux espèces.

Deux études, réalisées en laboratoire, présentent des facteurs de bioconcentration (FBC) des EGP chez les plantes en fonction du type de sols. L'accumulation du platine, apporté sous forme de $\text{Pt}(\text{NH}_3)_4(\text{NO}_3)_2$, par le ray-grass anglais (*Lolium perenne*), cultivé dans un sol limono-sableux, était faible (FBC entre 0,008 et 0,032). Cette accumulation était élevée chez le concombre (*Cucumis sativus*) cultivé en serre hydroponique (FBC de 11 à 42 dans les pousses et de 1 700 à 2 100 dans les racines) (Verstraete et collab., 1998). Les auteurs attribuent ces différences entre les deux plantes aux faits que :

- (i) les concombres sont des espèces dicotylédones, tandis que le ray-grass est une espèce monocotylédone. Plusieurs études ont démontré que les dicotylédones ont une plus grande capacité d'accumulation de métaux comparativement aux monocotylédones;
- (ii) lors de l'exposition du ray-grass anglais, le platine n'a été ajouté qu'une seule fois au sol limono-sableux, tandis que les solutions nutritives des plants de concombre étaient changées deux fois par semaine. Par conséquent, la quantité totale de platine dans laquelle les plants de concombre ont été exposés était supérieure à celle des plants de ray-grass;
- (iii) le platine était beaucoup moins mobile dans le sol utilisé pour exposer le ray-grass anglais que dans la solution nutritive utilisée pour exposer le concombre.

Dans une autre étude, également réalisée en laboratoire, l'absorption des EGP par le ray-grass d'Italie (*Lolium multiflorum*) a été étudiée dans deux types de sols, soit un sol brun forestier et un tchernoziom riche en carbonates (Lyubomirova et Djingova, 2014). Les résultats montrent que dans les deux types de sols, les FBC étaient supérieurs pour le Pt(II) que pour le Pt(IV) (tableau 9 – accumulations). Ces résultats sont liés au fait que le Pt(II) est plus labile et possède une plus grande capacité à se lier à des acides aminés et des protéines que le Pt(IV) (Rauch et collab., 2004b). Des FBC plus élevés ont été observés dans le tchernoziom riche en carbonates, ce qui s'expliquerait par le pH alcalin et le faible pourcentage de carbone organique de ce sol (0,3 %). Ceci limiterait la formation de complexes organiques avec les substances humiques qui favoriseraient l'absorption des différents métaux du groupe platine par les plantes.

Tableau 9 – Accumulations dans des ray-grass d'Italie exposés à différentes teneurs en EGP

Type de sols	EGP	Concentration dans le ray-grass ($\mu\text{g/g}$)	Concentration dans le sol ($\mu\text{g/g}$)	FBC
Sol brun forestier	Platine	$0,23 \pm 0,2$	114 ± 4	0,002
	Rhodium	$0,052 \pm 0,001$	24 ± 1	0,002
	Palladium	$3,19 \pm 0,01$	148 ± 5	0,021
	Pt(II)	$5,6 \pm 0,4$	$14,1 \pm 0,2$	0,40
	Pt(IV)	$6,1 \pm 0,7$	$21,3 \pm 1,5$	0,28
Sol tchernoziom carbonate	Platine	$0,18 \pm 0,01$	$50,8 \pm 1,6$	0,003
	Rhodium	$0,043 \pm 0,003$	$10,0 \pm 0,3$	0,004
	Palladium	$2,38 \pm 0,02$	$74,5 \pm 1,8$	0,032
	Pt(II)	$5,8 \pm 0,5$	$6,0 \pm 1,0$	0,92
	Pt(IV)	$7,1 \pm 0,1$	$8,1 \pm 1,0$	0,88

Source : Lyubomirova et Djingova, 2014

Kowalska et ses collaborateurs (2004) ont mesuré en laboratoire les concentrations retrouvées dans différents tissus de moutarde blanche (*Sinapis alba*) et de ray-grass anglais (*Lolium perenne*) exposés en

laboratoire à des concentrations de 50 et 500 µg/l de platine sous forme $[\text{Pt}(\text{NH}_3)_4](\text{NO}_3)_2$. L'accumulation était plus importante dans les racines que dans les feuilles et les tiges (tableau 10 – accumulations).

Tableau 10 – Accumulations en platine (en µg/g) dans différents tissus de moutarde blanche (*Sinapis alba*) et de ray-grass anglais (*Lolium perenne*) exposés à des concentrations de 50 et 500 µg/l

Exposition (µg/l)	<i>Lolium perenne</i>		<i>Sinapis alba</i>		
	Feuilles	Racines	Feuilles	Tiges	Racines
50	0,32 – 0,71	9,69 – 13,3	1,09 – 1,72	2,07 – 3,70	7,37 – 18,9
500	5,41 – 8,42	50,8 – 90,3	5,41 – 8,70	9,23 – 21,3	65,3 – 85

Source : Kowalska et collab., 2004

Toujours en laboratoire, Asztemborska et ses collaborateurs (2015) ont mesuré la prise en charge du platine ajouté sous forme de nanoparticules (Pt-NP < 50 nm) chez la moutarde blanche (*Sinapis alba*) et le cresson alénois (*Lepidium sativum*). Chez ces deux espèces, les racines contenaient une concentration de platine significativement supérieure à celle dans les tiges (tableau 11 –). Les auteurs ont également exposé la moutarde blanche à du platine sous forme $[\text{Pt}(\text{NH}_3)_4](\text{NO}_3)_2$. Comparativement aux plants exposés aux nanoparticules, l'accumulation était plus élevée, et ce, dans tous les tissus. Des conclusions similaires ont été obtenues par Kinska et ses collaborateurs (2018) pour cette espèce après une exposition à des concentrations allant jusqu'à 1 mg/l de palladium sous forme nanoparticulaire ou de sels de palladium $(\text{Pd}(\text{NO}_3)_2)$. Ces résultats laissent présager une plus grande biodisponibilité du platine et du palladium lorsqu'ils sont sous forme de sels plutôt que de nanoparticules.

Tableau 11 – Facteurs de bioconcentration chez la moutarde blanche (*Sinapis alba*) et le cresson alénois (*Lepidium sativum*) exposés à du platine sous différentes formes

Exposition	<i>Lepidium sativum</i>		<i>Sinapis alba</i>	
	Tiges	Racines	Tiges	Racine
Exposition au Pt-NP				
1	3,1	148	3,5	190
10	1,8	17,9	1,7	185
50	–	–	1,1	175
100	0,04	3,3	–	–
Exposition au $[\text{Pt}(\text{NH}_3)_4](\text{NO}_3)_2$				
1	–	–	215	384

Source : Asztemborska et collab., 2015

De nombreuses études ont cherché à déterminer la bioaccumulation des EGP dans des plantes en milieu naturel. Quelques exemples sont présentés dans les paragraphes suivants. D'autres données sont présentées au tableau 12 –.

Tableau 12 – Concentrations en EGP, telles que rapportées dans la littérature, chez des plantes entières poussant en milieu naturel

Nom latin	Nom commun	Lieu de prélèvement	Concentration (ng/g)					Références
			Platine	Palladium	Rhodium	Ruthénium	Iridium	
<i>Allium cepa</i>	Oignon	Frühling, Allemagne	0,40 ± 0,14	–	–	–	–	Alt et collab., 1997
			0,03	–	–	–	–	
<i>Apium graveolens</i>	Céleri	Dortmund, Allemagne	1,3	–	–	–	–	
<i>Brassica oleracea</i>	Chou		1,1	–	–	–	–	
<i>Calamagrostis</i> sp.	Herbacé	Bordures de routes principales, Finlande	1,7 ± 0,3	–	0,7 ± 0,1	–	–	Niemelä et collab., 2004
		Dortmund, Allemagne	0,14 – 0,29	–	–	–	–	Alt et collab., 1997
		Bordures d'autoroutes allemandes	3,6 – 10,6	–	0,65 – 1,54	–	–	Helmers et collab., 1998
			17 – 96	–	2,5 – 14,9	–	–	Hees et collab., 1998
		0,2 m d'une autoroute de Munich, Allemagne	–	1,31	–	–	–	Schuster et collab., 2000, cités dans Ravindra et collab., 2004
		0,5 m d'une autoroute de Munich, Allemagne	–	0,70	–	–	–	
		1,0 m d'une autoroute de Munich, Allemagne	–	≤ 0,30	–	–	–	
		Routes faiblement achalandées, Pologne	19,1 ± 1,6	–	–	–	–	Kolodziej et collab., 2007
		Routes fortement achalandées, Pologne	42 ± 2	–	–	–	–	
		Bordures de routes américaines	1,2 – 1,7	1,0 – 1,4	0,10 – 0,12	0,16 – 0,23	0,06 – 0,09	Ely et collab., 2001

Nom latin	Nom commun	Lieu de prélèvement	Concentration (ng/g)					Références
			Platine	Palladium	Rhodium	Ruthénium	Iridium	
<i>Dactylis glomeratus</i>	Dactyle pelotonné	Zone urbaine, Royaume-Uni	8,94 ± 6,63	–	1,60 ± 0,78	–	–	Conti et Cecchetti, 2001
			2,18 – 22,74	3,78 – 23,75	0,64 – 3,89	–	–	Hooda et collab., 2007
<i>Daucus carota</i>	Carotte	Bordure de routes du comté de Dutchess, New York, États-Unis	14 600	10 200	700	–	–	Diehl et Gagnon, 2007
		Dortmund, Allemagne	0,31	–	–	–	–	Alt et collab., 1997
<i>Lactuca</i> sp.	Laitue	Dortmund, Allemagne	2,1	–	–	–	–	
<i>Lolium multiflorum</i>	Ray-grass d'Italie	Allemagne	4,6 – 5,8	0,10 ± 0,03	2,1 – 2,2	0,4 – 0,6	0,1 – 0,2	Djingova et collab., 2003
		Hanovre, Allemagne	1,5	–	–	–	–	Hoppstock et collab., 1989, cités dans Dubiella-Jackowska et collab., 2009
		Routes achalandées de Munich, Allemagne	0,8 – 2,9	–	–	–	–	Wäber et collab., 1996, cités dans Ravindra et collab., 2004
		Routes secondaires de Munich, Allemagne	0,2 – 0,5	–	–	–	–	
		Stuttgart, Allemagne	26,7	–	–	–	–	Alt et collab., 1998, cités dans Ravindra et collab., 2004
<i>Solanum lycopersicum</i>	Tomate	Dortmund, Allemagne	0,10	–			–	Alt et collab., 1997

Nom latin	Nom commun	Lieu de prélèvement	Concentration (ng/g)					Références
			Platine	Palladium	Rhodium	Ruthénium	Iridium	
<i>Solanum tuberosum</i>	Pomme de terre	Allemagne	0,55 ± 0,39	–	–	–	–	Lustig et collab., 1997
		Australie	0,007	–	0,0008	–	–	Orecchio et collab., 2019
		Belgique	0,007	–	0,017	–	–	
		France	13 – 21	–	0,0008	–	–	
		Abruzzes, Italie	0,007 – 0,233	–	0,0008	–	–	
		Campanie, Italie	0,007 – 0,16	–	0,0008	–	–	
		Émilie-Romagne,	0,007 – 17	–	0,0303	–	–	
		Latium, Italie	20	–	0,0008	–	–	
		Ombrie, Italie	1,3	–	0,0008	–	–	
		Marches, Italie	12	–	0,0008	–	–	
		Pouilles, Italie	0,007 – 0,288	–	0,0008 – 0,0087	–	–	
		Sicile, Italie	0,007 – 109	–	0,0008 – 0,016	–	–	
		Vénétie, Italie	69	–	0,0008	–	–	
<i>Plantago lanceolata</i>	Plantain lancéolé	Allemagne	3,6 – 10,1	0,45 – 2,1	1,1 – 3,4	0,3 – 0,8	≤ 0,02 – 0,30	Djingova et collab., 2003
<i>Poa trivialis</i>	Pâturin commun	Secteur résidentiel de Bialystok, Pologne	8,98 ± 0,39	3,2	0,68 ± 0,18	–	–	Lesniewska et collab., 2004
<i>Taraxacum officinale</i>	Pissenlit	Allemagne	5,4 – 30	0,83 – 3,1	2,0 – 7,0	0,4 – 0,9	≤ 0,02 – 0,4	Djingova et collab., 2003
<i>Trifolium</i> sp.	Trèfle	Stuttgart, Allemagne	2,26	–	–	–	–	Alt et collab., 1998, cités dans Ravindra et collab., 2004
<i>Vascellum pratense</i>	Vesse-de-loup des prés	Allemagne	5,9 ± 0,6	0,2 ± 0,1	0,5 ± 0,1	0,25 ± 0,05	≤ 0,004	Djingova et collab., 2003

L'analyse de la bioaccumulation de plus de 25 000 échantillons de végétaux provenant de régions éloignées de la Sibérie a permis la découverte de nouveaux gisements d'EGP (Reith et collab., 2014). Ainsi, des pins sylvestres (*Pinus sylvestris*) croissant sur une minéralisation dans ce secteur contenaient jusqu'à 5 000 ng Pt/g, comparativement à ceux prélevés dans des sites témoins, où les niveaux étaient inférieurs à 1 ng Pt/g. Rauch et Fatoki (2013), qui ont étudié l'accumulation en platine dans les plantes herbacées du complexe igné du Bushveld, en Afrique du Sud, la plus grande exploitation de platine au monde, ont mesuré des concentrations jusqu'à 256 ± 122 ng/g dans les plantes prélevées directement sur le site. Des teneurs élevées de platine ont également été observées dans les plantes prélevées dans deux villes situées à proximité (64 ± 43 et 43 ± 20 ng/g). En comparaison, une concentration de platine de $0,6 \pm 0,2$ ng/g a été mesurée sur un site ne présentant pas d'anomalie géologique. Au Nunavut (Canada), près du lac Ferguson, dépendamment de la distance par rapport à la zone minéralisée en EGP, les concentrations de palladium dans les tiges de bouleau nain (*Betula nana*) allaient de 8,5 à 4 014 ng/g et de 37,8 à 2 523 ng/g dans les tissus de thé du Labrador (*Ledum palustre*) (Rencz et Hall, 1992). Dans la même minéralisation, les teneurs en platine pouvaient atteindre 1 350 ng/g de platine dans les tiges de bouleau nain et 226 ng/g dans leurs feuilles (Coker et collab., 1991). Avant le début de l'exploitation de la mine Stillwater, dans le Montana, aux États-Unis, Fuchs et Rose (1974) ainsi que Riese et Arp (1986) ont mesuré des concentrations jusqu'à 3 000 ng Pt/g dans des échantillons de pin flexible (*Pinus flexilis*) et de sapin de Douglas (*Pseudotsuga menziesii*). Enfin, des concentrations de 40 ng/g ont été mesurées dans les brindilles d'épinette sur le site d'un gisement d'EGP du Gabbro de Duluth, en Amérique du Nord (Buchheit et collab., 1989).

La prise en charge des EGP chez diverses espèces de plantes (épinard *Spinacia oleracea*, cresson *Lepidium sativum*, ortie *Urtica dioica* et phacélie *Phacelia tanacetifolia*), cultivées en serre dans des sols sableux prélevés en bordure d'une autoroute allemande, a été étudiée par Schäfer et ses collaborateurs (1998). L'accumulation en EGP dans les plantes, cultivées dans des sols contenant environ 6 ng Pd/g, 25 ng Rh/g et 150 ng Pt/g, a atteint jusqu'à 1,9 ng Pd/g, 1 ng Rh/g et 8,6 ng Pt/g. Les conclusions de l'étude montrent que le transfert du sol aux plantes, chez toutes les espèces étudiées, diminue selon l'ordre $Pd > Pt > Rh$. D'après les travaux d'une autre équipe de recherche (Dubiella-Jackowska et collab., 2009), l'accumulation plus élevée en palladium s'expliquerait par une plus grande biodisponibilité de ce métal. Dans l'étude de Schäfer et ses collaborateurs (1998), les coefficients de transfert du platine et du rhodium étaient semblables à ceux du cuivre, un nutriment essentiel, et un ordre de grandeur plus élevé que ceux du plomb. Les coefficients de transfert du palladium chez la phacélie étaient quant à eux aussi élevés que pour le zinc.

De façon générale, les concentrations en EGP dans les végétaux situés en bordure de route sont corrélées à la circulation automobile du secteur étudié. À titre d'exemple, des concentrations dans l'herbe bordant des routes polonaises de $19,1 \pm 1,6$ ng/g ont été mesurées dans des zones de faibles achalandages, mais elles pouvaient atteindre 42 ± 2 ng/g dans les secteurs fortement achalandés (Kolodziej et collab., 2007).

Une étude américaine a également évalué la prise en charge des EGP par l'herbe poussant dans des sols bordant différentes routes. Les concentrations suivantes ont été mesurées : de 1,2 à 1,7 ng/g en platine, de 1,0 à 1,4 ng/g en palladium, de 0,10 à 0,12 ng/g en rhodium, de 0,16 à 0,23 ng/g en ruthénium et de 0,06 à 0,09 ng/g en iridium (Ely et collab., 2001). Ces teneurs n'étaient pas statistiquement différentes de celles mesurées dans de l'herbe poussant dans des sols prélevés à un site témoin. Par ailleurs, aucune différence n'a été démontrée entre les teneurs mesurées sur des feuilles rincées à l'éthanol et celles non rincées, ceci suggérant que l'adsorption des EGP par les plantes est minimale dans cette étude, comparativement au phénomène d'absorption. Ce résultat est contraire à ceux obtenus par Djingova et ses collaborateurs (2003), où des feuilles de pissenlit (*Taraxacum officinale*) et de plantain lancéolé (*Plantago lanceolata*), lavées à l'eau, ont montré des teneurs de deux à trois fois inférieures à celles des feuilles non lavées. Pan et ses collaborateurs (2009) ont également mesuré une accumulation en palladium et en rhodium supérieure dans des feuilles de plantes non lavées (palladium : 1,77 ng/g; rhodium : 0,41 ng/g) prélevées près d'une autoroute à Guangzhou, en Chine, comparativement à celles lavées à l'eau (palladium : 0,77 ng/g; rhodium : 0,14 ng/g). L'absorption à la surface des feuilles dépendrait, entre autres, des conditions climatiques. En effet, Riga-Karandinos et Saitanis (2004) ont étudié la prise en charge du platine et du palladium dans des feuilles de laurier (*Laurus nobilis*) le long de routes d'Athènes, en Grèce. Les auteurs rapportent des concentrations dans les feuilles plus élevées en septembre (Pt : 2 à 11 ng/g;

Pd : 1,1 à 12,9 ng/g) qu'en mai (Pt : ≤ 1 à 3 ng/g; Pd : $\leq 0,2$ à 3 ng/g). Ces accumulations proviendraient exclusivement de la déposition aérienne, les feuilles ayant été recueillies à une hauteur de 1,5 m. Les écarts entre les deux périodes de suivi s'expliqueraient par l'intensité des précipitations au printemps (11,2 mm en avril, 12,8 mm en mai) qui auraient lessivé le métal déposé sur les feuilles qui ont été récoltées au mois de mai par les auteurs. Les précipitations en juin étaient faibles (9,8 mm) et aucune précipitation n'a été mesurée dans les mois suivants, donnant lieu à des accumulations supérieures lors des mois d'été.

Les concentrations en EGP dans des aiguilles de pin (*Pinus silvestris*) prélevées dans des zones résidentielles de Bialystok, dans le nord-est de la Pologne, étaient inférieures aux limites de détection de la méthode d'analyse utilisée (Pt : $< 16,3$ ng/l; Rh : $< 5,2$ ng/l), tandis que les teneurs en platine et en rhodium dans la poussière des routes où poussaient ces arbres variaient de 34,2 à 110,9 ng/g et de 6,0 à 19,7 ng/g respectivement (Lesniewska et collab., 2004). Les aiguilles de pin ont été collectées à une hauteur de deux à trois mètres. Il est possible que les vents n'aient pas transporté les particules émises par les catalyseurs automobiles jusqu'à cette hauteur, d'où l'absence de platine et de rhodium dans les aiguilles de pin.

D'après l'étude de Dan-Badjo et ses collaborateurs (2007), une fois absorbés par les plantes, les EGP ne semblent pas être éliminés. Cette observation a été obtenue lors de l'étude de l'accumulation des EGP chez le ray-grass anglais (*Lolium perenne*), dont 84 plants ont été mis en pots pendant 90 jours le long d'une autoroute où circulent environ 65 000 véhicules par jour, avant d'être transféré dans une région éloignée pendant cinq semaines. Les accumulations en palladium (1,5 à 6,8 ng/g), en rhodium (1,5 à 3 ng/g) et en platine (0,3 à 1,4 ng/g) ne diminuaient pas de manière significative durant les cinq semaines suivant l'exposition, montrant l'absence de dépuraison par cette plante pour les trois éléments étudiés.

Ainsi, il semblerait que le feuillage des plantes pourrait être un excellent bio-indicateur pour suivre la contamination associée à ces contaminants issus des catalyseurs automobiles, dispersés le long des routes. L'écorce d'arbres pourrait également représenter un excellent bio-indicateur de la dispersion atmosphérique des EGP. Des accumulations en platine (0,07 à 5,4 ng/g), en palladium (1,6 à 3,2 ng/g) et en rhodium ($< 0,05$ à 1,8 ng/g) ont été détectées dans l'écorce de sycomores, de hêtres, de peupliers et de marronniers en Angleterre (Becker et collab., 2000). Ma et ses collaborateurs (2001) ont analysé les teneurs en platine dans des échantillons d'écorce de hêtres, de cèdres, de chênes, de pins et de peupliers provenant de différentes villes dans le monde (Sheffield et Londres, au Royaume-Uni, Madrid et Tenerife, en Espagne, Tokyo et Yakushima, au Japon, San Francisco et Hawaï, aux États-Unis). Les teneurs en platine dans l'écorce des arbres d'Hawaï ($5,4 \pm 2,5$ ng/g), de Tenerife ($5,6 \pm 1,3$ ng/g) et de Yakushima ($5,6 \pm 1,8$ ng/g), qui sont situées en régions éloignées, étaient relativement faibles. Il en est de même des villes espagnoles (Madrid : $5,2 \pm 2,6$ ng/g) et anglaises (Londres : $5,6 \pm 1,6$ ng/g et Sheffield : $3,9 \pm 1,9$ ng/g). En revanche, les concentrations dans l'écorce des arbres des grandes villes américaines (San Francisco : $13,0 \pm 11,7$ ng/g) et japonaises (Tokyo : $12,8 \pm 9,6$ ng/g) étaient plus élevées. Les concentrations dans l'écorce étaient corrélées au nombre d'automobiles dotées de catalyseurs dans chacune des villes.

Notons que, dans le cas d'une accumulation d'EGP dans les sols et non par dépôt sur les feuilles, les EGP ont tendance à s'accumuler dans les racines. Ainsi, Ronchini et ses collaborateurs (2015) ont évalué la distribution du palladium, apporté sous forme de K_2PdCl_4 , chez le pois cultivé (*Pisum sativum*) exposé à des concentrations de 0,10 à 25 mg/l dans une solution de Hoagland modifiée. La prise en charge du palladium par *P. sativum* débutait dès la germination des graines et se poursuivait tout au long de la vie de la plante. Le palladium était principalement fixé aux racines (84 à 94 % du métal absorbé). De la translocation à travers la tige vers les feuilles, dépendante de la concentration d'exposition, a été observée (tableau 13 –). Le palladium a également été détecté dans les fruits, bien qu'à de faibles niveaux, mais pas dans les graines. L'absorption du palladium était relativement constante tout au long de l'exposition. Ainsi, tout comme dans les plantes aquatiques, le palladium tend à s'accumuler dans les plantes principalement au niveau des racines, lorsque le palladium est présent dans la solution du sol. Une autre étude réalisée sur le ray-grass d'Italie (*Lotium multiflorum*) a mis en évidence la présence accrue des EGP dans les racines plutôt que dans les feuilles de la plante (Lesniewska et collab., 2004). Un phénomène de translocation peut par la suite se produire le long de la plante, mais la majorité des études rapportent des teneurs maximales dans les racines (Babula et collab., 2008; Gawronska et collab., 2018; Pallas et Jones,

1978). Des facteurs de translocation faibles, compris entre 0,017 et 0,079, ont été rapportés chez la luzerne cultivée *Medicago sativa* et chez la moutarde brune (*Brassica juncea*) exposées à des teneurs en platine entre 5 et 80 mg/l pendant de 24 à 72 heures (Bali et collab., 2010). D'autres données montrant la bioaccumulation des EGP dans les différents tissus des plantes sont présentées dans le tableau 14 –.

Tableau 13 – Accumulations en palladium (en µg/g) dans différents tissus du pois cultivé *Pisum sativum* exposé, via une solution de Hoagland modifiée, à des concentrations de 0,10 à 25 mg/l

Dose (mg/l)	Durée de l'exposition		
	56 jours	64 jours	71 jours
Racines			
0	n.d.	n.d.	n.d.
0,1	0,54	0,79	0,95
0,25	0,84	0,67	1,15
1,0	1,14	7,62	3,19
10	36,6	118	62,4
25	92,2	257	261
Tige			
0	n.d.	n.d.	n.d.
0,1	0,06	0,03	0,04
0,25	0,02	0,03	0,03
1,0	0,10	0,06	0,23
10	0,55	0,82	0,52
25	0,35	0,22	3,42
Feuilles			
0	n.d.	n.d.	n.d.
0,1	0,02	0,02	0,04
0,25	0,03	0,02	0,07
1,0	0,10	0,33	0,40
10	1,29	1,15	3,63
25	1,20	1,38	3,98

Dose (mg/l)	Durée de l'exposition		
	56 jours	64 jours	71 jours
Fruits			
0	n.d.	n.d.	n.d.
0,1	n.d.	0,01	0,01
0,25	0,01	0,003	n.d.
1,0	0,01	0,01	0,06
10	0,31	0,10	0,36
25	0,49	0,19	0,29

n.d. : non détecté

Source : Ronchini et collab., 2015

Tableau 14 – Concentrations en EGP, telles que rapportées dans la littérature, dans certains tissus végétaux poussant en milieu naturel

Nom latin	Nom commun	Lieu de prélèvement	Partie échantillonnée	Concentration (ng/g)				Références
				Platine	Palladium	Rhodium	Iridium	
<i>Alnus</i> sp.	Aulne	Lac Rottenstone, Canada	Branche	62	170	13	≤ 5	Coker et collab., 1991
			Feuille	35	158	3	≤ 5	
<i>Betula glandulosa</i>	Bouleau glanduleux	Lac Ferguson, Canada	Feuille	2,6 – 226	30,8 – 509	≤ 1 – 7,3	–	Coker et collab., 1991
			Branche	4,3 – 1 350	52,9 – 3 071	1,9 – 104	–	
<i>Betula</i> sp.	Bouleau	Lac Rottenstone, Canada	Branche	125	306	44	≤ 5	Coker et collab., 1991
			Feuille	87	326	40	≤ 4	
<i>Hordeum vulgare</i>	Orge commune	Stuttgart, Allemagne	Racine	5 670 000	–	–	–	Alt et collab., 1998, cités dans Ravindra et collab., 2004
			Feuille	29 800	–	–	–	
<i>Ledum palustre</i> spp. <i>decumbens</i>	Thé du Labrador	Lac Ferguson, Canada	Feuille	6,1 – 52,4	99 – 1 688	≤ 1 – 5,1	–	Coker et collab., 1991
			Branche	4,9 – 59	68,4 – 2 322	≤ 1 – 124	–	
		Lac Rottenstone, Canada	Branche	166	368	14	15	Coker et collab., 1991
			Feuille	279	499	28	15	
<i>Nerium oleander</i>	Laurier rose	Palerme, Italie	Feuille	0,33 – 25	0,4 – 4,6	–	–	Orecchio et Amorello, 2010
<i>Phaseolus vulgaris</i>	Haricot	Belgique	Tige	11,05	–	–	–	Parent et collab., 1996, cités dans Ravindra et collab., 2004
			Feuille	3,76	–	–	–	

Nom latin	Nom commun	Lieu de prélèvement	Partie échantillonnée	Concentration (ng/g)				Références
				Platine	Palladium	Rhodium	Iridium	
<i>Picea mariana</i>	Épinette noire	Lac Rottenstone, Canada	Branches	≤ 2 – 800	≤ 2 – 1 443	≤ 2 – 72	≤ 2 – 62	Coker et collab., 1991
			Écorce	123 – 1 187	212 – 1 662	6 – 57	≤ 3 – 54	
			Aiguille	83	244	6	≤ 4	
<i>Pinus pinea</i>	Pin parasol	Palerme, Italie	Aiguille	1 – 102	1 – 45	–	–	Dongarra et collab., 2003
<i>Pinus sylvestris</i>	Pin sylvestre	Finlande	Aiguille	≤ 0,5	–	≤ 0,3	–	Niemelä et collab., 2004
<i>Prunus laurocerasus</i>	Laurier cerise	Varese, Italie	Feuille	0,11 – 2,05	0,34 – 5,85	0,09 – 2,81	–	Fumagalli et collab., 2010
<i>Raphanus sativus</i>	Radis	Stuttgart, Allemagne	Plante entière	1 450 – 2 070 000	–	–	–	Alt et collab., 1998, cités dans Ravindra et collab., 2004
			Racine	530	–	–	–	
			Feuille	180	–	–	–	
		Allemagne	Bulbe	0,74 ± 0,27	–	–	–	Lustig et collab., 1997
<i>Salix</i> sp.	Saule	Lac Rottenstone, Canada	Branche	16	74	≤ 2	≤ 4	Coker et collab., 1991
			Feuille	≤ 2	≤ 2	≤ 2	≤ 4	
<i>Sarcocornia fruticosa</i>	Salicorne en buisson	Estuaire du Tage, Portugal	Racines	0,027 – 1,6	–	–	–	Almécija et collab., 2016
			Tiges	< 0,054 – 0,086	–	–	–	
			Feuilles	< 0,054 – 0,13	–	–	–	

Nom latin	Nom commun	Lieu de prélèvement	Partie échantillonnée	Concentration (ng/g)				Références
				Platine	Palladium	Rhodium	Iridium	
<i>Vicia faba</i>	Fèves	Allemagne	Tiges et feuilles	–	–	–	–	Lustig et collab., 1997
			Gousse	0,20 – 0,99	–	–	–	
			Fruit	0,03 – 0,06	–	–	–	
<i>Zea mays</i>	Maïs	Allemagne	Feuilles	0,67 – 0,94	–	–	–	Lustig et collab., 1997
			Épi	0,04 ± 0,05	–	–	–	

Une étude a également évalué la prise en charge du palladium chez les grains de pollen de kiwis (*Actinidia deliciosa* var. *deliciosa*) lors d'exposition à des solutions contenant du palladium particulaire de diamètre variant entre 5 et 10 nm, semblable à celui des particules émises par les convertisseurs catalytiques, comparativement à celle obtenue lors d'expositions à des solutions auxquelles du chlorure de palladium(II) (PdCl₂), une forme soluble, a été ajouté (Speranza et collab., 2010). Après une exposition de 30 ou de 90 minutes à des concentrations de 0,25 à 7,0 mg Pd/l, l'accumulation de palladium dans les solutions qui contenaient du palladium sous forme particulaire était statistiquement supérieure à celle observée dans les solutions contenant du PdCl₂. Néanmoins, dans les deux cas, l'accumulation en palladium était proportionnelle à celle dans le milieu, de même qu'au temps d'exposition. Ainsi, une teneur plus élevée en palladium a été observée dans le pollen après une période d'incubation de 90 minutes, par rapport à 30 minutes.

Des études ont été réalisées afin d'étudier la bioaccumulation des EGP dans les mousses et les lichens. En effet, ces organismes sont d'excellents bio-indicateurs puisqu'ils ont une répartition géographique large et sont disponibles toute l'année. De plus, en raison de l'absence de système racinaire, ils dépendent en grande partie des dépôts atmosphériques pour leur approvisionnement en éléments nutritifs. Ils ont donc une grande capacité à capter les éléments retrouvés dans l'air. La prise en charge des EGP par les mousses et les lichens est influencée par la morphologie de chacune des espèces, donc par leur surface d'accumulation (Borylo et collab., 2012). Les quantités accumulées vont également dépendre de la distance d'une source de contamination, des vents, des précipitations et de leur localisation sur leur hôte, les accumulations en métaux étant fonction de leur degré de protection aux dépôts atmosphériques (Ugur et collab., 2003).

L'accumulation dans les mousses a été étudiée en laboratoire par Gagnon et ses collaborateurs (2006), qui ont exposé la sphaigne de Magellan (*Sphagnum magellanicum*) à des concentrations de 0,1, 1 et 10 mg/l de platine, de palladium ou de rhodium sous forme de H₂PtCl₆, de PdCl₂ et de RhCl₃, ou à un mélange de platine, de palladium et de rhodium à concentrations égales de 0,1 mg/l. Des accumulations en EGP significatives ont été observées. Celles-ci étaient proportionnelles à la dose d'exposition, à l'exception du palladium, où une relation inverse a été obtenue (tableau 15 →). Cette différence serait reliée à la toxicité du palladium, qui, à partir de 1 mg/l, engendrait de graves dommages aux tissus, diminuant ainsi le nombre de sites de liaison disponibles dans les parois cellulaires.

Tableau 15 – Facteurs de bioconcentration chez la sphaigne de Magellan (*Sphagnum magellanicum*) exposée pendant quatre semaines à différentes concentrations d'EGP

Exposition (mg/l)	Platine	Rhodium	Palladium
0,1	26	13	4
1	14	3,4	0,1
10	13	2,3	0
Mélange Pt + Pd + Rh	16	–	–

Source : Gagnon et collab., 2006

De nombreuses études ont porté sur l'accumulation d'EGP dans des mousses prélevées à des distances variables de routes. Les résultats de ces études sont présentés au tableau 16. Dans tous ces cas, les accumulations étaient corrélées à la circulation automobile. Précisons qu'une comparaison directe de ces résultats demeure difficile, en raison, notamment, de différences importantes des conditions météorologiques, de la morphologie des sites, de la circulation automobile et de la distance des routes.

Dans le cas des lichens, une seule étude a été répertoriée. Elle porte sur l'accumulation des EGP chez l'espèce *Usnea barbata*, recueillie à 53 sites différents dans la région isolée de la Terre de Feu, en Patagonie australe, en Argentine (Pino et collab., 2010). Les teneurs en EGP étaient similaires entre les

échantillons de lichens, suggérant qu'aucune source particulière, comme la circulation automobile, n'a influencé les accumulations dans cette région. Ces résultats seraient davantage influencés par la dispersion atmosphérique de ces contaminants.

Tableau 16 – Accumulations en EGP, en ng/g, dans différentes espèces lichéniques et de mousses

Espèce		Lieu de prélèvement	Platine	Palladium	Rhodium	Iridium	Ruthénium	Osmium	Références
Nom latin	Nom commun								
Mousses									
<i>Abietinella abietina</i>	Thuidie petit-sapin	6 m de l'autoroute A13 à Steinach am Brenner, Autriche	6,7	2	0,6	–	–	–	Zechmeister et collab., 2006
		100 m de l'autoroute A13 à Steinach am Brenner, Autriche	1,9	≤ 0,1	0,2	–	–	–	
		200 m de l'autoroute A13 à Steinach am Brenner, Autriche	2,8	≤ 0,1	0,1	–	–	–	
		250 m de l'autoroute A13 à Steinach am Brenner, Autriche	2,8	≤ 0,1	≤ 0,1	–	–	–	
		2 m de la route B179 à Tarrenz, Autriche	7,9	2,4	0,6	–	–	–	
		6 m de la route B179 à Tarrenz, Autriche	5	3,1	0,4	–	–	–	
		9 m de la route B179 à Tarrenz, Autriche	2,2	1,5	0,4	–	–	–	
		14 m de la route B179 à Tarrenz, Autriche	2	1,3	0,2	–	–	–	
		30 m de la route B179 à Tarrenz, Autriche	1,2	1,1	0	–	–	–	
		60 m de la route B179 à Tarrenz, Autriche	1,1	0,8	0,1	–	–	–	

Espèce		Lieu de prélèvement	Platine	Palladium	Rhodium	Iridium	Ruthénium	Osmium	Références
Nom latin	Nom commun								
Mousses									
Hylocomium splendens	Hylocomie brillante	Transect nord-sud de 120 km longeant la ville d'Oslo, Norvège	≤ 0,2 – 3,4	–	–	–	–	–	Reimann et collab., 2006
		≥ 1 km d'une route en Autriche	0,7	0,3	≤ 0,1	–	–	–	Zechmeister et collab., 2006
		2 m du Laabergtunnel à Vienne, Autriche	32 – 51	11 – 25	2 – 5	–	–	–	
Hylocomium splendens	Hylocomie brillante	6 m de l'autoroute A2 à Wechsel, Autriche	11	1,7	2	–	–	–	Zechmeister et collab., 2006
		8 m de l'autoroute A2 à Wechsel, Autriche	6,8	0,2	0,8	–	–	–	
		10 m de l'autoroute A2 à Wechsel, Autriche	3,2	1,4	0,5	–	–	–	
		12 m de l'autoroute A2 à Wechsel, Autriche	3	0,4	0,3	–	–	–	
		10 m de l'autoroute A10 à Zederhaus, Autriche	2,7	0,3	0,2	–	–	–	
		35 m de l'autoroute A10 à Zederhaus, Autriche	1,1	≤ 0,1	0,3	–	–	–	
		50 m de l'autoroute A10 à Zederhaus, Autriche	1,5	≤ 0,1	0,3	–	–	–	
		200 m de l'autoroute A10 à Zederhaus, Autriche	0,8	≤ 0,1	0,2	–	–	–	
		600 m de l'autoroute A10 à Zederhaus, Autriche	0,4	≤ 0,1	0,2	–	–	–	

Espèce		Lieu de prélèvement	Platine	Palladium	Rhodium	Iridium	Ruthénium	Osmium	Références
Nom latin	Nom commun								
Mousses									
<i>Hypnum cupressiforme</i>	Hypne cyprès	8 m de l'autoroute A4 à Fischamend, Autriche	11	0,8	≤ 0,1	–	–	–	Zechmeister et collab., 2006
		12 m de l'autoroute A4 à Fischamend, Autriche	9,9	1,1	≤ 0,1	–	–	–	
<i>Pleurozium schreberi</i>	Pleurozie dorée	5 m de l'autoroute A2 à Aspang-Markt, Autriche	4,5	1,5	0,2	–	–	–	Zechmeister et collab., 2006
		15 m de l'autoroute A2 à Aspang-Markt, Autriche	4,9	0,7	0,3	–	–	–	
		Autoroutes finlandaises	6,4 – 27,4	–	1,2 – 4,6	–	–	–	Niemelä et collab., 2004
		Autoroutes finlandaises où circulent ≥ 12 000 véhicules par jour	≤ 0,5 – 12,5	–	≤ 0,2 – 4,5	–	–	–	Niemela et collab., 2007
		Autoroutes finlandaises où circulent de 3 001 à 12 000 véhicules par jour	≤ 0,5 – 4,0	–	0,2 – 0,5	–	–	–	
		Routes finlandaises où circulent ≤ 3 000 véhicules par jour	≤ 0,5 – 5,67	–	≤ 0,2 – 0,3	–	–	–	
		2 m d'une autoroute d'Oulu, Finlande	1,8 – 6,6	2,4 – 7,5	0,55 – 1,5	–	–	–	Suoranta et collab., 2016
		7 m d'une autoroute d'Oulu, Finlande	0,9 – 2,2	1,0 – 3,3	0,22 – 0,52	–	–	–	
		12 m d'une autoroute d'Oulu, Finlande	0,4 – 0,8	0,9 – 2,2	0,12 – 0,37	–	–	–	
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	Hypne squarreux	Routes principales de Saarbrücken, Allemagne	30 ± 2	2,4 ± 0,3	5,4 ± 0,5	0,10 ± 0,03	0,9 ± 0,1	–	Djingova et collab., 2003

Espèce		Lieu de prélèvement	Platine	Palladium	Rhodium	Iridium	Ruthénium	Osmium	Références
Nom latin	Nom commun								
Mousses									
<i>Scleropodium purum</i>	Hypne pur	6 m de l'autoroute S6 à Gloggnitz, Autriche	2,7	≤ 0,1	≤ 0,1	–	–	–	Zechmeister et collab., 2006
		12 m de l'autoroute S6 à Gloggnitz, Autriche	0,9	≤ 0,1	≤ 0,1	–	–	–	
		5 m de l'autoroute A12 à Innsbruck, Autriche	15	4	1	–	–	–	
		15 m de l'autoroute A12 à Innsbruck, Autriche	8,7	3,2	1	–	–	–	
		5 m de l'autoroute A10 à Tenneck, Autriche	4,2	≤ 0,1	0,2	–	–	–	
		15 m de l'autoroute A10 à Tenneck, Autriche	3,5	0,1	0,2	–	–	–	
		5 m de l'autoroute A7 à Treffling, Autriche	16	3,1	0,8	–	–	–	
		15 m de l'autoroute A7 à Treffling, Autriche	12	0,4	0,3	–	–	–	
<i>Sphagnum rubellum</i> et <i>Sphagnum magellanicum</i>	Sphaigne rougeâtre et Sphaigne de Magellan	Tourbière située à 300 m d'une route principale à Concord, Massachusetts, États-Unis	51	1,5	0,44	0,05	–	0,015	Rauch et collab., 2004a

Espèce		Lieu de prélèvement	Platine	Palladium	Rhodium	Iridium	Ruthénium	Osmium	Références
Nom latin	Nom commun								
Mousses									
<i>Eurhynchium hians</i> , <i>Eurhynchium praelogum</i> , <i>Rhynchostegium confertum</i> , <i>Rhynchostegium megapolitanum</i> , et <i>Scorpiurium circinatum</i>	–	Rome, Italie	2,7 – 5,1	2,3 – 3,6	2,9 – 5,3	–	–	–	Beccaloni et collab., 2005
<i>Eurhynchium speciosum</i> , <i>Polytricum formosum</i> et <i>Scleropodium purum</i>	Épithète spécifique, Polytric élégant et Hypne pur	5 à 10 m de l'autoroute A6, à 50 km au sud de Paris, France	1,7 – 4,4	≤ 0,2 – 5,8	–	–	–	–	Ayrault et collab., 2006
<i>Hylocomium splendens</i> et <i>Pleurozium schreberi</i>	Hylocomie brillante et Pleurozie dorée	Superficie de 188 000 km ² autour de mines de nickel en exploitation dans la péninsule de Kola, en Russie (territoires échantillonnés : Finlande, Norvège et Russie)	≤ 0,2 – 0,3	0,36 – 1,39	–	–	–	–	Niskavaara et collab., 2004
Lichen									
<i>Usnea barbata</i>		Routes isolées de Terre de Feu (Patagonie australe, Argentine) où circulent moins de 30 voitures par heure	0,02 – 2,73	–	0,06 – 1,30	< 0,01 – 1,01	–	–	Pino et collab., 2010

3.4. Invertébrés terrestres

Il n'existe, à notre connaissance, que peu d'informations sur le potentiel de bioaccumulation des EGP dans les invertébrés terrestres. La seule étude disponible rapporte une accumulation en platine de 1,4 ng/g (poids sec) chez les espèces *Lumbricus terrestris* et *Lumbricus rubellus* à proximité d'une autoroute dans des sols contenant environ 6 ng Pd/g, 25 ng Rh/g et 150 ng Pt/g (Schäfer et collab., 1998).

3.5. Invertébrés aquatiques

Quelques études ont évalué le potentiel de bioaccumulation des EGP chez les invertébrés aquatiques. Ces études sont résumées dans les paragraphes suivants.

La bioaccumulation des EGP chez *Orconectes virilis*, une écrevisse indigène de la rivière Hudson, dans l'État de New York, aux États-Unis, a été étudiée en laboratoire (Wren et Gagnon, 2014). Les organismes ont été exposés pendant 10 jours à des concentrations variables de sels dissous dans les eaux naturelles de la rivière (pH = 5,8 à 6,5). Les concentrations testées étaient les suivantes: 0, 1, 5 ou 10 mg/l de Pt(IV), 1 mg/l de Rh(III), 1 mg/l de Pd(II) et un mélange contenant des proportions égales (1 mg/l) de Pt(IV), de Rh(III) et de Pd(II). Des accumulations en platine, dépendantes des concentrations d'exposition, ont été mesurées dans l'hépatopancréas, les muscles et l'exosquelette des écrevisses (tableau 17 – accumulations). L'accumulation était maximale dans les trois tissus à la concentration de 5 mg/l de platine. De graves dommages structurels ont été observés au niveau des tissus exposés à la concentration de 10 mg/l de platine. Les tissus exposés au mélange d'EGP ont montré une accumulation variable par rapport aux expositions individuelles au platine, au rhodium et au palladium. Dans le cas de l'hépatopancréas, il n'y a aucune différence significative dans l'accumulation en rhodium entre les traitements, tandis que pour le platine, un effet synergique est observé en présence des autres EGP, son accumulation augmentant de 300 % par rapport à une exposition au platine seul. Cette augmentation a pour conséquence de diminuer l'accumulation de palladium, qui est 60 % moins importante lors d'une exposition aux mélanges d'EGP. Les auteurs attribuent ce résultat à une utilisation compétitive des transporteurs membranaires par le platine et le palladium. L'absence d'un effet avec le rhodium dans l'hépatopancréas suggère que cet élément utilise des voies biologiques différentes ou que ce métal a une plus faible affinité pour les transporteurs.

Tableau 17 – Accumulations en EGP (en mg/g) dans différents tissus de *Orconectes virilis* exposés en laboratoire

Exposition	Hépatopancréas	Muscles	Exosquelette
Platine			
1 mg/l Pt + Pd + Rh	57,4 ± 1,9 ^b	0 ^a	9,8 ± 0,2 ^a
1 mg/l	19,1 ± 3,1 ^a	3,9 ± 0,1 ^{ab}	14,9 ± 0,1 ^a
5 mg/l	81,6 ± 8,1 ^c	9,8 ± 2,1 ^{ab}	32,4 ± 10,4 ^b
10 mg/l	27,6 ± 0,5 ^a	12,2 ± 3,8 ^b	18,9 ± 0,2 ^a
Palladium			
1 mg/l Pt + Pd + Rh	34,1 ± 0,4 ^a	4,53 ± 0,03 ^a	11,0 ± 0,5 ^a
1 mg/l	81,7 ± 11,4 ^b	5,13 ± 0,07 ^b	12,6 ± 3,8 ^a
Rhodium			
1 mg/l Pt + Pd + Rh	13,6 ± 0,2 ^a	5,0 ± 0,1 ^a	9,4 ± 0,1 ^a
1 mg/l	20,0 ± 3,7 ^a	5,4 ± 0,1 ^b	11,9 ± 0,2 ^b

Les lettres indiquent des différences significatives entre les traitements.

Source : Wren et Gagnon, 2014

Mulholland et Turner (2011) ont étudié, en laboratoire, l'importance relative de l'eau et de la nourriture dans la prise en charge des EGP chez le bigorneau (*Littorina littorea*) exposé dans l'eau de mer (pH = 8,0 ± 0,2; COD = 100 µM) pendant cinq jours à un mélange contenant 20 µg/l de platine, de palladium et de rhodium. Lorsque nourrie d'algues contaminées, l'accumulation en rhodium et en palladium a augmenté d'un ordre de grandeur par rapport à une exposition à l'eau contaminée, tandis que les teneurs en platine n'étaient pas détectées. Les auteurs concluent que l'alimentation est le vecteur le plus important pour la prise en charge du rhodium et du palladium, et qu'il s'agit de la phase aqueuse dans le cas du platine.

Chez le polychète *Arenicola marina*, exposé en laboratoire pendant 10 jours à des teneurs dans les sédiments de 550 ng/g de palladium et de 150 ng/g de platine, des accumulations plus élevées en platine qu'en palladium ont été mesurées à l'intérieur de l'organisme, bien que la concentration en palladium dans le milieu était supérieure à celle du platine (French et Turner, 2008). L'efficacité d'assimilation est estimée à 10 % pour le platine et à 1 % pour le palladium.

En milieu naturel, l'accumulation en certains EGP a été étudiée chez la crevette tachée (*Pandalus platyceros*), récoltée en Colombie-Britannique (Whyte et Boutillier, 1991). Les concentrations accumulées dans les différents tissus étaient supérieures dans la carapace et dans la tête de cet organisme marin (tableau 18 →).

Tableau 18 – Accumulations en EGP (en ng/g; poids sec) dans différents tissus de *Pandalus platyceros* récoltés en milieu naturel

	Carapace	Tête	Hépatopancréas	Tissus	Larves
Palladium	6	5,64	0,02	1,48	0,02
Ruthénium	210	190	n.d.	n.d.	n.d.
Rhodium	114	125	n.d.	55	n.d.

n.d. : non détecté

Source : Whyte et Boutillier, 1991

Un suivi des teneurs en platine chez la moule méditerranéenne (*Mytilus galloprovincialis*), prélevée sur une plage urbaine de la ville de Vigo, en Espagne, a montré des augmentations des concentrations de platine de 0,30 à 0,68 ng/g entre 1991 et 2001 (Neira et collab., 2015). Cet accroissement était corrélé à la plus forte demande de platine dans l'industrie automobile, ainsi qu'au nombre de ventes de voitures plus élevé en Espagne et au Portugal pendant cette période. En tenant compte des concentrations retrouvées dans le milieu, ceci représente un facteur de bioconcentration de 5×10^3 . Ce $FBC_{\text{eau-organisme}}$, qui est plus élevé que ceux cités précédemment, peut être expliqué par : (i) les temps d'exposition relativement courts lors d'expérimentation en laboratoire, ce qui peut sous-estimer la bioconcentration en raison de l'état stationnaire potentiellement non atteint; (ii) l'absorption de particules en suspension contenant des concentrations en platine élevées dans des conditions ambiantes réelles, comme c'est le cas dans cette étude; (iii) l'absence de période de dépuración des organismes, le contenu du système digestif pouvant contribuer à surestimer le FBC. Notons que ce FBC est d'un à deux ordres de grandeur inférieurs à ceux obtenus pour d'autres métaux chez des moules du même secteur (zinc : 5×10^5 , cuivre : 2×10^4 , plomb : 9×10^4 et cadmium : 1×10^5). Il est par contre équivalent à celui obtenu par Abdou et ses collaborateurs (2019) pour des individus de la même espèce prélevés dans le port de Gênes, en Italie, le FBC pour le platine étant alors de 4×10^3 .

Un facteur de bioconcentration moyen d'environ 500 a été mesuré chez l'huître creuse (*Crassostrea gigas*) exposée en laboratoire pendant 35 jours à des concentrations de 50 et 100 ng/l de platine ^{194}Pt radiomarké (Abdou et collab., 2018). Un état stationnaire a été obtenu après 21 jours d'exposition. Les auteurs attribuent l'atteinte de ce plateau à l'activation de mécanismes d'excrétion ou d'élimination, notamment l'augmentation de la production de métallothionéines.

Un $FBC_{\text{eau-organisme}}$ de l'ordre de 10^3 a été obtenu chez des huîtres creuses recueillies entre 1981 et 2013 dans la Gironde, dans le sud-ouest de la France (Abdou et collab., 2016). Ceci représente des concentrations de $0,80 \pm 0,01$ à $3,10 \pm 0,14$ pmol/g (poids sec). Une diminution progressive de l'accumulation a été observée au courant des années 1980, qui pourrait s'expliquer par l'arrêt de certaines activités industrielles (p. ex., fonderie) le long du bassin versant de la rivière Lot qui se déverse dans la Gironde. Une augmentation dans les dernières années suggère l'introduction d'une nouvelle source de platine dans le milieu, qui pourrait être liée à la hausse importante de la demande de ce métal pour les convertisseurs catalytiques d'automobiles.

Plusieurs études ont été menées sur les invertébrés d'eau douce, en particulier les moules. Ces études sont présentées ci-après.

Des $FBC_{\text{eau-organisme}}$ variant entre 20 et 78 au jour 1 et entre 63 et 153 au jour 4 ont été déterminés chez la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) exposée en laboratoire à une gamme de concentrations de Pt^{4+} (0,1, 1, 10, 100 et 1 000 $\mu\text{g/l}$) dans une eau douce reconstituée ($\text{pH} = 7,0 \pm 0,5$) (Brand et collab., 2019).

L'accumulation en EGP a été déterminée, en laboratoire, chez la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) à la suite d'une exposition de 10 semaines aux sels solubles de palladium, de platine et de rhodium dissous dans l'eau du réseau (Singer et collab., 2005). Les FBC étaient plus élevés pour le platine (370 à 1 390),

puis pour le palladium (70 à 880) et le rhodium (40 à 70). Toutefois, l'analyse de la cinétique d'absorption a montré que les niveaux de platine étaient stables dans l'organisme, alors que ceux du palladium et du rhodium continuaient d'augmenter à la fin de la période d'exposition. En conséquence, les FBC à l'équilibre seraient susceptibles d'être plus élevés pour le palladium et le rhodium. La non-atteinte de l'état stationnaire a aussi été observée chez la moule d'eau douce *Elliptio complanata* à la suite de l'exposition en laboratoire à des concentrations jusqu'à 500 µg/l de platine et de palladium pendant 28 jours (Mays, 2009). L'absorption du platine et du palladium était linéaire tout au long de l'exposition, ce qui indique que les moules auraient continué à en accumuler si l'exposition avait été plus longue.

Zimmermann et ses collaborateurs (2005a) ont aussi étudié la bioaccumulation des EGP chez la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*). Cette espèce d'eau douce a été exposée, en laboratoire, au platine, au palladium et au rhodium provenant de convertisseurs catalytiques usagés pendant 6, 9 ou 18 semaines. Les concentrations d'exposition équivalaient à 241 µg Pt/l, 266 µg Pd/l et 121 µg Rh/l. Deux types d'eau ont été testés, soit de l'eau du réseau (pH = 8,2 ± 0,2; dureté = 100 mg/l; COD = 2 mg/l) et de l'eau d'un lac contenant des substances humiques (pH = 7,8 ± 0,2; dureté = 15 mg/l; COD = 26 mg/l). Dans les deux types d'eau, l'accumulation en palladium dans les tissus mous était la plus importante, suivie par le platine et le rhodium. Les tissus mous des moules exposées présentaient des teneurs variant entre 780 et 4 300 ng/g en platine, entre 720 et 6 300 ng/g en palladium et entre 270 et 1 900 ng/g en rhodium. Les accumulations étaient significativement supérieures en présence de substances humiques comparativement à l'eau du réseau. Les FBC calculés par les auteurs sont présentés au tableau 19 –.

Tableau 19 – Facteurs de bioconcentration (FBC) obtenus à la suite de l'exposition de la moule zébrée à des EGP provenant de convertisseurs catalytiques usagés

Type d'eau	Temps d'exposition (semaines)	FBC		
		Platine	Palladium	Rhodium
Eau du réseau	6	3,22 ± 0,17	2,70	2,19 ± 0,21
	9	3,51 ± 0,02	3,02	3,33 ± 0,31
	18	5,47 ± 0,24	5,31	5,03 ± 0,38
Eau en présence de substances humiques	6	6,59 ± 0,01	4,92	5,00 ± 0,36
	9	18,00 ± 0,87	23,86	15,35 ± 0,07

Source : Zimmermann et collab., 2005a

Ces facteurs de bioconcentration ont été comparés à ceux obtenus par les mêmes auteurs lors de l'exposition de la moule zébrée à des poussières prélevées en bordure de route contenant 29 ng/g de palladium, 244 ng/g de platine et 26 ng/g de rhodium (Zimmermann et collab., 2002). Dans cette étude, bien que la durée d'exposition ait été plus longue (26 semaines), la bioaccumulation des EGP était deux ordres de grandeur inférieurs pour le platine et le rhodium, et un ordre de grandeur inférieur pour le palladium (tableau 20 – facteurs de bioconcentration (fbc)) par rapport à l'étude de 2005 (Zimmermann et collab., 2005a). La moule zébrée étant un organisme filtreur, les auteurs attribuent cette différence à la taille des particules, celle-ci étant supérieure dans les poussières utilisées pour l'exposition des moules lors de la première étude (Zimmermann et collab., 2002).

Tableau 20 – Facteurs de bioconcentration (FBC) obtenus à la suite de l'exposition de la moule zébrée à des EGP provenant de poussières prélevées en bordure de route

Type d'eau	Temps d'exposition (semaines)	FBC		
		Platine	Palladium	Rhodium
Eau du robinet	26	0,06	0,8	0,04
Eau en présence de substances humiques		0,06	1,8	0,20

Source : Zimmermann et collab., 2002

En reprenant le même protocole que celui établi par Zimmermann et ses collaborateurs (2002), Sures et ses collaborateurs (2002) rapportent des accumulations dans les tissus mous de la moule zébrée d'environ 3,3 ng/g en palladium, 1,5 ng/g en platine et 0,11 ng/g en rhodium. À nouveau, l'accumulation en palladium est supérieure à celle des autres EGP chez cette espèce. Par contre, Sures et Zimmermann (2007) ont démontré, lors d'une étude subséquente réalisée sur une période de quatre semaines, que l'accumulation du palladium est atténuée en présence de substances humiques, contrairement au platine et au rhodium (tableau 21 – facteurs de bioconcentration (fbc)). Les auteurs attribuent ces résultats à la formation de complexes métalliques entre le palladium et des fractions différentes des substances humiques, l'eau utilisée dans ces études contenant entre 30 et 45 % d'acides fulviques et 20 % d'acides humiques. Ainsi, le palladium se lierait de façon préférentielle aux substances fulviques. Celles-ci ont généralement des masses moléculaires plus faibles que les acides humiques et l'humine, de sorte que les complexes acide fulvique-palladium sont probablement trop petits pour être filtrés par le cténidie des moules zébrées. Ceci entraîne une plus faible accumulation du palladium en présence de substances humiques par rapport à l'eau du réseau. Le platine semble se lier de préférence à une fraction légèrement soluble, mais biologiquement disponible des matières humiques, ce qui donne des accumulations dans l'eau du réseau plus faibles qu'en présence d'acides humiques.

Tableau 21 – Facteurs de bioconcentration (FBC) obtenus à la suite de l'exposition de la moule zébrée, durant quatre semaines, à des EGP en présence et en absence d'acides humiques

Type d'eau	FBC		
	Platine	Palladium	Rhodium
Eau du robinet	43 ^a	471 ^a	51
Eau en présence de substances humiques	53 ^a	94 ^b	57

Source : Sures et Zimmermann, 2007

Les facteurs de bioconcentration variaient de 218,4 à 723,9 chez l'escargot aquatique *Marisa cornuarietis* après une exposition au platine sous forme de PtCl_2 pendant 26 jours dans une eau à pH = 7,5 à 8 (Osterauer et collab., 2009). Les FBC étaient positivement corrélés aux concentrations d'exposition ($R^2 = 0,95$). Veltz et ses collaborateurs (1996) rapportent un FBC de 95 chez le polychète *Lumbriculus variegatus* après une exposition, en laboratoire, de 30 jours au PtCl_4 dissous dans de l'eau distillée.

La bioaccumulation des EGP chez l'isopode d'eau douce épibenthique *Asellus aquaticus* a été étudiée en milieu naturel et en laboratoire (Moldovan et collab., 2001). Lorsqu'exposés à des teneurs en platine, en palladium et en rhodium dans les sédiments de 55, 38 et 9 ng/g respectivement, les isopodes prélevés en milieu naturel présentaient des teneurs de $155,4 \pm 73,4$ ng/g en palladium, de $38,0 \pm 34,6$ ng/g en platine et de $17,9 \pm 12,2$ ng/g en rhodium (poids sec). Ces accumulations correspondent à des FBC_{sédiments-organisme} de 3, 1 et 2 respectivement. En laboratoire, l'exposition de l'isopode à des solutions standards individuelles

d'EGP jusqu'à 500 µg/l pendant 24 heures a permis d'obtenir des FBC_{eau-organisme} largement supérieurs, soit 150, 85 et 7 pour le palladium, le platine et le rhodium respectivement. Des FBC similaires ont été obtenus lorsque les organismes ont été exposés à une solution standard mixte d'EGP contenant une concentration maximale de 500 µg/l, ce qui tend à montrer l'absence d'interaction entre les trois métaux dans cette solution d'exposition.

Le même isopode a été utilisé pour mesurer l'accumulation en platine d'organismes prélevés dans deux rivières et un bassin de rétention de la ville de Göteborg, en Suède (Rauch et Morrison, 1999). Les concentrations variaient de 0,04 à 12,4 µg/g (poids sec) avant dépuración et de 0,16 à 4,5 µg/g (poids sec) après dépuración. Ces teneurs correspondent à des FBC_{sédiments-organisme} compris entre 4 et 28 et des FBC_{eau-organisme} compris entre 80 et 400. Des tests réalisés en laboratoire à l'aide de cet organisme ont démontré que le mécanisme d'absorption du platine dépend de la forme présente dans l'environnement, le Pt⁴⁺ étant plus susceptible d'être pris en charge que le Pt²⁺.

Dans le bassin de la rivière Ruhr, en Allemagne, le platine a été détecté dans les amphipodes *Gammarus pulex* ou *Dikerogammarus villosus* de quatre des huit sites visités, tandis que ce métal a été détecté dans l'isopode *Asellus aquaticus* à un seul site (Haus et collab., 2007). Les concentrations variaient de 0,5 à 1,3 ng/g (poids humide); ce qui représente des FBC_{sédiments-organisme} de 0,11 pour *A. aquaticus* et de 0,15 pour *G. pulex* (tableau 22 –). Ces facteurs sont plus faibles que ceux rapportés dans les études de Moldovan et ses collaborateurs (2001), et de Rauch et Morrison (1999). Cette différence s'expliquerait par le fait que les FBC de cette étude ont été déterminés à partir des teneurs en poids humide, alors que ceux des études précédentes l'ont été à partir des concentrations en poids sec. Les facteurs obtenus par Haus et ses collaborateurs (2007) sont considérés comme étant relativement élevés par les auteurs et sont comparables à ceux du zinc, un élément essentiel.

Tableau 22 – Teneurs en platine accumulées dans des crustacés prélevés dans le bassin de la rivière Ruhr, en Allemagne

Type d'eau	Distance de la route (m)	Concentration en platine (ng/g)				
		Sédiments	<i>Gammarus fossarum</i>	<i>Asellus aquaticus</i>	<i>Gammarus pulex</i>	<i>Dikerogammarus villosus</i>
Étang dans un jardin	30	≤ 0,36	≤ 0,36	–	–	–
Étang dans un parc municipal	170	4,9 ± 0,1	–	0,54 ± 0,03	–	–
Fossé d'un château à Essen	10	≤ 0,36	–	–	≤ 0,36	–
Étang d'un monastère	40	2,5 ± 5,3	–	≤ 0,36	–	–
Ruisseau près d'un stationnement municipal	75	3,7 ± 0,3	–	–	0,58 ± 0,02	–
Ruisseau parallèle à une autoroute	30	≤ 0,36	–	≤ 0,36	1,3	–
Rivière Ruhr	220	≤ 0,36	–	–	–	0,94 ± 0,18
Rivière Lippe	2 500	≤ 0,36	–	–	–	0,81 ± 0,13

Source : Haus et collab., 2007

Les accumulations présentées dans le tableau précédent sont équivalentes à celles mesurées chez la moule d'eau douce *Corbicula* sp. prélevée dans la rivière Alb, près de la ville de Karlsruhe, en Allemagne (Ruchter et Sures, 2015). La concentration maximale de platine dans les tissus mous était de 1,3 ng/g. En

raison du comportement alimentaire filtreur du mollusque, aucune corrélation n'a été déterminée entre les concentrations de métaux dans ses tissus et la concentration dans les sédiments.

L'analyse du platine chez la moule d'eau douce *Elliptio complanata*, échantillonnée à 37 sites en Caroline du Nord, aux États-Unis, a montré que les concentrations dans les tissus variaient de 0,09 à 1,98 ng/g (poids sec), alors qu'elles étaient de 0,06 à 1,86 ng/g (poids sec) dans les sédiments (Mays, 2009). Ceci représente un FBC_{sédiments-moules} moyen de 3,2, ce qui est plus faible que pour les autres métaux analysés, soit le mercure (87) et le cadmium (88). Les teneurs en platine dans les tissus des moules et dans les sédiments étaient corrélées à la population humaine résidant au pourtour du bassin versant visité.

3.6. Poissons

En exposant l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*), en laboratoire, dans de l'eau du réseau (pH = 8,5 ± 0,2), pendant quatre semaines à des poussières prélevées à proximité d'une route achalandée (concentrations d'EGP de 101,3 ng Pt/g, 18,7 ng Rh/g et 21,3 ng Pd/g), Sures et ses collaborateurs (2001) rapportent une nette accumulation de palladium dans le foie des poissons, ce qui indique qu'une fraction non négligeable des EGP est biodisponible dans le milieu d'exposition (tableau 23 →). Les anguilles n'ayant pas été alimentées lors de l'exposition, les auteurs suggèrent que la prise en charge est effectuée par les branchies, avant d'être transportée par le système sanguin vers les organes internes.

Tableau 23 – Accumulations en EGP dans différents organes de l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*)

Organe	Accumulation (ng/g)			Référence
	Platine	Palladium	Rhodium	
Reins	≤ 0,06	–	0,07 ± 0,07	Sures et collab., 2003
	–	≤ 0,10	–	Sures et collab., 2001
Foie	≤ 0,06	–	≤ 0,02	Sures et collab., 2003
	–	0,18 ± 0,05	–	Sures et collab., 2001
Muscles	≤ 0,06	–	≤ 0,02	Sures et collab., 2003
Intestin				

Toujours chez l'anguille européenne, une exposition à des sels de platine et de rhodium dissous dans une eau du réseau, avec (pH = 8,2 ± 0,1; dureté = 93 ± 9 mg/l; COD = 14 mg/l) ou sans (pH = 7,7 ± 0,1; dureté = 37 ± 10 mg/l; COD = 2 mg/l) acides humiques, a mis en évidence l'influence du milieu d'exposition sur la distribution des métaux dans les différents organes (Zimmermann et collab., 2004). Ainsi, la présence d'acides humiques aurait eu un effet protecteur pour la majorité des organes étudiés (foie, rate, intestin et branchies). Par contre, les reins contenaient significativement plus de platine et de rhodium lorsque les anguilles étaient exposées en présence d'acides humiques. La prise en charge du palladium était généralement supérieure à celle des autres EGP.

Le parasite naturel de l'anguille européenne, *Paratenuisentis ambiguus*, semble être un indicateur sensible de la présence d'EGP. Les concentrations en EGP mesurées dans ce ver intestinal sont 1 600 et 50 fois supérieures en rhodium et en platine que dans l'eau à la suite d'une exposition en laboratoire de six semaines dans de l'eau de rivière (pH = 8,6 ± 0,1; dureté = 13,0 ± 0,8 mg/l) contenant 60 ng Pt/l et 13 ng Rh/l (Sures et collab., 2003). Le parasite intestinal du barbeau commun (*Barbus barbus*), le ver *Pomphorhynchus laevis*, accumule également les EGP de façon beaucoup plus importante que son hôte à la suite d'une exposition en laboratoire de 28 jours à des concentrations dissoutes de 71 ng/l de platine et de palladium et de 28 ng/l de rhodium dans de l'eau de rivière (pH = 8,2 ± 0,3) (Sures et collab., 2005).

Dans le cas de ce dernier parasite, les facteurs de bioconcentration étaient de 350 pour le platine, de 1 120 pour le rhodium et de 700 pour le palladium.

Ainsi, en plus d'être retrouvés dans les branchies, les EGP ont tendance à s'accumuler dans le foie, les reins, l'intestin et les muscles des poissons (tableau 24 →).

Tableau 24 – Facteurs de bioconcentration des EGP dans différents organes de poissons

Espèce	Organe	FBC			Référence
		Platine	Palladium	Rhodium	
Barbeau commun (<i>Barbus barbus</i>)	Muscles	10 ^b	n.d.	n.d.	Sures et collab., 2005
	Foie	125 ^b	250 ^b	60 ^b	
	Reins	125 ^b	250 ^b	60 ^b	
	Branchies	1 300 ^b	1 700 ^b	1 150 ^b	
	Intestin	30 ^b	nd ^b	35 ^b	
Anguille européenne (<i>Anguilla anguilla</i>)	Muscles	–	0,003 ^c	–	Zimmermann et collab., 2005b
		n.d.	–	n.d.	Zimmermann et collab., 2004
	Intestins	–	0,03 ^c	–	Zimmermann et collab., 2005b
		8.7 ± 5.4	–	0.7 ± 0.2	Zimmermann et collab., 2004
		0.9 ± 0.4 ^d	–	0.6 ± 0.1 ^d	
	Reins	0,002 ^c	0,12 ^c	–	Zimmermann et collab., 2005b
		5.2 ± 2.3	–	0.5 ± 0.4	Zimmermann et collab., 2004
		6.2 ± 1.0 ^d	–	1.0 ± 0.3 ^d	
	Foie	0,002 ^c	0,12 ^c	–	Zimmermann et collab., 2005b
		2.6 ± 1.1	–	1.2 ± 0.5	Zimmermann et collab., 2004
		1.3 ± 0.6 ^d	–	0.6 ± 0.3 ^d	
	Sang	n.d.	–	n.d.	Zimmermann et collab., 2004
	Bile	6.7 ± 2.0	–	0.3 ± 0.1	
		5.5 ± 2.7 ^d	–	0.2 ± 0.1 ^d	
	Branchies	4.3 ± 0.7	–	0.16 ± 0.04	
		0.08 ± 0.02 ^d	–	0.12 ± 0.01 ^d	
	Rate	n.d.	–	0.5 ± 0.2	
		n.d. ^d	–	0.2 ± 0.1 ^d	

Espèce	Organe	FBC			Référence
		Platine	Palladium	Rhodium	
Danio zébré (<i>Brachydanio rerio</i>)	Intestin	225	–	–	Jouhaud et collab., 1999b

n.d. : non détecté

^a Concentration dans le tissu / Concentration dans l'eau

^b FBC estimé à partir des figures présentées dans l'étude

^c Calculé à partir de la concentration nominale, avec des concentrations non représentatives de celles retrouvées dans l'environnement

^d Avec ajout de matière organique dissoute dans le milieu d'exposition

Quelques études se sont penchées sur l'accumulation d'EGP par des embryons de poissons. Après sept jours d'exposition à différentes concentrations de PtCl_2 dans une eau à pH = 7,5 à 8, les FBC étaient de l'ordre de 5 à 55 chez les embryons de poisson-zèbre (*Danio rerio*) (Osterauer et collab., 2009). La prise en charge du platine était proportionnelle à la concentration retrouvée dans le milieu d'exposition ($R^2 = 0,99$). Les FBC variaient, quant à eux, de 95,9 à 255,1, après une exposition de 48 heures au palladium sous forme de PdCl_2 (Chen et collab., 2015). Encore une fois, l'accumulation de palladium par les embryons de poisson-zèbre était positivement corrélée aux teneurs dans le milieu. Comparativement au palladium, les facteurs d'accumulation à la suite d'une exposition au platine sont plus faibles, laissant à penser que le palladium est plus biodisponible que le platine.

Une seule étude a été répertoriée sur l'accumulation en iridium dans les tissus de la faune ichthyenne (Heit et collab., 1989). La concentration d'iridium dans le système digestif (estomac et intestins) de la perchaude (*Perca flavescens*) dans un lac chroniquement acide (pH 5,1 à 5,4) de la région des Adirondack, dans l'État de New York, aux États-Unis, était de 2,1 $\mu\text{g/g}$ (poids sec), alors que cet élément n'a pas été détecté dans un lac à pH neutre (pH 6,5 à 6,8) de la même région ni dans un lac à pH variable (pH de 5,8 à 6,7). Ces données laissent sous-entendre que l'iridium est plus biodisponible dans les eaux plus acides.

3.7. Amphibiens et reptiles

Aucune étude portant sur le potentiel de bioaccumulation des EGP sur les amphibiens et les reptiles n'a été répertoriée dans la littérature.

3.8. Oiseaux

Une seule étude de laboratoire portant sur la bioaccumulation des EGP chez les oiseaux a été répertoriée dans la littérature (Gagnon et Patel, 2007). Des embryons de poulets ont reçu, à leur septième et quatorzième jour d'incubation, des injections de platine à des concentrations comprises entre 0,1 et 10 mg/l ou d'un mélange contenant des proportions égales (0,1 ou 1,0 mg/l) de platine, de palladium et de rhodium sous forme d'acide hexachloroplatinique ($\text{H}_2[\text{PtCl}_6] \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), de PdCl_2 et de RhCl_3 . Les résultats ont montré que, dans la majorité des traitements, la quantité de platine accumulée était environ 2 à 6,5 fois plus élevée dans le cerveau que dans le tissu hépatique des embryons (tableau 25 →). Les teneurs en EGP mesurées dans ces tissus étaient proportionnelles à la concentration d'exposition. Cependant, lors de l'injection de 1,0 mg/l de platine, l'accumulation dans le cerveau et dans le foie était comparable. À l'inverse, l'exposition au mélange contenant 1,0 mg/l d'EGP a entraîné une accumulation de platine significativement supérieure dans le foie que dans le cerveau. L'accumulation dans les différents tissus serait reliée à l'induction de métallothionéine dans chacun de ces tissus. D'ailleurs, l'exposition par un mélange de platine, palladium et rhodium semble favoriser l'accumulation du platine et l'induction de métallothionéine dans le foie, mais pas dans le cerveau. La présence de platine dans le tissu cérébral suggère que la barrière hémato-encéphalique non développée des embryons est perméable aux EGP.

Tableau 25 – Accumulations en platine dans le foie et le cerveau d'embryons de poussins exposés à différentes concentrations de platine et d'EGP

Traitement	Platine dans le foie (mg/g)	Platine dans le cerveau (mg/g)
Témoin	0	0
0,1 mg/l Pt	0,012 ± 0,004 ^a	0,028 ± 0,01 ^{ab}
1,0 mg/l Pt	0,044 ± 0,016 ^b	0,044 ± 0,014 ^{bc}
5,0 mg/l Pt	0,005 ± 0,002 ^a	–
10,0 mg/l Pt	–	–
0,1 mg/l Pt + Pd + Rh	0,013 ± 0,005 ^a	0,061 ± 0,02 ^c
1,0 mg/l Pt + Pd + Rh	0,038 ± 0,01 ^b	0,003 ± 0,0004 ^a

Les lettres indiquent des différences significatives entre les traitements.

Les échantillons à 10 mg/l de platine n'ont pu être analysés puisque les oiseaux sont morts avant la fin de l'expérience.

Source : Gagnon et Patel, 2007

Les échantillons provenant de rapaces sont utiles pour l'étude de l'impact des EGP, car ces oiseaux se trouvent autant dans les milieux urbains que ruraux et sont invariablement au sommet de la chaîne alimentaire. Les teneurs en EGP accumulées dans différents organes de deux espèces d'oiseaux de proie, le faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) et l'épervier d'Europe (*Accipiter nisus*), sont présentées au tableau 26 –. Les échantillons ont été récoltés dans les environs de la ville de Göteborg, en Suède. Les teneurs en platine dans le sang étaient supérieures à celles mesurées dans les tissus (Ek et collab., 2004b; Jensen et collab., 2002). Les niveaux de platine dans les plumes, le sang, les œufs, les matières fécales, le foie et les reins des faucons pèlerins étaient de l'ordre de 0,2 à 2,7 ng/g (poids sec). Ceux du palladium dans ces tissus variaient entre 0,3 et 1,4 ng/g (poids sec) et ceux du rhodium, entre 0,3 et 0,6 ng/g (poids sec). Comme il est indiqué dans le tableau 26 –, dans le foie, les concentrations en palladium et en rhodium étaient significativement plus élevées que celles en platine, ce qui suggère que le palladium et le rhodium sont plus facilement absorbés au niveau de cet organe que le platine. À la lumière de ces résultats, les auteurs suggèrent que, chez ces oiseaux, les EGP sont pris en charge de la même manière dans le sang, tandis que le palladium et le rhodium sont plus facilement transférés aux œufs, au foie et aux reins. Puisque les concentrations en EGP dans les œufs étaient faibles, un transfert de la mère vers le poussin n'est pas anticipé par les auteurs.

Bien qu'Ek et ses collaborateurs (2004b) aient démontré que les concentrations d'EGP sont généralement plus élevées chez les oiseaux vivants dans les zones urbaines, une tendance spatiale significative a pu être établie en analysant le platine dans les fèces. Ceci est dû à la présence massive d'automobiles, au transport sur de longues distances des particules relarguées par les catalyseurs et au fait que les oiseaux migrent et s'alimentent sur de grandes distances. En Suède, l'analyse des concentrations de platine, palladium et rhodium dans les plumes de différentes espèces d'oiseaux, entre 1917 à 1999, a révélé une tendance temporelle claire quant à l'évolution des teneurs en EGP dans l'environnement (figure 5 –). L'étude indique des concentrations significativement plus élevées en rhodium chez l'épervier et le faucon pèlerin après 1986, ce qui concorde avec les années où la Suède a légiféré sur l'obligation d'équiper les systèmes d'échappement des voitures de convertisseurs catalytiques (Jensen et collab., 2002). Les concentrations moyennes d'EGP dans les plumes d'oiseaux de proie après 1986 ont varié de 0,3 à 1,8 ng/g pour le platine, de 0,6 à 2,1 ng/g pour le palladium et de 0,1 à 0,6 ng/g pour le rhodium. Une analyse plus poussée des plumes a permis de voir que seul le palladium peut pénétrer à l'intérieur des plumes, le platine et le rhodium ayant tendance à se déposer à leur surface (Jensen et collab., 2002). Précisons que des

métaux transportés dans le sang peuvent être séquestrés dans les plumes en croissance, en se liant à des groupes sulfhydryles retrouvés dans la kératine (Goede et De Bruin, 1984). Lorsque la plume est entièrement formée, le flux sanguin à travers l'artère axiale cesse. Ainsi, des accumulations de métaux peuvent être observées à l'intérieur de la plume à cause des concentrations retrouvées dans le sang.

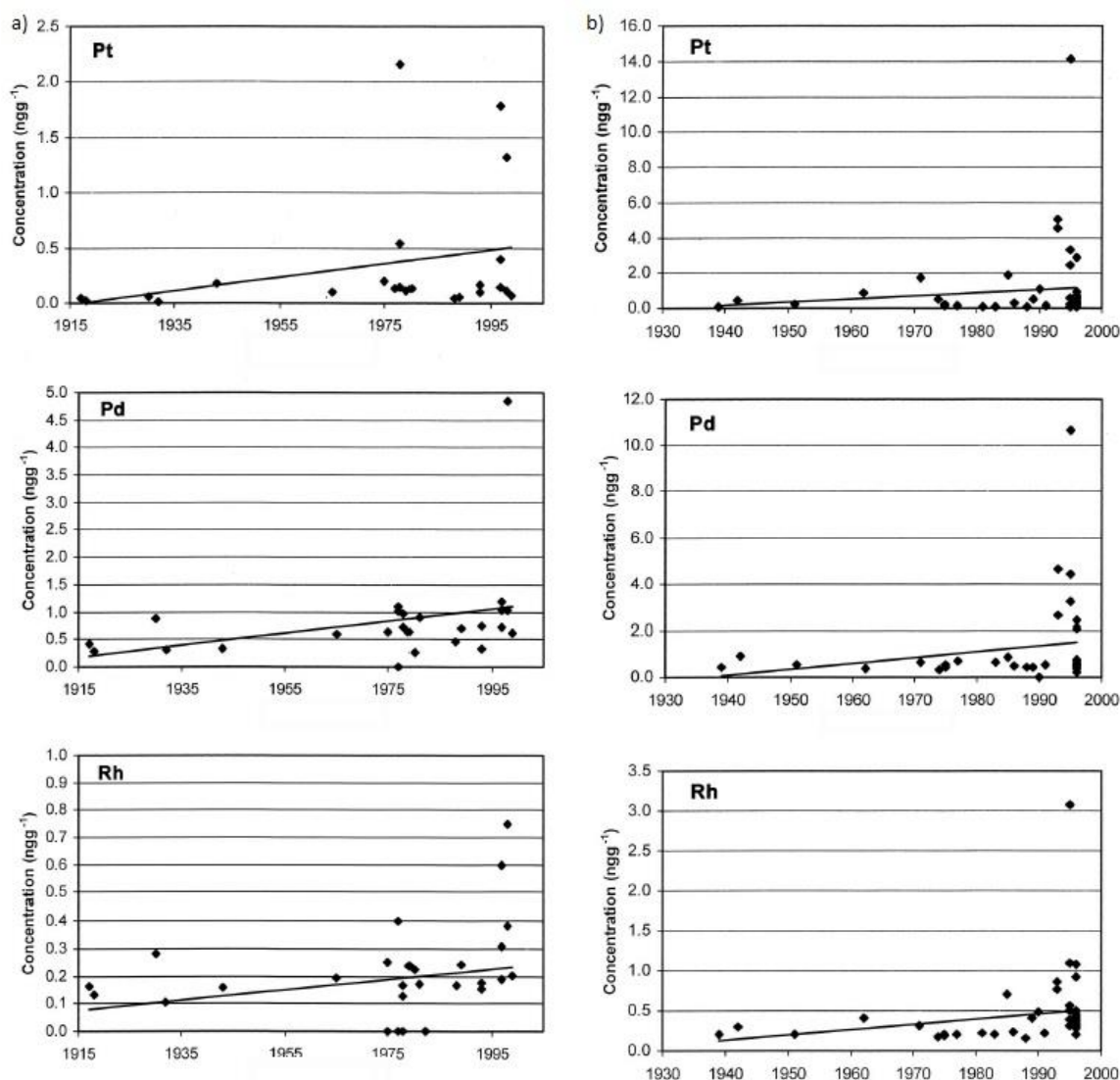


Figure 5 – Évolution temporelle des teneurs en EGP dans les plumes de faucons pèlerins (a) et d'épervier d'Europe (b). Figure tirée de Jensen et collab. (2002)

Tableau 26 – Concentrations mesurées dans différents organes d'oiseaux

Espèce	Organe	Années	Accumulation (ng/g)			Référence
			Platine	Palladium	Rhodium	
Faucon pèlerin <i>Falco peregrinus</i>	Plumes	1986 à 2000	0,5	1,4	0,3	Jensen et collab., 2002
	Sang	1995 à 2001	2,7	0,8	0,6	Ek et collab., 2004b
	Œufs	1992 à 2000	0,4	0,5	0,3	
	Fèces	1997 à 2001	0,2	–	–	
	Foie	1985 à 1995	0,2	0,7	0,3	
	Reins	1985 à 1995	0,2	0,3	0,3	
Épervier d'Europe <i>Accipiter nisus</i>	Plumes	1988 à 1996	1,8 ± 0,8	2,1 ± 0,9	0,6 ± 0,2	Jensen et collab., 2002
	Œufs	1995 et 1996	0,5	0,5	0,5	Ek et collab., 2004b
Faucon gerfaut <i>Falco rusticolus</i>	Plumes	1999	0,65	0,6	0,3 – 0,6	Jensen et collab., 2002
Lagopède <i>Lagopus lagopus</i>	Plumes	1999	0,65	1,0	0,3	Jensen et collab., 2002
Moineau domestique <i>Passer domesticus</i>	Plumes	1997 et 1998	22,2 ± 11,1	7,0 ± 1,7	0,2 ± 0,1	Jensen et collab., 2002
Pigeon biset <i>Columba livia</i>	Muscles	1987	–	0,511	–	Abbasi, 1987

3.9. Mammifères

Plusieurs études, réalisées en laboratoire, ont cherché à évaluer le potentiel de bioaccumulation des EGP chez les mammifères dépendamment de la voie d'exposition considérée. Les résultats disponibles sont présentés dans les paragraphes suivants.

À la suite de l'administration de PtCl_4 par voie orale à des rats, la fraction bioaccessible de ce métal représentait environ 1 % de la dose totale administrée (Moore et collab., 1975b). La majorité du platine était excrétée par les fèces et l'urine dans les 24 premières heures (Artelt et collab., 1998). Le platine résiduel était principalement retrouvé dans les reins, où il était environ huit fois plus élevé que dans le foie ou la rate et 16 fois plus élevé que dans le sang (Holbrook et collab., 1977).

D'après les études disponibles, la répartition tissulaire du palladium chez les mammifères, lorsque l'exposition se fait par voie orale, est sensiblement la même que celle du platine. Ainsi, après 14 ou 90 jours d'exposition au K_2PdCl_6 par l'eau de boisson, la principale voie d'excrétion chez des rats mâles Wistar était les fèces, possiblement à cause de la faible absorption intestinale du palladium (Iavicoli et collab., 2010a; Iavicoli et collab., 2009). Dans ces études, quelle que soit la durée de l'exposition, le palladium était retrouvé en plus grande quantité dans les reins et ne s'accumulait pas dans le foie, les poumons, la rate ou les os. Ces résultats confirment ceux de Holbrook et ses collaborateurs (1977) qui avaient observé que les teneurs, dans les reins de rats exposés par voie orale pendant quatre semaines à du PdCl_2 , était 7 fois supérieures à celles retrouvées dans le foie et 18 fois celles mesurées dans la rate.

La distribution tissulaire de l'iridium chez les rats Wistar femelles exposés par l'eau de boisson à des concentrations de 1 à 1 000 $\mu\text{g/l}$ pendant 90 jours a montré que ce métal était retenu majoritairement par les reins et la rate (Iavicoli et collab., 2012). Des petites quantités ont été retrouvées dans les poumons, le foie et le cerveau (tableau 27 →). Les teneurs dans le cerveau indiquent que l'iridium peut traverser la barrière hémato-encéphalique. Tout comme pour le palladium, cette étude a mis en évidence que l'élimination de l'iridium se fait essentiellement par les fèces, probablement en raison d'une faible absorption intestinale. D'après les travaux de Hamilton et ses collaborateurs (1951a, 1951b), l'absorption gastro-intestinale de l'iridium représente environ 10 % de la dose administrée.

Tableau 27 – Distribution en iridium (en ng/g; poids sec) dans différents tissus de rats ayant été exposés par voie orale, par leur eau de boisson, pendant 90 jours

Dose ($\mu\text{g/l}$)	Foie	Rate	Poumons	Reins	Cerveau
0	0,02 ± 0,02	0,007 ± 0,002	0,02 ± 0,02	0,03 ± 0,02	0,005 ± 0,001
1	0,13 ± 0,05	0,41 ± 0,07	0,17 ± 0,04	0,95 ± 0,17	0,02 ± 0,01
10	0,86 ± 0,13	4,06 ± 0,60	1,45 ± 0,16	7,13 ± 1,50	0,10 ± 0,02
100	8,06 ± 1,70	34,4 ± 8,3	12,8 ± 2,3	66,2 ± 27,6	2,8 ± 4,3
250	33,3 ± 2,6	114 ± 17	49,7 ± 7,1	248 ± 79	2,2 ± 0,3
500	76,1 ± 11,2	290 ± 53	118 ± 20	507 ± 182	4,3 ± 1,4
1 000	147 ± 57	595 ± 222	258 ± 101	1 124 ± 643	9,9 ± 4,1

Source : Iavicoli et collab., 2012

Lorsque l'exposition ne se fait pas par voie orale, les voies d'élimination des EGP changent, de même que la répartition tissulaire. Ainsi, dans le cas du platine, après l'administration intraveineuse de chlorure de platine radiomarké chez des rats, la majorité du platine était excrétée dans l'urine et, dans une moindre mesure, dans les fèces (Moore et collab., 1975b). Artelt et ses collaborateurs (1999) rapportent des

résultats semblables après l'injection intraveineuse de 1 064 µg de K₂PtCl₄ chez des rats femelles. Une excrétion de 35 % était observée dans les trois premiers jours suivant l'injection et de 86 % après 28 jours. Le platine résiduel était plus élevé dans le sang, les reins, le foie, la rate et les glandes surrénales. Les auteurs ont également démontré que la rétention du platine était supérieure après une injection intraveineuse qu'à la suite d'une administration par voie orale. D'après les études de Hamilton et ses collaborateurs (1951a, 1951b), l'élimination et la répartition tissulaire de l'iridium chez des rats exposés par injection intraveineuse étaient sensiblement les mêmes que celles du platine.

Sabbioni et ses collaborateurs (2015) ont étudié les niveaux en ¹⁹¹Pt, en ¹⁰³Pd et en ^{101m}Rh chez des rats après une injection intrapéritonéale de ¹⁹¹PtCl₄, de Na₂¹⁰³PdCl₄ ou de Na₂^{101m}RhCl₆ (dose de 114 ng Pt/kg de poids corporel; 24 ng Pd/kg de poids corporel et 16 ng Rh/kg de poids corporel). Seize heures après l'injection, de 30 à 35 % du ¹⁰³Pd et du ¹⁹¹Pt, comparativement à 10 % dans le cas du ^{101m}Rh, ont été retrouvés dans le plasma, principalement liés à l'albumine, et, dans une moindre mesure, à la transferrine. Les EGP étaient surtout accumulés dans les reins, la rate, les glandes surrénales, le foie, le pancréas et l'intestin grêle (tableau 28 – distribution). L'analyse de la distribution intracellulaire a montré que les EGP étaient principalement accumulés dans la fraction nucléaire du foie et dans le cytosol des reins, ce qui serait relié à leur forte affinité aux macromolécules biochimiques retrouvées dans ces organes.

Tableau 28 – Distribution en platine, en palladium et en rhodium dans différents tissus de rats 16 heures après l'injection unique de chacun de ces EGP par voie intrapéritonéale

Organe	Accumulation (ng/g)		
	Platine	Palladium	Rhodium
Reins	730 ± 41	130 ± 14	132 ± 15
Glande surrénale	460 ± 18	25 ± 10	12,4 ± 2,5
Rate	360 ± 16	120 ± 10	60 ± 5
Foie	240 ± 30	49 ± 6	38 ± 2
Pancréas	190 ± 30	33 ± 9	28 ± 5
Poumons	90 ± 18	19 ± 4	22 ± 6
Testicules	88 ± 6	8,4 ± 0,7	12 ± 1
Cœur	63 ± 12	18 ± 5	22 ± 3
Fémur	57 ± 14	6 ± 2	12 ± 4
Graisse	51 ± 20	19 ± 4	6,4 ± 3,5
Muscles	26 ± 13	13 ± 2	3,6 ± 0,4
Peau	11 ± 3	3,6 ± 0,9	2,8 ± 0,9
Cerveau	2,0 ± 1,1	1,9 ± 0,4	0,3 ± 0,1
Thyroïde	5,7 ± 0,6	1,4 ± 0,6	0,3 ± 0,1
Thymus	3,4 ± 1,0	0,7 ± 0,2	0,9 ± 0,2
Trachée	14 ± 3	7,2 ± 1,5	68 ± 2
Duodénum	21 ± 4	4,2 ± 0,6	4 ± 1
Estomac	43 ± 2	4,7 ± 0,2	9 ± 2

Organe	Accumulation (ng/g)		
	Platine	Palladium	Rhodium
Intestin grêle	120 ± 32	23 ± 3	25 ± 4
Gros intestin	28 ± 5	5,4 ± 1,5	32 ± 1
Sang*	280 ± 44	48 ± 6	24 ± 5
Plasma	215 ± 11	34,6 ± 4,2	21,4 ± 3,3

* pg/ml

Source : Sabbioni et collab., 2015

Moore et ses collaborateurs (1975c) ont exposé des rats à différentes formes de platine radiomarké (chlorure de platine, oxyde de platine, sulfate de platine et platine métal), par inhalation, à des concentrations de 5 à 8 mg/m³ pendant 48 minutes. Les résultats indiquent une absence de différence significative de clairance pulmonaire entre les différents composés testés. Cette clairance pulmonaire correspond à une élimination par remontée œsophagique, puis une excrétion dans les fèces. Une élimination rapide est observée pendant les 24 premières heures, suivie d'une phase plus lente. La rétention dans l'ensemble du corps était de 20 à 40 % après 24 heures et de moins de 10 % après 10 jours. L'élimination par les reins était très faible, ce qui tend à confirmer une faible absorption par la voie gastro-intestinale. Le platine résiduel était principalement retrouvé dans les poumons et, dans une moindre mesure, dans le sang, les reins, la rate et le foie (Pyrzynska, 2000).

L'exposition de rats pendant un maximum de 90 jours à des particules semblables à celles émises par les automobiles montre que le platine peut être pris en charge à la suite de son inhalation ou de son administration par voie intratrachéale (Artelt et collab., 1999). En effet, jusqu'à 30 % du platine déposé dans les poumons après inhalation était bioaccessible. De ce pourcentage, plus de 90 % étaient liés aux protéines dans les différents tissus et liquides corporels. Le reste était présent sous la forme de composants de faible poids moléculaire, le plus souvent sous la forme de complexes ioniques (Artelt et collab., 1999). La liaison du Pt(II), Pt(IV) et Pd(II) à la métallothionéine a d'ailleurs été démontrée lors d'études antérieures. L'affinité de Pt(II) pour la métallothionéine est environ 107 et 30 fois plus élevée par rapport au zinc et au cadmium respectivement (Zhang et collab., 1997; cités dans Zimmermann et Sures, 2004). Le Rh(III) a également démontré des affinités pour la métallothionéine (Nielson et collab., 1985; cités dans Zimmermann et Sures, 2004). Ainsi, d'après ces résultats, la liaison aux protéines semble jouer un rôle majeur dans l'accumulation des EGP dans les organismes (Zimmermann et Sures, 2004).

Moore et ses collaborateurs (1975a) ont démontré que l'absorption fœtale de différents sels de platine chez des rates gestantes est relativement faible. En effet, 24 heures suivant l'administration par voie intraveineuse de 25 µCi de chlorure de platine radiomarké à des rates gravides, les fœtus contenaient 0,01 % de la dose administrée à la mère. Les niveaux dans le placenta étaient sensiblement plus élevés (0,9 %), démontrant le rôle de protection de cet organe. Des résultats similaires ont été obtenus à la suite de l'injection de ¹⁰³Pd dans des conditions expérimentales semblables (Moore et collab., 1975b).

Ducoulombier-Crepineau et ses collaborateurs (2007) ont cherché à étudier les effets du platine et du palladium pour des animaux de pâturage vivant aux abords des routes. Pour ce faire, ces auteurs ont administré par voie orale, quotidiennement, un mélange contenant 200 mg de PtCl₂ et de PdCl₂ à des chèvres. Ces expositions ont entraîné un transfert de ces métaux vers les glandes mammaires et, ultimement, dans le lait (tableau 29 –). Le facteur de transfert était de 0,02 % dans le cas du palladium. Le facteur de transfert du platine n'a pu être calculé étant donné que l'accumulation dans le temps n'était pas significativement différente de celle avant le début de l'expérimentation. L'étude a également démontré un important transfert du palladium et du platine vers les reins et, dans une moindre mesure, vers le foie

(tableau 30 →). Ce dernier résultat est en accord avec ceux obtenus chez des rats adultes mâles exposés par voie orale à certains EGP (Holbrook et collab., 1977).

Tableau 29 – Accumulations en platine et en palladium dans le lait de chèvre à la suite de l'ingestion de 200 mg de PtCl₂ et de PdCl₂

Jours	Platine (ng/g; poids sec)	Palladium (ng/g; poids sec)
0	≤ 0,25	1,2 ± 0,28
1	0,33 ± 0,13	5,67 ± 2,4
2	0,42 ± 0,15	8,53 ± 0,07
3	0,53 ± 0,17	9,28 ± 0,45
4	1,03 ± 1,17	9,47 ± 2,14
5	0,35 ± 0,16	8,82 ± 0,70
6	0,33 ± 0,07	9,13 ± 0,53
7	0,33 ± 0,11	5,28 ± 1,17
8	0,42 ± 0,25	5,50 ± 1,56

Source : Ducoulombier-Crepineau et collab., 2007

Tableau 30 – Accumulations en platine et en palladium (en ng/g; poids sec) dans différents organes de chèvres, huit jours suivant l'ingestion de 200 mg de PtCl₂ et de PdCl₂

Organe	Chèvres témoins	Chèvres exposées
Platine		
Foie	0,4 ± 0,1	8,1 ± 6,6
Reins	0,50 ± 0,36	73,9 ± 10,7
Muscles	0,6 ± 0,7	0,6 ± 0,2
Glandes mammaires	0,5 ± 0,4	2,5 ± 0,9
Palladium		
Foie	7,0 ± 2,8	18,1 ± 6,6
Reins	12,6 ± 7,5	268,5 ± 97,6
Muscles	0,8 ± 0,6	4,9 ± 0,4
Glandes mammaires	1,3 ± 1,4	14,9 ± 5,6

Source : Ducoulombier-Crepineau et collab., 2007

Quelques études ont cherché à déterminer les niveaux de bioaccumulation des EGP dans des mammifères exposés *in situ* à ces métaux, dans leurs habitats. Elles sont résumées ci-après.

Une étude, réalisée en Italie, a montré que les mulots sylvestres (*Apodemus sylvaticus*) de deux sites urbains et suburbains présentaient des niveaux significativement plus élevés d'EGP dans certains tissus par rapport à ceux d'un site de référence (réserve naturelle à 3 km d'une zone urbaine) et d'un site agricole (tableau 31 – accumulations) (Marcheselli et collab., 2010.). Les teneurs accumulées dans les différents tissus ne montraient aucune différence significative selon le sexe, le poids ou la taille des individus. Les accumulations dans la fourrure étaient positivement corrélées à celles dans le foie, les reins et les sols. Ces accumulations seraient dues à la circulation routière plus abondante en milieux urbains et suburbains. Les niveaux d'accumulation de palladium étaient supérieurs à ceux du platine et du rhodium, ce qui concorde avec les résultats d'autres auteurs (Moldovan et collab., 2001; Sures et collab., 2001). Ils concordent également avec les études citées précédemment qui montrent que, chez les mammifères, les EGP sont principalement accumulés dans les reins.

Tableau 31 – Accumulations en platine, en palladium et en rhodium (ng/g; poids sec) chez des mulots sylvestres prélevés dans différents milieux

	Site urbain	Site suburbain	Site agricole	Site de référence
Platine				
Foie	≥ 3	≤ 3	≈ 1	≈ 1
Reins	9	7	2	2
Fourrure	≥ 3	≤ 3	≈ 1	≈ 1
Sol	63,3 ± 4,8	73,3 ± 4,7	2,78 ± 0,31	2,51 ± 0,55
Palladium				
Foie	5 – 6	5 – 6	2	2
Reins	14	10	4	4
Fourrure	2	2	1	1
Sol	112 ± 19	83,3 ± 4,7	4,07 ± 0,88	4,20 ± 0,52
Rhodium				
Foie	≈ 1,0	≈ 1,0	≈ 0,5	≈ 0,5
Reins	3,0	2,5	0,75	0,75
Fourrure	≈ 1,0	≈ 1,0	≈ 0,5	≈ 0,5
Sol	14,1 ± 1,3	9,70 ± 2,36	0,97 ± 0,36	1,05 ± 0,38

Source : Marcheselli et collab., 2010

Des accumulations en osmium ont été rapportées chez le campagnol roussâtre (*Myodes glareolus*) dans les forêts boréales du nord de la Suède, lorsque les organismes étaient prélevés à moins de 2 km d'une source de contamination, soit, dans ce cas-ci, une aciérie (Rodushkin et collab., 2011). De nouveau, les concentrations les plus élevées ont été mesurées dans les reins (tableau 32 – accumulations). Celles-ci étaient négativement corrélées à l'âge des individus et positivement corrélées à leur poids corporel.

Tableau 32 – Accumulations en osmium (ng/g) dans différents tissus de campagnols roussâtres, en fonction de la distance de la source anthropique

Organe	Distance de la source anthropique		
	2 km	32 km	122 km
Muscles	0,008	≤ 0,002	≤ 0,002
Reins	0,022		
Fémur	0,015		
Peau	0,009		
Foie	0,011		

Source : Rodushkin et collab., 2011

Pour sa part, Essumang (2008) a mis en évidence l'accumulation des EGP chez des mammifères aquatiques, des dauphins (*Stenella* sp.) capturés le long de la côte ghanéenne, en Afrique de l'Ouest. Ces métaux étaient retrouvés de façon importante dans le foie, suivi des reins et des muscles (tableau 33 – accumulations). Il est possible que ces EGP aient pu provenir de l'ingestion de poissons contaminés.

Tableau 33 – Accumulations en EGP chez différents organes de dauphins capturés le long de la côte ghanéenne

Organe	Accumulation (ng/g)		
	Platine	Palladium	Rhodium
Reins	≤ 1 – 161	≤ 1 – 345	≤ 1 – 25
Foie	≤ 1 – 481	≤ 1 – 946	≤ 1 – 37
Muscles	≤ 1 – 299	≤ 1 – 258	≤ 1 – 13

Source : Essumang, 2008

4. Potentiel toxique

4.1. Bactéries

Wei et Morrison (1994) ont réalisé des essais de toxicité chez la bactérie marine *Photobacterium phosphoreum* qui ont permis de déterminer une concentration effective pour 50 % des organismes d'essais (CE_{50}) affectant la bioluminescence de 25 µg/l pour le chlorure de platine. Dans cette étude, le chlorure de platine était plus toxique que le cuivre (200 µg/l). Lors d'un essai avec la même bactérie, des CE_{50} de 190, de 90 et de 90 µg/l ont été obtenus pour le platine, le palladium et le rhodium (Rauch, 2001). Chez la bactérie *Cupriavidus metallidurans* CH34, qui domine les communautés de biofilm retrouvées sur des grains d'or naturel, aucune toxicité n'a été observée à la suite d'une exposition de 10 minutes à des concentrations de 39 et de 3,4 mg/l sous forme de Pt(II) et de Pt(IV) respectivement (Etschmann et collab., 2016).

Frazzoli et ses collaborateurs (2007) ont exposé la levure *Saccharomyces cerevisiae* au platine, au palladium et au rhodium sous forme de $PdCl_2$, $PtCl_2$ et $RhCl_3$. Les valeurs de toxicité obtenues après une exposition de deux heures démontrent que le rhodium (CE_{10} = 54 ng/g et CE_{50} = 217 ng/g) est généralement plus toxique pour cette espèce que le platine (CE_{10} = 197 ng/g et CE_{50} = 587 ng/g) et le palladium (CE_{10} = 89 ng/g et CE_{50} = 609 ng/g). La réponse de la levure était corrélée aux concentrations en métaux, les R^2 étant de 0,908, 0,996 et 0,975 pour le palladium, le platine et le rhodium respectivement. Les effets toxiques se traduiraient par l'inhibition de la respiration mitochondriale aérobie. Les auteurs ont également réalisé une exposition sur une période de 12 heures. Les résultats montrent une diminution de la toxicité du rhodium par rapport aux deux autres métaux testés. Ce résultat suggère l'induction d'un mécanisme de protection, tel que la métallothionéine, à des concentrations se situant autour de la CE_{50} .

Sous forme de nanoparticules, Adams et ses collaborateurs (2014) ont démontré que le palladium engendre un effet toxique supérieur chez les microorganismes comparativement au Pd^{2+} . Sur une période de 24 heures, toutes les nanoparticules testées (2, 2,5 et 3,1 nm) étaient toxiques à des concentrations supérieures à 10^{-5} M. L'inhibition de la croissance était plus marquée chez *Staphylococcus aureus*, une espèce à Gram positif, que chez *Escherichia coli*, une espèce à Gram négatif. Les nanoparticules du plus petit diamètre testé (2 nm) présentaient une toxicité plus élevée que les nanoparticules sensiblement plus grosses. Dans une autre étude, Farrag et Mohamed (2016) ont évalué les effets de nanoparticules de palladium de 1 nm, recouvertes d'une couche de L-glutathion, chez une communauté fongique naturelle du sol, à des concentrations d'exposition allant jusqu'à 80 mg/l. À ces concentrations, les auteurs n'ont pas mesuré d'effets inhibiteurs significatifs pendant les sept jours d'exposition.

Chez la bactérie bioluminescente *Vibrio fischeri*, les CE_{50} calculées pour une exposition de 15 minutes à des nanoparticules de platine de différentes tailles (Pt1 : 3,1 à 10 nm, Pt2 : 4,2 à 21 nm, Pt3 : 8,7 à 24,4 nm) étaient de 0,14 mg/l (Pt1), 0,17 mg/l (Pt2) et 0,26 mg/l (Pt3) respectivement (Hlavkova et collab., 2019). Pour une exposition de 30 minutes, les CE_{50} étaient de 0,17, 0,17 et 0,28 mg/l. Les nanoparticules de taille inférieure étaient plus toxiques que celles de plus grande taille.

Enfin, le potentiel génotoxique de composés du platine et du palladium utilisés comme agents anticancéreux a été démontré chez plusieurs communautés bactériennes (Alazard et collab., 1982; Pawlak et collab., 2014). Toutefois, chez les bactéries, les sels de palladium présentent un potentiel génotoxique inférieur à celui des sels de platine.

4.2. Algues et plantes aquatiques

La majorité des études disponibles sur le potentiel toxique des EGP pour les plantes aquatiques portent sur des algues. Quelques-unes de ces études sont résumées dans les paragraphes suivants.

Tétrault (2014) a évalué la toxicité du platine et du palladium pour la croissance de l'algue verte *Chlamydomonas reinhardtii* en fonction du pH. Dans un milieu de culture MHSM-1, la CE_{50-24h} du

palladium était de $10 \pm 1 \mu\text{g/l}$ à pH 6 et de $7,0 \pm 0,3 \mu\text{g/l}$ à pH 7. À pH 8, la croissance des algues n'était pas affectée par la présence de palladium jusqu'à une concentration de $30 \mu\text{g/l}$. Pour le platine, à pH 6, la $\text{CE}_{50-24\text{h}}$ était de $24 \pm 12 \mu\text{g/l}$. Elle était de $5 \pm 7 \mu\text{g/l}$ à pH 7 et de $23 \pm 4 \mu\text{g/l}$ à pH 8. Ainsi, la toxicité du platine et du palladium augmentait à pH neutre. De plus, le palladium semblait plus toxique que le platine à pH 6. D'après l'auteur, le pH influencerait la toxicité de ces deux éléments en raison de la compétition des protons et des ions métalliques pour les sites membranaires des cellules. Tétrault (2014) a également mis en évidence qu'une diminution de 90 % du contenu en ammonium (concentration de $1,67 \text{ mg/l}$ dans le milieu modifié, comparativement à $16,87 \text{ mg/l}$ dans le milieu MHSM-1) dans l'eau d'essai a eu un effet protecteur sur les algues, aucune toxicité du palladium n'étant alors observée à tous les pH étudiés. En revanche, une variation de la concentration de calcium (concentration de 80 mg/l dans le milieu modifié, comparativement à $2,72 \text{ mg/l}$ dans le milieu MHSM-1) dans le milieu de culture n'a pas eu d'effet sur la toxicité du palladium. L'effet de la variation des teneurs en ammonium et en calcium n'a pas été étudié pour le platine.

Rioux (2018) a poursuivi les travaux de Tétrault (2014) et a évalué la toxicité du platine chez l'algue verte unicellulaire *Chlamydomonas reinhardtii* exposée à des concentrations de 0 à $150 \mu\text{g/l}$ pendant 96 heures en présence de 10 mg C/L de matière organique naturelle (MON) de la rivière Suwannee. En absence de MON, la CE_{50} après 48 heures, soit la seule période de temps où une CE_{50} a pu être déterminée, était de $102 \pm 58 \mu\text{g/l}$. En présence de MON, les CE_{50} calculées à 48, 72 et 96 heures étaient respectivement de 22 ± 2 , 25 ± 1 et $30 \pm 2 \mu\text{g/l}$. Un plus grand diamètre des cellules a également été observé aux concentrations d'exposition les plus élevées, cette augmentation étant causée par une inhibition de la division cellulaire liée à la toxicité du platine. Le platine était donc plus toxique en présence de MON, la valeur de CE_{50} calculée à 48 heures étant environ cinq fois plus faible que celle obtenue en absence de MON.

Roy (2009) a également exposé *Chlamydomonas reinhardtii* à du palladium dans le milieu de culture MHSM-1 et a déterminé une $\text{CE}_{50-96\text{h}}$, basée sur le taux de croissance maximal, de $8,23 \pm 0,05 \mu\text{g/l}$ lorsque la concentration de métal mesurée en solution est utilisée, et de $16,8 \pm 0,3 \mu\text{g/l}$ lorsque la concentration nominale de métal est utilisée. Des CE_{50} plus faibles ont été calculées en utilisant la densité cellulaire à différents temps par rapport à la densité cellulaire du groupe témoin, en fonction des concentrations en palladium mesurées. Des valeurs de $10,1 \pm 0,4 \mu\text{g/l}$, $8,7 \pm 0,9 \mu\text{g/l}$, $6,5 \pm 0,3 \mu\text{g/l}$ et $5,7 \pm 0,5 \mu\text{g/l}$ ont été obtenues après 24, 48, 72 et 96 heures respectivement. Enfin, cette étude a mis en évidence une toxicité plus faible du rhodium pour cette algue. En effet, la croissance de *Chlamydomonas reinhardtii* n'a montré aucune différence significative par rapport aux cellules non exposées à la suite d'une exposition à une concentration maximale de $100 \mu\text{g/l}$ de rhodium pendant 24, 48 et 72 heures (Roy, 2009).

L'algue verte *Pseudokirchneriella subcapitata* a montré une diminution significative de sa croissance (11 et 19 % respectivement) par rapport au témoin, lorsqu'exposée à 0,1 et $0,25 \text{ mg/l}$ de K_2PdCl_4 pendant 72 heures dans une eau de référence (Vannini et collab., 2011). La croissance des algues était complètement inhibée à une concentration de $0,5 \text{ mg/l}$ de K_2PdCl_4 . Des dommages morphologiques, principalement au niveau du chloroplaste, ont été observés chez 10 % des cellules exposées à $0,1 \text{ mg/l}$ de K_2PdCl_4 , chez 40 % des cellules exposées à une concentration de $0,25 \text{ mg/l}$ de K_2PdCl_4 et entre 60 et 90 % des cellules exposées à $0,5 \text{ mg/l}$ de K_2PdCl_4 . Des modifications de l'ADN ont également été rapportées à la suite de l'exposition à ces mêmes concentrations de palladium. Celles-ci incluent une régulation à la baisse des enzymes impliquées dans la fixation du dioxyde de carbone (CO_2), ainsi que des changements au niveau des gènes associés à la photosynthèse, qui concordent avec une diminution significative des teneurs en pigments (tableau 34 →). Ces effets moléculaires seraient responsables de la diminution de la croissance algale, des changements morphologiques et des modifications photosynthétiques observés lors de l'étude. Précisons que les concentrations testées sont relativement élevées par rapport aux concentrations de palladium solubles présentes dans les milieux aquatiques, mais peuvent être retrouvées dans des poussières de routes (300 à 400 ng/g de palladium total) (Ravindra et collab., 2004).

Tableau 34 – Teneurs en pigments photosynthétiques chez l'algue verte *Pseudokirchneriella subcapitata* exposée au palladium sous forme de K_2PdCl_4

Dose (mg/l de K_2PdCl_4)	μg Chla / 10^8 cellules	μg Chlb / 10^8 cellules	μg Car. / 10^8 cellules
0	50,3 $\pm$ 2	6,7 $\pm$ 0,5	17,4 $\pm$ 0,8
0,1	39,0 $\pm$ 3*	5,5 $\pm$ 0,7*	14,2 $\pm$ 1*
0,25	27,2 $\pm$ 3*	3,4 $\pm$ 0,4*	10,3 $\pm$ 0,4*

* Différence statistiquement significative par rapport au témoin

Source : Vannini et collab., 2011

La toxicité de l'osmium sous forme d' OsO_4 a été évaluée chez quatre espèces marines (Marva et collab., 2014). Après une exposition de sept jours dans une eau de référence, la croissance de l'haptophyte *Emiliana huxleyi*, de la chlorophyte *Dictyosphaerium chlorelloides* et de la cyanobactérie *Microcystis aeruginosa* était complètement inhibée à une concentration de 1 mg/l d' OsO_4 . La chlorophyte *Tetraselmis suecica* était plus résistante, 3 mg/l d' OsO_4 étant en effet nécessaire pour inhiber totalement sa croissance (tableau 35 →). La concentration inhibant la croissance de 50 % (CI_{50}) variait d'une espèce à l'autre, allant de 0,1 mg/l d' OsO_4 pour *E. huxleyi* à 0,7 mg/l d' OsO_4 pour *T. suecica*. Une incubation supplémentaire de 75 jours a permis de montrer que *T. suecica* et *D. chlorelloides* étaient capables de s'adapter à la présence d'osmium. Ainsi, après l'ajout de 5 mg/l d' OsO_4 , les taux de mutation induisant une résistance à l'osmium ont augmenté et étaient du même ordre de grandeur que ceux obtenus à la suite de l'exposition à d'autres métaux, soit $1,6 \times 10^{-6}$ et $4,0 \times 10^{-7}$ mutants par génération de cellules chez *T. suecica* et *D. chlorelloides* respectivement. *E. huxleyi* et *M. aeruginosa* n'ont pas pu s'adapter à une exposition aussi longue à ce métal. Ceci pourrait s'expliquer par le rapide effet létal observé chez ces espèces, ce qui ne laisserait pas suffisamment de temps pour l'apparition de mutations adaptatives.

Tableau 35 – Pourcentage d'inhibition chez différentes espèces marines exposées à l'osmium sous forme d' OsO_4

Concentration (mg/l d' OsO_4)	<i>Emiliana huxleyi</i>	<i>Tetraselmis suecica</i>	<i>Dictyosphaerium chlorelloides</i>	<i>Microcystis aeruginosa</i>
0	0	0	0	0
0,1	52	28	33	38
0,3	88	42	78	90
1,0	100	83	100	100
3,0	100	100	100	100

Source : Marva et collab., 2014

Rauch et ses collaborateurs (2004b) ont mesuré l'activité photosynthétique de communautés de périphyton prélevées en milieu naturel dans la rivière Lärjeån, en Suède. Ces communautés ont été exposées en laboratoire, pendant 24 heures, au platine divalent (Pt^{2+}) et au platine tétravalent (Pt^{4+}), dans de l'eau de la rivière (pH = 7,2 à 7,6; dureté = 0,4 mmol/l; COD = 0,5 mmol/l) et dans une eau de référence. Aux concentrations testées (0,2 à 200 g/l), aucune différence significative n'a été observée par rapport aux communautés non exposées. Cependant, lorsque la communauté était exposée dans l'eau de référence, l'activité photosynthétique moyenne diminuait significativement avec l'augmentation de la concentration d'exposition de Pt^{2+} ou de Pt^{4+} . Cette différence serait liée à l'absorption des métaux par les composantes biotiques présentes dans l'eau de référence, comme la matrice de polysaccharide, et par les composantes

abiotiques, comme le silt, retrouvés dans l'eau naturelle. Le platine divalent était légèrement plus toxique que le platine tétravalent : l'activité photosynthétique à la suite de l'exposition au Pt^{2+} diminuait à la concentration d'exposition la plus faible de 2 µg/l, alors que la diminution d'activité n'était observée qu'à l'exposition la plus élevée de 2 mg/l pour le Pt^{4+} . Les CE_{50} -24h n'ont pu être déterminées.

D'autres résultats disponibles sur la toxicité des EGP chez les algues sont présentés au tableau 36 –.

Tableau 36 – Toxicité des EGP chez différentes espèces d'algues

Espèce	Paramètre	Durée d'exposition	Concentration (mg/l)	Référence
Platine				
Chlorella kessleri	CE ₅₀ (croissance)	96 heures	1,9	Fujiwara et collab., 2008
	CL ₅₀	24 heures	10,6	
Chlamydomonas reinhardtii	CE ₅₀ (croissance)	48 heures	0,005	Roy, 2009
Palladium				
Chlorella kessleri	CE ₅₀ (croissance)	96 heures	1,4	Fujiwara et collab., 2008
	CL ₅₀	24 heures	4,1	
Scenedesmus subspicatus	CE ₅₀ (croissance)	72 heures	0,02	OMS-IPCS, 2002
	CE ₅₀ (croissance)	24 heures	0,03	
	CSEO (croissance)	72 heures	0,014	
Rhodium				
Chlorella kessleri	CE ₅₀ (croissance)	96 heures	0,9	Fujiwara et collab., 2008
	CL ₅₀	24 heures	1,3	
Ruthénium				
Chlorella kessleri	CE ₅₀ (croissance)	96 heures	1,9	Fujiwara et collab., 2008
	CL ₅₀	24 heures	9,4	

CE_{50} : concentration d'une substance qui a des effets sur 50 % des organismes d'essai

CL_{50} : concentration létale d'une substance pour 50 % des organismes d'essai

CSEO : concentration sans effet observé

Très peu d'études sont disponibles sur le potentiel toxique des EGP pour les plantes aquatiques.

En évaluant la croissance de la lentille d'eau *Lemna minor*, des CE_{50} calculées pour une exposition de sept jours à des nanoparticules de platine de différentes tailles (Pt1 : 3,1 à 10 nm, Pt2 : 4,2 à 21 nm et Pt3 :

8,7 à 24,4 nm) étaient de 0,01067 mg/l (Pt1), 0,05 mg/l (Pt2) et 0,1219 mg/l (Pt3) respectivement (Hlavkova et collab., 2019). La toxicité étant moins importante en évaluant la biomasse, les CE₅₀ étaient de 0,14077, 0,24781 et 0,24937 mg/l respectivement pour Pt1, Pt2 et Pt3. Les nanoparticules de plus petite taille étaient plus toxiques que celles de plus grande taille.

Bednarova et ses collaborateurs (2014) ont exposé, dans une eau de référence (SIS = Swedish Standard Medium), la lentille d'eau *Lemna minor*, pendant sept jours à des concentrations allant jusqu'à 19,5 mg/l de PtCl₄, 10,6 mg/l de PdCl₂ et 10,3 mg/l de RhCl₃. À la suite de l'exposition au platine, ils ont observé une augmentation des activités antioxydantes et enzymatiques et des changements morphologiques, incluant des chloroses et des nécroses. Pour l'inhibition de la croissance, des CE_{50-7j} de 2,37, 5,36 et 2,57 mg/l ont respectivement été mesurées pour le platine, le palladium et le rhodium. Diehl et Gagnon (2007) ont également observé de graves chloroses de certaines pousses plus âgées de l'élodée du Canada (*Elodea canadensis*), lorsqu'exposées, en laboratoire, à une eau de référence (Sigma® Bold Modified Basal Nutrient Solution) contenant certains éléments du groupe platine (spécialement en présence de 5 ng/l de platine) pendant 14 jours. Toutefois, ces auteurs n'ont pu mettre en évidence de diminution statistiquement significative de la teneur en chlorophylle dans les nouvelles pousses. Le résultat obtenu était le même pour une exposition aux métaux seulement ou en présence de cations de calcium et de zinc divalents (Ca²⁺ : 120 mg/l et Zn²⁺ : 12,6 mg/l). L'ajout d'acide humique (5 mg/l) aux élodées cultivées dans 0,1 mg/l de platine, de rhodium et de palladium a par contre eu pour effet de diminuer de façon significative les teneurs en chlorophylle (Diehl et Gagnon, 2007). Ce résultat pourrait être en lien avec la prise en charge plus élevée de ces métaux en présence d'acide humique, comme il est rapporté pour d'autres organismes.

La plus faible toxicité du rhodium comparativement au platine et au palladium a été rapportée chez la jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*). Ainsi, après une exposition de 14 jours, les premiers signes de toxicité, se traduisant par des chloroses, ont été observés à environ 2,5 mg/l de platine ou de palladium, alors qu'aucun effet n'a été observé à la concentration maximale de rhodium testée, soit 10 mg/l (Farago et Parsons, 1994). Des nécroses et des racines rabougries ont été observées à la suite de l'exposition de cette plante aquatique à 10 mg/l de platine ou de palladium.

Enfin, sous forme de nanoparticules de taille moyenne de 10 nm, des concentrations de 0,1 à 80 mg Pt/l entraînent un stress oxydatif chez les algues *Pseudokirchneriella subcapitata* et *Chlamydomonas reinhardtii* exposées dans une eau de référence (Sørensen et collab., 2016). L'espèce *C. reinhardtii* était particulièrement sensible, celle-ci étant fortement stressée après deux heures d'exposition à 0,1 mg Pt/l. Toutefois, une exposition de 48 heures à des concentrations jusqu'à 10 mg Pt/l n'a pas montré de stress oxydatif, ce qui laisse à penser que la population d'algues s'est rétablie au fil du temps. Une récupération dans le temps a également été observée pour *P. subcapitata*, bien que celle-ci soit moins prononcée que chez *C. reinhardtii*. Le pourcentage de cellules présentant des lésions membranaires était < 2 % pour *P. subcapitata* et < 22 % pour *C. reinhardtii*. Ce résultat suggère que les systèmes antioxydants des deux espèces d'algues étaient capables de faire face au stress oxydatif induit par les nanoparticules de platine, aux concentrations testées, empêchant ainsi sa progression vers des lésions membranaires. Les auteurs ont démontré que la réponse au stress oxydatif des deux espèces d'algues n'est pas régie uniquement par le platine dissous. En effet, chez *P. subcapitata*, toutes les cellules ont été affectées par une exposition aux nanoparticules de platine, mais aucune ne l'a été à la suite d'une exposition dans les mêmes conditions à PtCl₄. Les cellules de *C. reinhardtii* ont été affectées à la fois par les nanoparticules de platine et PtCl₄, mais la présence de platine dissous ne peut pas à elle seule expliquer le niveau de stress oxydatif ni la récupération observée lorsque les cellules ont été exposées à des nanoparticules de platine. De plus, l'exposition de *P. subcapitata* et de *C. reinhardtii* aux nanoparticules de platine a entraîné une diminution des taux de croissance. Les CE_{50-48h} étaient de 15 et de 201 mg Pt/l respectivement (Sørensen et collab., 2016). Ces résultats concordent avec celui obtenu par Ksiazek et ses collaborateurs (2015), où la CE_{50-72h} chez *P. subcapitata* exposée dans une eau de référence aux nanoparticules de platine de taille inférieure à 50 nm était de 17 mg Pt/l. Pour ces derniers, la concentration de 9,1 mg Pt/l n'avait eu aucun effet sur la croissance de l'algue et celle de 22,2 mg Pt/l inhibait complètement sa croissance. *P. subcapitata* semble ainsi plus sensible aux effets des nanoparticules de platine que *C. reinhardtii*. Les nanoparticules de platine pourraient avoir une affinité plus élevée pour les polysaccharides composant la paroi cellulaire de *P. subcapitata* plutôt que pour les glycoprotéines qui composent celle de *C. reinhardtii*.

4.3. Plantes terrestres

Quelques études ont évalué les effets du platine et du palladium chez des plantes terrestres. Les résultats disponibles sont présentés ci-après.

La germination et la croissance des racines d'avoine (*Avena sativa*), de cresson alénois (*Lepidium sativum*) et de tomate (*Lycopersicon esculentum*) ont été évaluées à la suite d'une exposition à des concentrations de 1 à 40 mg/l de Pt^{2+} sous forme de $[Pt(NH_3)_4](NO_3)_2$ ou de Pt^{4+} sous forme de $PtCl_4$ dissous dans une solution nutritive (Kolton et Czaja, 2015). À toutes les concentrations testées, aucun effet significatif sur la germination des graines de tomates et de cresson n'a été observé, alors que chez l'avoine, la germination était significativement stimulée uniquement à la plus faible concentration de $PtCl_4$ testée (1 mg/l). En analysant la croissance des racines des plants exposés, les résultats montrent que le cresson est l'espèce la moins sensible aux deux formes de platine. Après 48 heures, l'exposition à 10 et 20 mg/l de Pt^{2+} a significativement stimulé la croissance des racines de cette espèce par rapport au contrôle, où elle était stimulée à des concentrations de 1 et 10 mg/l de Pt^{4+} . Chez les plants d'avoine, la longueur des racines était semblable à toutes les concentrations de Pt^{2+} , mais était significativement atténuée à des concentrations supérieures à 10 mg/l de Pt^{4+} . Dans le cas des plants de tomates, une diminution significative de la longueur des racines a été observée à des concentrations d'exposition de 10 à 40 mg/l de Pt^{4+} , alors que les racines n'ont pas été affectées en présence de Pt^{2+} . Les résultats laissent sous-entendre que le Pt^{4+} est plus toxique que le Pt^{2+} . Les auteurs apportent cependant un petit bémol à cette interprétation puisque les deux espèces de platine n'ont pas été apportées sous la même forme, le premier étant sous forme de chlorures tandis que l'autre se trouve sous forme de nitrates et d'ammonium. Ainsi, la toxicité observée pourrait être associée à l'introduction d'un anion à la suite de la dissolution du sel de platine, le chlorure provenant du $PtCl_2$ pouvant être plus toxique pour les plantes que les ions nitrates et ammonium.

Comparativement au témoin, le poids des racines de radis (*Raphanus sativus*) exposés pendant sept jours à 5,7 mg/l de platine dans une solution nutritive était significativement inhibé (Pallas et Jones, 1978). Dans les mêmes conditions d'exposition, le poids des feuilles de poivron (*Capsicum annuum*) était significativement réduit à une concentration de 0,57 et 5,7 mg/l. Il en est de même du poids des feuilles de tomates (*Lycopersicon esculentum*) et de navet (*Brassica rapa*) à la plus forte concentration d'exposition. Dans tous ces cas, des chloroses ont été observées chez les feuilles des plants exposés. Aucun effet n'a par contre été rapporté chez le chou-fleur (*Brassica oleracea* var. *botrytis*), le haricot (*Phaseolus vulgaris*), le maïs (*Zea mays*), le pois (*Pisum sativum*) et le brocoli (*Brassica oleracea* var. *italica*) (Pallas et Jones, 1978).

L'accumulation de platine dans les racines de peupliers cultivés dans une solution nutritive contenant 34,8 µg $Pt(IV)/l$ a perturbé le contenu en eau des plants exposés, causant une réduction du taux de transpiration ainsi qu'une stimulation de la croissance des racines (Ballach et Wittig, 1996). Une telle stimulation a également été observée chez la sétairie verticillée (*Setaria verticillata*), une graminée de l'Afrique du Sud, exposée à 0,5 mg/l Pt^{2+} sous forme de K_2PtCl_4 dans une solution nutritive. La croissance des racines était stimulée d'environ 65 % de plus par rapport aux plantes témoins (Farago et Parsons, 1986). Aucune décoloration vasculaire n'a été observée (Farago et Parsons, 1994).

Gawronska et ses collaborateurs (2018) ont mesuré la toxicité du Pt^{2+} sous forme de $[Pt(NH_3)_4](NO_3)_2$ chez l'arabette des dames (*Arabidopsis thaliana*) cultivée dans une solution nutritive. Un effet d'hormèse, soit une stimulation de la croissance, de l'efficacité de l'appareil photosynthétique et de la biomasse, a été observé à une concentration d'exposition de 1 mg/l. Des concentrations plus élevées étaient phytotoxiques, causant une inhibition de la croissance, une altération de l'appareil photosynthétique, des lésions membranaires et une réduction de la biomasse. Ainsi, les feuilles des plants exposés à des concentrations de 10 mg/l présentaient des signes de chlorose ou de nécrose. La photosynthèse nette, dans les plantes exposées à 10, 20 et 40 mg/l de Pt^{2+} , était inférieure de 3, 11 et 39 %, respectivement, à celle des plants témoins. La teneur en chlorophylle a diminué de façon significative dans les plants exposés dès 20 mg/l, atteignant une baisse de 47 % comparativement au témoin à 40 mg/l. La biomasse des plantes a probablement été réduite en raison de la dégradation de l'appareil photosynthétique, comme en témoignent la teneur plus faible en chlorophylle et la photosynthèse nette réduite.

Battke et ses collaborateurs (2008) ont étudié chez l'orge (*Hordeum vulgare*) les effets d'une exposition à des solutions nutritives contenant du palladium particulaire de diamètre variant entre 1 et 12 nm, tel que celui des particules émises par les convertisseurs catalytiques automobiles (série A), comparativement à des plants exposés à des particules de 1 µm de diamètre (série B). L'exposition des plants d'orge de la série A a entraîné des effets significatifs sur la croissance des feuilles : la longueur des feuilles exposées est passée de 105 à 115 mm après une exposition à 5 mg Pd/l, par rapport à 120 à 125 mm chez les feuilles des plants non exposés. De plus, une rigidité des feuilles exposées au palladium a été notée à des concentrations supérieures à 1 mg Pd/l, ce qui est un signe de stress chez la plante. L'exposition à des particules de palladium de plus grand diamètre (série B) a entraîné une diminution non significative de la longueur des feuilles par rapport aux témoins à des concentrations supérieures à 4 mg Pd/l. Aucune rigidité n'a été observée chez les plants de la série B.

Speranza et ses collaborateurs (2010) ont quant à eux étudié chez le kiwi (*Actinidia deliciosa* var. *Deliciosa*) la toxicité du palladium particulaire de diamètre variant entre 5 et 10 nm, comparativement à celle du PdCl₂. Le palladium sous forme particulaire était plus toxique que celui sous forme soluble :

- En évaluant la germination du pollen, des CE_{50-90min} de $0,23 \pm 0,02$ mg/l ont été obtenus lors d'une exposition au palladium particulaire, comparativement à $3,6 \pm 1,6$ mg/l lors d'une exposition au PdCl₂;
- En ce qui concerne la longueur du tube pollinique, des CE_{50-90min} de $0,13 \pm 0,09$ mg/l ont été obtenus lors d'une exposition au palladium particulaire, comparativement à > 5 mg/l lors d'une exposition au PdCl₂;
- Pour ce qui est de la survie du pollen, des CL_{50-90min} de $1,0 \pm 0,3$ mg/l ont été obtenus lors d'une exposition au palladium particulaire, comparativement à $8,0 \pm 3,2$ mg/l lors d'une exposition au PdCl₂.

De plus, une diminution significative du contenu en calcium a été observée chez le pollen exposé au palladium sous forme particulaire, par rapport à celui exposé au PdCl₂. Les teneurs en palladium étaient négativement corrélées à celles en calcium, ce qui signifie que plus la concentration en palladium était élevée, plus celle en calcium était faible. Les auteurs mentionnent que la perte de calcium, en présence de palladium, pourrait s'expliquer par une altération de la membrane plasmique du pollen, qui pourrait à son tour donner lieu à une inhibition de l'émergence et de la croissance du tube pollinique, qui, ultimement, peut mener à la mort du grain de pollen.

Les effets du chlorure de palladium sur le pâturin des prés (*Poa pratensis*), cultivé dans un milieu nutritif, ont été déterminés sur une période de quatre semaines (Benedict, 1970; Sarwar et collab., 1970; cités dans OMS-IPCS, 2002). Alors que de faibles teneurs (concentrations non précisées) ont stimulé la croissance, des teneurs plus élevées ont provoqué la mort des plants après une semaine pour la concentration de 60 mg Pd/l et seulement deux jours pour 300 mg Pd/l. De plus, une inhibition de la transpiration a été observée à la suite d'une exposition à 1,8 mg Pd/l. Enfin, des modifications histologiques au niveau des stomates, du méristème nodal, des chloroplastes, du mésophylle, des noyaux et des nucléoles ont été observées à 6 mg Pd/l.

La toxicité induite par le palladium a aussi été étudiée chez le pois cultivé (*Pisum sativum*) à la suite d'une exposition dans une solution de Hoagland à des concentrations de 0,10 à 25 mg/l, sur une période maximale de 10 semaines (Ronchini et collab., 2015). L'analyse des données a montré que la germination était indépendante de l'exposition au palladium. Les teneurs de 0,10 à 0,25 mg Pd/l ont par contre significativement inhibé la formation de semences, et les fruits, bien que présents, étaient de petite taille et la majorité des gousses étaient vides. Par ailleurs, le palladium a significativement stimulé la croissance des racines à une teneur de 1 mg Pd/l par rapport aux plants témoins, tandis qu'aux concentrations plus élevées, soit jusqu'à 25 mg Pd/l, une tendance non significative vers une diminution de la longueur des racines a été observée. Enfin, l'exposition à des concentrations supérieures à 1 mg Pd/l a aussi induit un retard de développement, une réduction de la biomasse des racines de 15 à 20 % et une augmentation de la biomasse des feuilles jusqu'à 25 %. Cette surproduction de feuilles serait un second effort de la plante pour répondre au stress occasionné par la présence de palladium.

Les effets génotoxiques des EGP ont été étudiés chez la sphaigne de Magellan (*Sphagnum magellanicum*) exposée à des teneurs de 0,1, 1 et 10 mg/l de platine, de palladium et de rhodium sous forme de H_2PtCl_6 , de $PdCl_2$ et de $RhCl_3$, ou à un mélange de platine, de palladium et de rhodium à concentrations égales de 0,1 mg/l (Gagnon et collab., 2006). Après une période d'exposition de quatre semaines, les cellules de capitules ont montré des dommages à l'ADN à toutes les concentrations étudiées, leur sévérité étant fonction de la dose d'exposition. Les cellules exposées au rhodium étaient plus affectées que celles exposées au platine ou au palladium. Les feuilles des cellules exposées à la plus forte concentration, soit 10 mg/l, étaient plus foncées comparativement aux autres traitements. Cette coloration est un symptôme de carence en phosphore qui fait partie intégrante de nombreux composés essentiels, tels que l'ADN, l'ARN ou les phospholipides nécessaires à la photosynthèse et à la respiration cellulaire. Les dommages à l'ADN ont affecté de manière significative la croissance de la sphaigne (tableau 37 →).

Tableau 37 – Effets des EGP sur la croissance de la sphaigne de Magellan (*Sphagnum magellanicum*) exposée pendant quatre semaines

Exposition (mg/l)	Longueur (cm)			
	Platine	Palladium	Rhodium	Mélange Pt + Pd + Rh
0	11,3 ± 1,3 ^a	11,6 ± 0,9 ^a	11,5 ± 1,3 ^a	11,3 ± 1,3 ^a
0,1	10,3 ± 1,2 ^b	10,2 ± 0,9 ^a	11,3 ± 1,3 ^a	12,1 ± 1,1 ^b
1	9,8 ± 1,3 ^c	10,3 ± 1,6 ^a	9,3 ± 1,1 ^b	–
10	6,5 ± 0,3 ^d	6,6 ± 0,3 ^b	7,6 ± 1,3 ^c	–

Les lettres indiquent des différences significatives entre les traitements.

Source : Gagnon et collab., 2006

4.4. Invertébrés terrestres

Aucune étude portant sur les effets toxiques des EGP sur les invertébrés terrestres n'a été répertoriée dans la littérature.

4.5. Invertébrés aquatiques

Le potentiel de toxicité des EGP a été étudié chez différentes espèces d'invertébrés aquatiques. Les résultats de ces études sont présentés par espèce dans les paragraphes suivants.

La toxicité du palladium, sous forme d'hydrogénocarbonate de tétrammine palladium ($C_2H_{14}N_4O_6Pd$), a été évaluée pour la mobilité de la daphnie *Daphnia magna* après 48 heures d'exposition dans une eau de référence. La CE_{50-48h} était de 0,05 mg Pd/l et la concentration sans effet observé (CSEO) de 0,02 mg Pd/l (OMS-IPCS, 2002). En évaluant ce même paramètre chez ce même organisme, des CE_{50-48h} de 0,14 mg Pt/l, 0,29 mg Rh/l, 0,008 mg Os/l et 3 mg Ir/l ont respectivement été mesurées pour des expositions au platine, au rhodium, à l'osmium et à l'iridium (Okamoto et collab., 2015). Plus récemment, toujours en évaluant la mobilité de la daphnie *D. magna*, Zimmermann et ses collaborateurs (2017) ont mesuré des CE_{50-24h} de 0,276 mg Pt/l, de 0,019 mg Pd/l et de 83,8 mg Rh/l. La toxicité était légèrement plus élevée sur une période de 48 heures, avec des CE_{50-48h} de 0,11 mg Pt/l, 0,013 mg Pd/l et 12,3 mg Rh/l. Pour une même période, la mobilité était le paramètre le plus sensible, comparativement à la mortalité, où des CL_{50-48h} de 0,157 mg Pt/l, 0,014 mg Pd/l et 56,8 mg Rh/l ont respectivement été obtenus pour ces mêmes EGP. Toujours chez *D. magna*, les CE_{50} calculées pour une exposition de 48 heures à des nanoparticules de platine de différentes tailles (Pt1 : 3,1 à 10 nm, Pt2 : 4,2 à 21 nm et Pt3 : 8,7 à 24,4 nm) étaient de 0,40574 mg/l (Pt1), 0,41324 mg/l (Pt2) et 0,51407 (Pt3) respectivement (Hlavkova et collab., 2019). Les nanoparticules de plus petite taille étaient plus toxiques que celles de plus

grande taille. Des essais menés dans une eau de référence, à l'aide de nanoparticules de palladium de 12 nm, ont permis d'obtenir une CE_{50-96h} supérieure à 32 mg/l et une $CE_{50-144h}$ de 1,23 mg/l pour la mobilité de cette espèce (Luderwald et collab., 2016). D'après les auteurs, ce résultat pourrait s'expliquer par l'adsorption des nanoparticules de palladium sur la surface des *D. magna*, ce qui, à long terme, influencerait leur comportement de nage ainsi que leur succès de mue, conduisant à une immobilité accrue. Biesinger et Christensen (1972) ont réalisé des essais de toxicité chronique chez cette espèce exposée au Pt(IV) sur une période de 21 jours dans de l'eau du lac Supérieur (pH = 7,4 à 8,2; dureté = 44 à 53 mg/l). La CE_{50-21j} était de 82 µg/l pour la reproduction et la concentration létale médiane (CL_{50-21j}) était de 520 µg/l.

Pour le platine, une CL_{50-96h} de 0,1 mg/l a été estimée chez l'isopode *Asellus aquaticus* prélevé dans deux rivières et un bassin de rétention de la ville de Göteborg, en Suède (Rauch et Morrison, 1999). L'exposition de cette espèce pendant 24 heures à une solution standard de 500 µg/l de palladium, de platine et de rhodium a engendré des taux de mortalité de 47, 34 et 39 % respectivement, alors que l'exposition regroupée à ces trois métaux a occasionné une mortalité de 45 % (Moldovan et collab., 2001). Contrairement à l'isopode, le platine était plus toxique que le palladium chez le crustacé *Cypris subglobosa*, avec des CE_{50-48h} respectives de 0,1 et 0,2 mg/l pour la mobilité de cette espèce (Khangarot et Das, 2009). Un essai mené par les mêmes auteurs, toujours chez *C. subglobosa*, montre cependant que l'osmium est plus toxique que le platine et le palladium, avec une CE_{50-48h} de 0,007 mg/l (Khangarot et Das, 2009).

Toujours en évaluant la mobilité, des CE_{50} de 95, 86 et 61 µg/l ont été obtenues chez l'invertébré benthique *Tubifex tubifex* exposé au $PtCl_2$ dans une eau de référence (pH = 7,6; dureté = 245 mg/l) pendant respectivement 24, 48 et 96 heures (Khangarot, 1991). Suivant le même protocole, des CE_{50} de 14, 9 et 6,7 µg/l ont été obtenues pour l'osmium apporté sous forme d' OsO_4 , et de 237, 142 et 92 µg/l pour le palladium apporté sous forme de $PdCl_2$. Ce résultat est équivalent à celui obtenu par l'Organisation mondiale de la Santé (OMS-IPCS, 2002) chez la même espèce, où une CE_{50-96h} de 92 µg/l a été obtenue à la suite d'une exposition au palladium. L'exposition au palladium sous forme de nanoparticules de 12 nm dans une eau de référence semble moins toxique, une CE_{50} supérieure à 32 mg/l ayant été obtenue chez *Chironomus riparius*, et ce, autant après 96 heures que 144 heures d'exposition (Luderwald et collab., 2016).

Schertzinger et ses collaborateurs (2017) ont étudié les effets individuels du platine, du palladium et du rhodium, dans une eau de référence, sur le nématode *Caenorhabditis elegans*. Sur la base des CE_{50} obtenues à la suite d'une exposition au platine, la reproduction (CE_{50-96h} = 497 µg/l) était le paramètre le plus sensible, suivi de la fertilité (CE_{50-96h} = 726 µg/l) et de la croissance (CE_{50-96h} = 808 µg/l). Les premiers effets significatifs du platine sur la reproduction de *C. elegans* ont d'ailleurs été observés à la suite d'une exposition à 381 µg Pt/l, ce qui représentait la CE_{10-96h} . Pour le palladium, aucune CE_{50} n'a pu être calculée puisque les courbes doses-réponses obtenues étaient en forme de cloche. Les concentrations les plus faibles, auxquelles un effet sur la croissance, la fertilité et la reproduction a pu être observé, étaient respectivement de 400, 100 et 10 µg Pd/l. La CE_{50-96h} affectant la reproduction se situait entre 10 et 100 µg/l. Le rhodium n'a pour sa part occasionné aucune inhibition au niveau de la reproduction, de la fertilité et de la croissance aux concentrations testées, soit entre 100 et 10 000 µg Rh/l. Les résultats de cette étude montrent que le palladium est le plus toxique chez *C. elegans*, suivi par le platine et le rhodium.

Veltz et ses collaborateurs (1996) ont évalué la toxicité aiguë du platine tétravalent, apporté sous forme de chlorure de platine, chez le polychète *Lumbriculus variegatus*. Les tests ont été réalisés dans trois types d'eau, soit de l'eau distillée (pH = 5,2 ± 0,4; dureté = 0 mg/l), de l'eau reconstituée (pH = 7,6 ± 0,4; dureté = 250 mg/l) et de l'eau embouteillée (pH = 7,0 ± 0,1; dureté = 300 mg/l). Les résultats démontrent que la toxicité du platine chez ce polychète varie en fonction de la dureté. La CL_{50-96h} était de 0,397 mg/l dans l'eau distillée, de 4,0 mg/l dans l'eau reconstituée et de 30 mg/l dans l'eau embouteillée. Ces résultats pourraient s'expliquer par la présence de l'anion carbonate, qui réduit la solubilité du platine, ou par une compétition entre les cations Ca^{2+} et le platine pour les sites d'absorption à l'intérieur de l'organisme. La seconde hypothèse est privilégiée par les auteurs puisqu'une absorption inférieure du platine a été observée à une dureté plus élevée. La température semble également influencer sur la toxicité du platine chez *L. variegatus*. Dans l'eau distillée, la CL_{50-96h} était de 0,397 mg/l à 20 °C, tandis qu'elle était de 0,895 mg/l

à 4 °C. La toxicité plus faible à température inférieure s'expliquerait par le métabolisme plus lent du polychète dans l'eau froide.

L'influence de la dureté de l'eau a également été étudiée chez *Hyalella azteca* exposé aux EGP pendant sept jours dans deux types d'eau (Borgmann et collab., 2005). Les CL₅₀ obtenues dans l'eau douce (pH = 7,4 à 8,3; dureté = 18 mg/l) et dans l'eau dure (pH = 8,2 à 8,5; dureté = 124 mg/l) pour le palladium, le rhodium, le platine, l'osmium, le ruthénium et l'iridium sont présentées au tableau 38 –. La toxicité du platine et du rhodium était inférieure dans l'eau dure, le contraire étant observé pour le palladium et l'osmium.

Tableau 38 – Concentration létale médiane (CL₅₀), en µg/l, chez *Hyalella azteca* exposé pendant sept jours aux EGP dans deux types d'eau

EGP	Eau douce	Eau dure
Palladium	≥ 1 000	570
Rhodium	980	≥ 3 150
Platine	131	221
Osmium	93	57
Ruthénium	≥ 1 000	≥ 3 150
Iridium	≥ 1 000	≥ 3 150

Source : Borgmann et collab., 2005

Les effets sublétaux du platine ont été évalués chez des embryons de *Marisa cornuarietis*, un escargot d'eau douce, dans une eau à pH = 7,5 à 8 (Osterauer et collab., 2009). Dès une exposition à 0,1 µg/l de PtCl₂ pendant 14 jours, une modification du rythme cardiaque a été observée. Bien qu'elle pourrait être interprétée comme un effet pathologique du platine sur le cœur, les auteurs attribuent cette modification à une régulation du métabolisme de l'escargot en réponse à une plus grande demande énergétique, nécessaire à l'élimination du métal. À partir de cette même concentration de 0,1 µg/l de PtCl₂, des modifications hispathologiques significatives ont été observées dans les cellules de l'hépatopancréas après 26 jours d'exposition (Osterauer et collab., 2010). À la fin de la période d'exposition de 26 jours, des altérations légères, mais significatives, dans les cellules de l'épiderme ont été observées à partir d'une concentration de 10 µg/l. Les modifications les plus importantes ont été observées à des teneurs de 50 et de 100 µg/l PtCl₂. Un retard dans la formation des yeux était visible après six jours d'exposition à partir d'une concentration d'exposition de 1 µg/l (Osterauer et collab., 2009). Un essai comète, réalisé sur l'ensemble des cellules d'embryons exposés à des concentrations égales ou supérieures à 1 µg/l a mis en évidence d'importants dommages à l'ADN après huit jours d'exposition (Osterauer et collab., 2011). Enfin, une exposition de 14 jours à 100 µg/l de PtCl₂ a ralenti le pourcentage d'éclosion des embryons (Osterauer et collab., 2009). Notons que malgré les effets mesurés, le niveau de protéines de choc thermique 70 (hsp70), protéines synthétisées lorsque les cellules sont soumises à un stress, n'était pas significativement affecté par la présence de PtCl₂ pour des concentrations maximales de 100 µg/l, après 26 jours (Osterauer et collab., 2010).

Des expériences similaires ont été réalisées chez *Marisa cornuarietis* avec le palladium dans une eau à pH 7,5 (Sawasdee et Kohler, 2010). À 500 µg/l Pd, une diminution significative du rythme cardiaque a été observée après neuf jours d'exposition et un retard dans l'éclosion a été observé après 12 jours d'exposition. Par rapport au groupe témoin, un retard dans la formation des tentacules et des yeux a également été observé à cette concentration de 500 µg/l Pd. Ainsi, après cinq jours, le pourcentage d'individus avec des tentacules normalement développés était de 80 % dans le groupe contrôle et de 44 % dans le groupe exposé. Pour les yeux, après six jours, le pourcentage d'individus avec des yeux

normalement développés était de 71 % dans le groupe témoin et de 55 % dans le groupe exposé. Aucun effet significatif n'a été observé aux concentrations inférieures d'exposition.

Afin de caractériser les effets sublétaux des EGP chez la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*), Singer et ses collaborateurs (2005) ont quantifié, en laboratoire, l'induction des protéines de choc thermique 70 (hsp70) à la suite d'une exposition de 10 semaines aux sels solubles de palladium, de platine et de rhodium dissous dans l'eau du réseau. Les auteurs ont observé que la quantité d'EGP nécessaire pour donner lieu à une induction des hsp70 dans les tissus variait selon le métal. Ainsi, il suffisait de 3 µg/g de rhodium pour constater une hausse des protéines, alors que de 6 à 12 µg/g de palladium et de 43 à 58 µg/g de platine étaient nécessaires pour voir un effet. Ainsi, selon ces résultats, le rhodium serait un stresser plus agressif pour la moule. Cependant, le palladium est le métal ayant induit une synthèse plus importante des hsp70 relativement au niveau de départ. Ce résultat est contraire à celui obtenu chez l'escargot *Marisa cornuarietis* (Osterauer et collab., 2010). Cette différence pourrait s'expliquer par les différences de sensibilité des espèces utilisées, mais aussi par les durées d'exposition. En effet, les niveaux accrus de hsp70 chez *D. polymorpha* ont été induits après 32 à 39 jours d'exposition, alors que *M. cornuarietis* n'a été exposé que 26 jours. Ainsi, la période d'exposition peut avoir été trop courte pour induire la synthèse de hsp70 chez l'escargot.

Toujours dans le but de déterminer les effets sublétaux des EGP chez la moule zébrée, Brand et ses collaborateurs (2019) ont exposé des organismes en laboratoire pendant 96 heures à une gamme de concentrations de Pt⁴⁺ (0,1, 1, 10, 100 et 1 000 µg/l) dans une eau douce reconstituée (pH = 7,0 ± 0,5). En plus d'évaluer la mortalité, plusieurs biomarqueurs ont été dosés, incluant la catalase (CAT), le glutathion-S transférase (GST) et la peroxydation lipidique (LPO). À l'exception de la concentration d'exposition la plus élevée, où une mortalité de 100 % a été observée, aucune mortalité n'a été mesurée après une période d'exposition de 96 heures. Les résultats démontrent que le platine a la capacité d'induire un stress oxydatif chez la moule zébrée en fonction du temps, à de faibles concentrations d'exposition (0,1 µg/l). En effet, l'activité de la CAT a augmenté de façon significative après 24 heures d'exposition à des concentrations de 0,1 à 100 µg/l. Une tendance similaire a été observée pour l'activité de la GST. Une augmentation significative de la peroxydation lipidique a également été mesurée dans les moules exposées 24 heures à > 10 µg/l et à > 0,1 µg/l pendant 96 heures.

Frank et ses collaborateurs (2008) ont mis en évidence l'induction de la métallothionéine chez la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) après une exposition à 5 µg Pd²⁺/l pendant 10 semaines dans une eau du réseau (pH = 8,3 à 8,6). Ces résultats montrent que l'induction de la métallothionéine peut se produire à de faibles concentrations d'exposition, indiquant qu'un processus de détoxification est mis en place pour contrer les possibles effets du palladium.

L'induction de différents biomarqueurs a été étudiée chez la moule d'eau douce *Elliptio complanata* à la suite d'une exposition en laboratoire de 28 jours à cinq concentrations d'un mélange égal de sels de platine et de palladium allant de 0,05 à 500 µg/l (Mays, 2009). Des changements dans les niveaux de certains ions ont également été rapportés. Ainsi, les teneurs en ion sodium Na⁺ dans l'hémolymphe ont diminué à des concentrations de 5 et 50 µg/l, tout comme celles en anion chlorure Cl⁻ et en ion potassium K⁺ à une concentration de 50 µg/l. Toujours dans l'hémolymphe, les niveaux en ion calcium Ca²⁺ ont augmenté après sept jours d'exposition à 50 µg/l. Le suivi des teneurs en Na⁺ dans l'hémolymphe semble être le paramètre le plus sensible analysé lors de cette étude. À la concentration d'exposition la plus élevée, une augmentation significative de l'activité de la Na⁺/K⁺-ATPase a été observée.

Enfin, Wren et Gagnon (2014) ont évalué, en laboratoire, les effets sublétaux reliés à une exposition aux EGP chez *Orconectes virilis*, une écrevisse indigène de la rivière Hudson. Les organismes ont été exposés à plusieurs concentrations de sels solubles d'EGP dissous dans les eaux naturelles de la rivière (pH = 5,8 à 6,5), pendant 10 jours. Les concentrations testées étaient : 0, 1, 5 et 10 mg/l de Pt(IV), 1 mg/l de Rh(III), 1 mg/l de Pd(II) et un mélange à proportion égale de ces trois métaux [1 mg/l de Pt(IV), de Rh(III) et de Pd(II)]. Des changements histologiques importants ont été observés dans les cellules de l'hépatopancréas, de l'exosquelette, du cerveau et des ganglions à la suite d'une exposition à toutes les concentrations en platine. Une diminution du poids corporel a été observée dans tous les traitements, mais les différences n'étaient pas statistiquement significatives.

4.6. Poissons

Ferreira et Wolke (1979) ont évalué les effets sublétaux d'une exposition au Pt^{4+} chez le saumon argenté (*Oncorhynchus kisutch*), dans une eau à pH 6,5 et d'une dureté de 55,9 mg/l. Après 96 heures d'exposition, ils ont constaté une hypoactivité des poissons à une teneur de 0,3 mg/l. À cette concentration, des lésions telles que l'hypertrophie des branchies et des hyperplasies épithéliales ont été observées, ainsi que des nécroses des cellules olfactives. À une concentration de 1,0 mg/l, une augmentation du mouvement des opercules a été mise en évidence. Un suivi de la croissance pendant un mois après l'arrêt de l'exposition a montré un ralentissement non statistiquement significatif de la croissance chez tous les poissons exposés. Les auteurs ont également déterminé des CL_{50} pour différentes durées d'exposition. Ainsi, pour une dureté de $55,9 \pm 3,5$ mg/l $CaCO_3$, les CL_{50-24h} , 48h et 96 h étaient respectivement de 15,5, 5,2 et 2,5 mg/l de Pt^{4+} .

La toxicité aiguë et les perturbations intestinales induites par le platine sous forme de H_2PtCl_6 ont été évaluées chez le danio zébré (*Brachydanio rerio*) (Jouhaud et collab., 1999a). Aucune mortalité n'a été observée jusqu'à une exposition à 10,65 mg/l de platine. Pour une dureté de 385 mg/l et un pH de 8,2, la CL_{50-96h} a été estimée à $26 \pm 0,3$ mg/l (tableau 39 –). L'exposition à 16 µg/l de platine a provoqué des réponses dégénératives (lyses et nécroses des cellules de la muqueuse, désorganisation de la sous-muqueuse) et adaptatives (fusion intervillitaire) de l'épithélium intestinal.

D'autres études ayant permis de déterminer des concentrations létales sont présentées dans le tableau 39 –.

Tableau 39 – Toxicité chez différentes espèces de poissons

Espèce	Durée d'exposition	Paramètres (mg/l)			Référence
		CSEO	CL ₅₀	CL ₁₀₀	
Platine					
Saumon argenté (<i>Oncorhynchus kisutch</i>)	24 heures	3,0	15,5	30,0	Ferreira et Wolke, 1979
	48 heures	2,3	5,2	12,4	
	96 heures	1,0	2,5	10,0	
Danio zébré (<i>Brachydanio rerio</i>)	96 heures	10,65	26	–	Jouhaud et collab., 1999a
Médaka (<i>Oryzias latipes</i>)	24 heures	–	15	–	Doudoroff et Katz, 1953, cités dans OMS-IPCS, 2002
Palladium					
Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	96 heures	0,32	0,19	1	OMS-IPCS, 2002
Médaka (<i>Oryzias latipes</i>)	24 heures	–	7	–	OMS-IPCS, 2002

CE_{50} : concentration d'une substance qui a des effets sur 50 % des organismes d'essai

CL_{50} : concentration létale d'une substance pour 50 % des organismes d'essai

CL_{100} : concentration létale d'une substance pour 100 % des organismes d'essai

Les effets sublétaux du platine ont été évalués chez les embryons de danio zébré (*Brachydanio rerio*), dans une eau à pH = 7,5 à 8. Dès une exposition à 0,1 µg/l de $PtCl_2$ pendant 96 heures, des modifications

histologiques ont été observées dans les cellules du foie et de l'intestin des embryons (Osterauer et collab., 2010). En plus des modifications au niveau cellulaire, le platine a diminué le pourcentage d'éclosion des embryons. Après une exposition à 50 µg/l, 50 % des embryons avaient éclos après 96 heures. Ce pourcentage chutait à 20 % à 100 µg/l, et à 10 % à la concentration de 200 µg/l (Osterauer et collab., 2009). Une modification du rythme cardiaque a également été observée. Celle-ci pourrait être interprétée comme un effet pathologique du platine sur le cœur, mais les auteurs l'attribuent à une régulation du métabolisme du poisson, en réponse à une plus grande demande énergétique, nécessaire à l'élimination du métal. Le niveau de hsp70 significativement supérieur à la suite d'une exposition à 100 µg/l renforce cette hypothèse (Osterauer et collab., 2010). En effet, cette augmentation pourrait être due à un mécanisme cellulaire de protection contre un stress environnemental. Enfin, un essai comète, réalisé à des concentrations allant jusqu'à 200 µg/l sur l'ensemble des cellules de l'embryon, n'a pas montré de génotoxicité après 96 heures d'exposition (Osterauer et collab., 2011). L'absence de génotoxicité pourrait être attribuée à la présence du chorion, celui-ci étant connu pour agir comme une barrière limitant la prise en charge des contaminants.

Comme dans le cas du platine, l'exposition aiguë au palladium peut diminuer de manière significative le taux d'éclosion (CI_{50-72h} : 181,5 µg/l) d'embryons de poisson-zèbre (Chen et collab., 2015). De plus, Chen et ses collaborateurs (2015) ont montré que, comparativement au contrôle, le pourcentage d'embryons présentant des malformations cardiaques pouvait augmenter de façon significative (12,5 %) après une exposition de 72 heures à 100 µg Pd/l. À cette même concentration, des modifications histologiques ont également été rapportées, la plus fréquente étant un œdème péricardique. Le rythme cardiaque des embryons était aussi diminué. Une analyse génétique a permis de démontrer que l'expression de plusieurs gènes relatifs au cœur était modifiée. Osterauer et ses collaborateurs (2009) avaient émis l'hypothèse que le palladium pouvait engendrer un effet toxique sur le cœur en réponse au stress. Ce qui tend à se confirmer dans l'étude menée par Chen et ses collaborateurs (2015), étant donné que l'expression de plusieurs enzymes antioxydantes chez les embryons avait significativement diminué en présence de palladium, comparativement au contrôle. Ainsi, l'expression du glutathion peroxydase 1a (GPx1a) avait diminué de 49 % après une exposition à 150 µg/l pendant 72 heures. Celles de la catalase (CAT), du glutathion-transférase (GST) et de la superoxyde-dismutase (SOD) étaient réduites de 42, 32,3 et 47 % respectivement. Enfin, l'expression de hsp70 chez les embryons exposés à 150 µg Pd/l avait augmenté d'un facteur de 2,34 par rapport au contrôle.

Comme l'ont rapporté de nombreux auteurs, la toxicité des nanoparticules varie selon leur recouvrement, leur composition, leur taille, leur forme et leur solubilité (Egorova et Ananikov, 2016). Des embryons de poisson-zèbre exposés pendant 72 heures, dans une eau de pH 6,5 à 7, à 100 mg/l de nanoparticules de platine de tailles comprises entre 3 et 10 nm et recouverts d'alcool polyvinylique, ont montré une baisse significative de leur fréquence cardiaque, de leur réponse au toucher et de leur taux d'éclosion, ainsi que des modifications de leur morphologie (Asharani et collab., 2011). Dans une autre étude, des nanoparticules de platine de 10 nm dans une eau de référence (pH = 6,5 à 7) ont également diminué la fréquence cardiaque des embryons de poisson-zèbre exposés à la concentration de 15 mg/l pendant 72 heures. Une baisse du taux d'éclosion et des anomalies morphologiques ont été observées à partir de 25 mg/l (George et collab., 2011). Enfin, l'exposition d'embryons de poisson-zèbre pendant 24 heures à des concentrations allant jusqu'à 1 000 mg/l d'une solution composite de catalyseurs chargée de nanoparticules de platine n'a pas engendré d'effets toxiques au niveau de leur morphologie, de leur viabilité et de leur taux d'éclosion (Jang et collab., 2016). La solution composite de catalyseur chargée de nanoparticules provoquait une légère diminution du rythme cardiaque, mais l'effet n'était pas significatif. La baisse du rythme cardiaque, à la suite d'une exposition aux nanoparticules de platine, pourrait être attribuée à l'attachement de ces dernières à la surface des embryons, ainsi qu'à leur distribution à l'intérieur de l'organisme, ce qui pourrait empêcher l'échange d'éléments dont l'embryon a besoin pour un développement approprié (Jang et collab., 2016).

4.7. Amphibiens et reptiles

Une seule étude répertoriant la toxicité des EGP sur ce niveau trophique a été répertoriée dans la littérature. Une CL₅₀-120h de 589 µg Pt/l a été obtenue chez des embryons de grenouille de *Xenopus laevis*, et la croissance était inhibée à une concentration de 78 µg Pt/l (Monetti et collab., 2003).

4.8. Oiseaux

Quelques études ont cherché à déterminer le potentiel toxique des EGP pour les poussins. Elles sont résumées dans les paragraphes suivants.

Gagnon et ses collaborateurs (2007) ont étudié les conséquences liées à la présence de Pt(IV) dans les tissus cérébraux et hépatiques d'embryons de poussins. Après l'injection de 5,0 ppm de platine, une concentration de métallothionéine 10 fois plus élevée dans le foie et 1,7 fois plus élevée dans le cerveau par rapport au témoin a été observée. Cette concentration semble être le seuil de toxicité embryonnaire chez le poussin. En effet, bien qu'aucune mortalité n'ait été observée à ce niveau d'exposition, l'aspect visuel des organes a montré que les tissus étaient altérés. Le foie présentait une coloration vert foncé, ce qui suggère des dommages dus à un blocage de l'excrétion biliaire. La dose de 10 mg/l de platine était létale pour tous les embryons exposés. Notons que lors de l'exposition à un mélange contenant 1,0 mg/l de platine, de palladium et de rhodium, 25 % des embryons sont morts, la concentration de métallothionéine a doublé dans le foie et le contenu en métallothionéine dans le cerveau a diminué significativement. Ces résultats laissent sous-entendre que la présence d'EGP a induit les systèmes de détoxication, mais, au vu des effets observés, que les doses d'exposition étaient trop importantes pour que l'induction de métallothionéine joue un rôle protecteur contre la toxicité des EGP.

En plus des effets observés au niveau du foie et du cerveau, des problèmes osseux ont été répertoriés à la suite de l'exposition d'embryons de poussins à 1 ml d'une solution de 1,0 mg/l de Pd(II), de Pt(IV) et/ou de Rh(III) (Stahler et collab., 2013). Les injections ont été réalisées à la septième et à la quatorzième journée d'incubation et les embryons ont été sacrifiés au vingtième jour. Les EGP, seuls ou en mélange, ont eu une incidence négative sur le processus d'ossification du tibiotarse des poussins en développement. Une distribution anormale du calcium et du phosphore expliquerait les déformations du squelette et les changements histologiques qui ont également été observés. De plus, les embryons exposés aux EGP, seuls ou en mélange, présentaient une leucopénie, c'est-à-dire une diminution du nombre de globules blancs dans le sang. D'après les auteurs, les fortes baisses du nombre de lymphocytes (p. ex., 98,6 % pour 1,0 mg/l de rhodium) pourraient être le résultat d'une infection ou d'un dysfonctionnement de la moelle osseuse associé à des inclusions minérales anormales dans la cavité de la moelle. Enfin :

- Chez les embryons de poussins exposés à 1,0 mg/l de rhodium seul, l'internalisation des organes abdominaux n'était pas complète en raison d'une cage thoracique mal développée;
- Chez les embryons de poussins exposés à 1,0 mg/l de platine seul, la vésicule biliaire a rompu avant la dissection;
- Chez les embryons de poussins exposés à 1,0 mg/l de palladium seul, le foie était hypertrophié.

Newkirk et ses collaborateurs (2014) ont repris le protocole de Stahler et ses collaborateurs (2013), mais en injectant des concentrations allant jusqu'à 10 mg/l de Pt(IV) ou d'un mélange de Pt(IV), de Pd(II) et de Rh(III) à des embryons de poussins. Seuls les effets sur les cellules du système sanguin ont été évalués, en particulier les leucocytes ou globules blancs :

- À la suite des injections de platine seul, le nombre de basophiles a augmenté significativement à 0,1 mg/l, mais a diminué significativement à la plus forte concentration testée. Aucune différence significative n'a été observée chez les poussins exposés au mélange;
- Le nombre de monocytes a augmenté significativement à 0,1 mg/l de platine, indiquant une réponse inflammatoire, mais il est resté stable pour les expositions aux concentrations plus élevées en platine. Le nombre de monocytes a augmenté de manière significative à la suite des injections du mélange d'EGP de 0,1 mg/l;

- Le nombre d'éosinophiles a diminué de manière significative à la suite d'injections de concentrations supérieures à 1,0 mg/l de platine seul en raison de l'augmentation en glucocorticoïdes produits en réponse au stress. Aucune différence significative n'a été observée chez les poussins exposés au mélange;
- Le nombre d'hétérophiles a significativement diminué pour tous les traitements, ce qui a réduit la capacité des cellules à lutter contre les microorganismes infectieux;
- Le nombre de lymphocytes a significativement augmenté à la suite des expositions égales ou supérieures à 1,0 mg/l de platine, ainsi qu'au mélange de 1,0 mg/l d'EGP. D'après les auteurs, cette réponse, contraire à celle obtenue par Stahler et ses collaborateurs (2013), pourrait indiquer que les lymphocytes ont été stimulés par un antigène.

4.9. Mammifères

Quelques études ont cherché à déterminer le potentiel toxique des EGP pour les poussins. Elles sont résumées dans les paragraphes suivants.

Plusieurs études ont cherché à déterminer les doses létales de différentes formes chimiques d'EGP pour des rats exposés par voie orale, que ce soit par l'eau de boisson ou par leur alimentation. Les résultats de ces études sont présentés au

. Bien que les détails expérimentaux de ces études soient limités, les résultats indiquent que ce sont les composés les plus solubles qui sont les plus toxiques pour les rats exposés par voie orale. Ainsi, selon ces résultats, le sel de platine le plus toxique chez le rat est le chlorure de platine (IV), suivi par le sulfate de platine (IV), le chlorure de platine (II) et l'oxyde de platine (IV).

D'autres études ont porté sur la survie de rats mâles à la suite de l'injection unique de différents composés d'EGP. À nouveau, différentes formes chimiques d'EGP ont été évaluées. Dans tous les cas, la survie des rats exposés a été suivie sur une période de 14 jours. Comparativement aux expositions par voie orale, l'injection d'EGP est plus toxique en raison de l'absorption supérieure de ces composés. Les résultats obtenus montrent cependant que les sels de platine les plus toxiques par injection sont les mêmes qu'à la suite d'une ingestion : le sel de platine le plus toxique chez le rat est le chlorure de platine (IV), suivi par le sulfate de platine (IV) et le chlorure de platine (II). Dans le cas du palladium, la toxicité du dichlorure de palladium (II), du tétrachloropalladate de potassium et du tétrachloropalladate d'ammonium, à la suite d'une injection par voie intraveineuse, est similaire. Les doses létales obtenues sont présentées au tableau **41 – toxicité** .

Tableau 40 – Toxicité aiguë de différents composés d'éléments du groupe platine chez des rats exposés par voie orale

Composé		Voie d'exposition	DL ₅₀ (mg/kg)	Temps d'exposition	Sexe	Référence
Platine						
Oxyde de platine (IV)	PtO ₂	Nourriture et eau de boisson <i>ad libitum</i>	≥ 8 000	14 jours	Mâle	Holbrook, 1976a, 1976b
Chlorure de platine (II)	PtCl ₂	Nourriture et eau de boisson <i>ad libitum</i>	≥ 2 000	14 jours	Mâle	Holbrook, 1976a, 1976b
Chlorure de platine (II)	PtCl ₂	Nourriture <i>ad libitum</i>	3 423	6 mois	Mâle	Roshchin et collab., 1984
Chlorure de platine (IV)	PtCl ₄	Nourriture et eau de boisson <i>ad libitum</i>	240	14 jours	Mâle	Holbrook, 1976a, 1976b
Chlorure de platine (II)	PtCl ₂	Nourriture <i>ad libitum</i>	276	6 mois	Mâle et femelle	Roshchin et collab., 1984
Sulfate de platine (IV)	Pt(SO ₄)·4H ₂ O	Nourriture et eau de boisson <i>ad libitum</i>	1 010	14 jours	Mâle	Holbrook, 1976a, 1976b
Hexachloroplatinate (IV) d'ammonium	(NH ₄) ₂ [PtCl ₆]	Nourriture <i>ad libitum</i>	195	6 mois	Mâle et femelle	Roshchin et collab., 1984
Hexachloroplatinate (IV) d'ammonium	(NH ₄) ₂ [PtCl ₆]	–	200	–	Mâle et femelle	Johnson, 1978a
Tétrachloroplatinate (II) d'ammonium	(NH ₄) ₂ [PtCl ₄]	–	212	–	Mâle	Degussa, 1989a
Tétrachloroplatinate (II) d'ammonium	(NH ₄) ₂ [PtCl ₄]	–	125	–	Femelle	Degussa, 1989a
Hexachloroplatinate de sodium	Na ₂ [PtCl ₆]	–	25 – 50	–	Mâle et femelle	Johnson, 1978c
Hexahydroplatinate (IV) de sodium	Na ₂ Pt(OH) ₆	–	500 – 2 000	–	Mâle et femelle	Johnson, 1978c

Composé		Voie d'exposition	DL ₅₀ (mg/kg)	Temps d'exposition	Sexe	Référence
Palladium						
Dichlorure de palladium (II)	PdCl ₂	Eau de boisson	200	–	–	Moore et collab., 1975b
Dichlorure de palladium (II)	PdCl ₂	Nourriture et eau de boisson <i>ad libitum</i>	575	14 jours	Mâle	Holbrook, 1976a, 1976b
Sulfate de palladium	PdSO ₄	Nourriture et eau de boisson <i>ad libitum</i>	≥ 1 420	14 jours	Mâle	Holbrook, 1976a, 1976b
Oxyde de palladium	PdO	Nourriture et eau de boisson <i>ad libitum</i>	≥ 4 900	14 jours	Mâle	Holbrook et collab., 1975
Ruthénium						
Chlorure de ruthénium (III)	RuCl ₃	Nourriture et eau de boisson <i>ad libitum</i>	650	14 jours	Mâle	Holbrook, 1976a, 1976b

DL₅₀ : dose létale d'une substance pour 50 % des organismes d'essai

Tableau 41 – Toxicité de différents composés d'EGP chez des rats exposés par injection

Composé		Paramètre	Concentration (mg/kg)	Voie d'exposition	Référence
Platine					
Chlorure de platine (II)	PtCl ₂	DL ₅₀	670	i.p.	Holbrook, 1976a, 1976b
Chlorure de platine (IV)	PtCl ₄	DL ₅₀	38	i.p.	Holbrook, 1976a, 1976b
Chlorure de platine (IV)	PtCl ₄	DL ₁₀₀	41,4	i.v.	Moore et collab., 1975b
Chlorure de platine (IV)	PtCl ₄	DL ₄₀	26,2	i.v.	Moore et collab., 1975b
Chlorure de platine (IV)	PtCl ₄	DL ₉₀	31,4 – 36,7	i.v.	Moore et collab., 1975b
Sulfate de platine (IV)	Pt(SO ₄)·4H ₂ O	DL ₅₀	310	i.p.	Holbrook, 1976a, 1976b
Sulfate de platine (IV)	Pt(SO ₄)·4H ₂ O	DL ₅₀	138 – 184	i.p.	Holbrook, 1976a, 1976b

Composé		Paramètre	Concentration (mg/kg)	Voie d'exposition	Référence
Palladium					
Dichlorure de palladium (II)	PdCl ₂	DL ₅₀	121	i.p.	Holbrook, 1976a, 1976b
Dichlorure de palladium (II)	PdCl ₂	DL ₅₀	123	i.p.	Moore et collab., 1975b
Dichlorure de palladium (II)	PdCl ₂	DL ₅₀	3	i.v.	Moore et collab., 1975b
Tétrachloropalladate de potassium	K ₂ PdCl ₄	DL ₅₀	6,4	i.v.	Moore et collab., 1975b
Tétrachloropalladate d'ammonium	(NH ₄) ₂ PdCl ₄	DL ₅₀	5,6	i.v.	Moore et collab., 1975b
Sulfate de palladium	PdSO ₄	DL ₅₀	290	i.p.	Holbrook, 1976a, 1976b

i.p. : injection intrapéritonéale

i.v. : injection intraveineuse

DL₄₀ : dose létale d'une substance pour 40 % des organismes d'essai

DL₅₀ : dose létale d'une substance pour 50 % des organismes d'essai

DL₉₀ : dose létale d'une substance pour 90 % des organismes d'essai

DL₁₀₀ : dose létale d'une substance pour 100 % des organismes d'essai

L'exposition aux EGP peut aussi engendrer des effets sublétaux, notamment sur la prise de poids, le fonctionnement des reins et le fonctionnement du système immunitaire des rats.

À la suite de l'ingestion en continu de platine par l'eau de boisson, quelques études ont constaté des effets sur la masse des rats exposés. Ainsi, une diminution de 14,7 % du poids corporel a été observée chez des rats ayant été exposés à 470 mg/l de tétrachloroplatinate de potassium, par l'eau de boisson, pendant 23 jours (Moore et collab., 1975b). En revanche, l'exposition à ce composé pendant 12 semaines, à une concentration plus faible de 183 mg/l, n'a pas eu d'incidence sur la masse des rats (Holbrook et collab., 1975). De même, à la suite d'une exposition à une concentration de 2 g/kg de PtCl_4 par la nourriture, pendant quatre semaines, la prise de poids des rats n'avait pas été affectée (Holbrook, 1976b). Ce qui n'était pas le cas à la concentration de 4,46 g/kg de PtCl_4 par la nourriture qui a induit une diminution de 76 % de la masse après quatre semaines d'exposition (Holbrook, 1976b). Dans l'étude de Bogenrieder et ses collaborateurs (1992, cités dans Commission européenne, 2011), aucun changement hématologique ou de la croissance n'a été observé chez des rats nourris pendant quatre semaines à des concentrations allant jusqu'à 100 mg Pt/kg sous forme de PtCl_4 . Également, Reichlmayr-Lais et ses collaborateurs (1992, cités dans Commission européenne, 2011) n'ont pas constaté de modification du poids corporel de rats mâles exposés par l'alimentation, pendant quatre semaines, à 50 mg Pt/kg sous forme de chlorure de platine (IV). Enfin, à la suite d'une exposition à du chlorure de platine (II), pendant quatre semaines, Holbrook (1976b) n'a pas observé de modification de la masse de rats exposés à une dose de 6,76 g/kg, alors qu'une exposition à 2,70 g/kg de $\text{Pt}(\text{SO}_4)_2$ réduisait la masse corporelle de 15 à 18 % pendant les trois premières semaines d'une exposition de quatre semaines.

Dans le cas du palladium, des rats exposés à 92 et 194 mg/l de K_2PdCl_4 par l'eau potable pendant 33 jours n'ont démontré aucune anomalie physique ni modification de leur croissance (Moore et collab., 1975b). Holbrook (1976b) a étudié les effets de l'addition de PdCl_2 à la nourriture de rats : la prise de poids n'a pas été affectée significativement après quatre semaines d'exposition à la dose de 2,34 g/kg, mais elle a diminué de 26 % à la suite d'une exposition à 5,38 g/kg. Avec de l'oxyde de palladium, la prise de poids des rats a diminué de 19 % à la dose de 3,64 g/kg, après quatre semaines d'exposition (Holbrook, 1976b). Enfin, avec du PdSO_4 , la prise de poids n'a pas été affectée à la dose de 1,19 g/kg, mais elle a diminué de 46 % à la dose de 6,03 g/kg (Holbrook, 1976b). Ainsi, il semble que ce soit l'oxyde de palladium qui ait présenté la plus forte toxicité pour la prise de poids des rats dans cette étude.

Comme démontré précédemment, les EGP s'accumulent principalement dans les reins des mammifères. Afin de déterminer si cette accumulation occasionne des effets néphrotoxiques, Iavicoli et ses collaborateurs (2014) ont exposé des rats Wistar femelles à des concentrations de rhodium de 0,001 à 1 mg/l pendant 14 jours, par l'eau de boisson. Leurs résultats montrent que ces concentrations n'induisent pas de modifications des taux d'albumine urinaire, ce qui signifie que la filtration glomérulaire, c'est-à-dire la filtration du sang par le glomérule du rein, était fonctionnelle, menant à la formation d'urine. Aux concentrations de 0,1 à 1 mg/l de rhodium, une augmentation significative des niveaux urinaires de la protéine de liaison du rétinol a été observée. Il en est de même de la β 2-microglobuline urinaire à une concentration de 1 mg/l de rhodium. Or, une augmentation de l'excrétion urinaire de ces protéines est un signe de dommages tubulaires rénaux. Une augmentation de la protéine de liaison du rétinol a également été détectée chez des rats exposés à l'iridium à des concentrations de 0,01 à 1 mg/l, par voie orale, pendant 90 jours (Iavicoli et collab., 2011). L'iridium induisait également l'augmentation de l'albumine urinaire à la suite de l'exposition à la teneur de 0,1 mg/l, montrant que ce métal peut endommager non seulement la fonction tubulaire, mais aussi la filtration glomérulaire. Les résultats de ces deux études suggèrent que le rhodium et l'iridium peuvent exercer une action néphrotoxique comparable chez le rat, probablement par l'entremise de mécanismes moléculaires similaires.

La toxicité du rhodium et de l'iridium a également été analysée sur une lignée cellulaire de fibroblastes de rats (Iavicoli et collab., 2012a). Des $\text{CI}_{50-48\text{h}}$ de 96 et 30 mg/l ont été obtenus respectivement pour les sels d'iridium et de rhodium. La croissance cellulaire était affectée par l'inhibition de la progression du cycle cellulaire, par l'induction de l'apoptose et par la modulation de l'expression des protéines régulatrices du cycle cellulaire.

Newkirk et ses collaborateurs (2014) ont traité quotidiennement, par gavage, des rats Sprague-Dawley femelles âgés de six semaines avec 0, 1, 5 ou 10 mg/kg de Pt(IV) et un mélange équivalent de Pt(IV), de Pd(II) et de Rh(III) de 0,1 mg/kg. Après huit semaines, aucun changement significatif dans le nombre de lymphocytes n'a été mesuré à la suite de l'exposition au platine, bien qu'une tendance à la baisse ait été observée. La seule augmentation significative a été constatée pour le nombre de monocytes à la suite de l'exposition des rats à 0,1 mg/kg de platine, suggérant une stimulation de la réponse immunitaire. À la suite de l'exposition au mélange d'EGP, le nombre de lymphocytes a augmenté et celui des éosinophiles a diminué, mais pas de façon significative. Ces légères modifications du nombre de lymphocytes et d'éosinophiles suggèrent une réponse synergique des trois éléments, provoquant une réponse inflammatoire ou un stress modéré. Iavicoli et ses collaborateurs (2008) ont montré que la production de molécules du système immunitaire (IL-2 et INF- γ) de rats de laboratoire augmente de façon significative à la suite d'une exposition à 100 ou 250 μg Pd/I par l'eau de boisson, pendant trois mois. Dans une étude subséquente, des modifications des lymphocytes T auxiliaires ont été observées à la suite d'une exposition de rats à l'iridium (concentration non précisée) pendant 90 jours, confirmant que les EGP peuvent affecter le système immunitaire des mammifères exposés (Iavicoli et collab., 2010b).

Plusieurs études ont mis en évidence que les sels de platine chlorés sont des sensibilisants cutanés chez le lapin, le cobaye et la souris lorsqu'ils sont administrés à des doses de 0,05 à 0,3 mg/kg par voie sous-cutanée ou par injections intraveineuses, à raison de trois fois par semaine, pendant quatre semaines (Kolpakova et Kolpakov, 1983; Taubler, 1977; Murdoch et Pepys, 1985, cités dans INERIS, 2005). Une hypersensibilité cutanée a été observée chez des macaques crabiers (*Macaca fascicularis*) exposés par inhalation pendant 12 semaines à 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ d'hexachloroplatinate d'ammonium (Biagini et collab., 1986). À la suite d'une exposition combinée de ce composé à 2 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ d'ozone, une hypersensibilité pulmonaire s'est développée chez les animaux. Les auteurs attribuent ce résultat au fait que les lésions cellulaires induites par l'ozone favoriseraient la pénétration des sels de platine dans l'épithélium des tissus pulmonaires, induisant une augmentation des sites de fixation des protéines ou de l'absorption des sels de platine.

L'exposition par voie cutanée ou par intraveineuse au platine peut également induire une hyperréactivité pulmonaire. Ainsi, l'injection intraveineuse de 20 mg/kg de chloroplatinate de sodium à des cobayes a provoqué une crise d'asthme intense qui a mené à la mort des animaux en moins de trois minutes (Saindelle et collab., 1969; Parrot et collab., 1969, cités dans Moore et collab., 1975a). L'autopsie a démontré que l'état des poumons était comparable à ce qui est observé à la suite d'un choc anaphylactique. L'injection de 1 à 2 mg/kg a entraîné un bronchospasme chez les cobayes, comparable à celui provoqué par 3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ d'histamine. Notons qu'à la suite d'une exposition de 12 semaines, par voie percutanée, à 2 g/l d'hexachloroplatinate de sodium, des macaques crabiers (*Macaca fascicularis*) n'ont montré aucun déficit pulmonaire significatif en comparaison avec les témoins (Biagini et collab., 1983).

Lors d'exposition par inhalation à 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ d'hexachloroplatinate d'ammonium, quatre heures par jour, deux fois par semaine, pendant 12 semaines, les macaques crabiers présentaient des modifications de paramètres pulmonaires et un déficit pulmonaire qui persistait jusqu'à deux semaines après l'arrêt de l'exposition (Biagini et collab., 1983). Ces effets pourraient s'expliquer par une réponse allergénique au platine, qui a d'ailleurs été observée à quelques occasions chez l'homme. Les singes exposés à une concentration de 2 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ne présentaient pour leur part aucun changement par rapport au contrôle.

Les études portant sur les effets des EGP sur la reproduction sont limitées. Aucune malformation ou diminution de la croissance n'a été observée chez des fœtus de rats après l'administration quotidienne à la mère, pendant quatre semaines, de platine métallique ou de chlorure de platine (IV) à des concentrations de 0,1 à 100 mg Pt/kg dans la nourriture (Bogenrieder et collab., 1992, cités dans Commission européenne, 2011). Par ailleurs, ni la prise de poids ni les paramètres hématologiques n'étaient affectés chez la descendance de rates allaitantes exposées par l'alimentation jusqu'à 100 mg Pt/kg de chlorure de platine (II) ou de chlorure de platine (IV), pendant 21 jours (Kirchgessner et Reichlmayr-Lais, 1992, cités dans Commission européenne, 2011).

Les modifications de l'ADN consécutives à l'ingestion orale de platine par des rats ont été étudiées par Holbrook (1976a et 1976b). Des doses de 2 580 mg/kg de PtCl_4 ou de 1 147 mg/kg de $\text{Pt}(\text{SO}_4) \cdot 4\text{H}_2\text{O}$,

pendant quatre semaines n'ont pas affecté le contenu en ADN, en ARN ou en protéines dans les reins, le foie ou la rate. Ces résultats sont donnés à titre indicatif, car les méthodes utilisées pour détecter l'ADN ont largement évolué depuis les 40 dernières années, ce qui laisse un doute sur la validité des résultats obtenus à cette époque. Plus récemment, les effets génotoxiques des EGP ont été étudiés chez des rats Sprague-Dawley exposés par gavage à des teneurs de 0,1, 1 et 10 mg/l de platine sous forme de H_2PtCl_6 , ou à un mélange de platine, de palladium et de rhodium à concentrations égales de 0,1 mg/l (Gagnon et collab., 2006). Après une période d'exposition de quatre semaines, la génotoxicité de tous les traitements sur les cellules de foie de rats a été observée. Dans les tissus des animaux exposés au mélange de 0,1 mg/l de platine, de rhodium et de palladium, les lésions à l'ADN n'étaient pas significativement différentes de celles observées à la suite de l'exposition à 0,1 ou 1,0 mg/l de platine seul, suggérant que les effets des EGP sur l'ADN ne sont pas additifs à ces concentrations. Des effets histopathologiques ont été observés au niveau des glandes surrénales, des reins et de la rate, mais pas dans le foie. Le fait qu'aucune modification histopathologique n'a été observée dans le foie à la suite d'une exposition aux EGP, mais que des effets génotoxiques aux cellules de cet organe ont été rencontrés indique que les dommages à l'ADN apparaissent avant que des modifications tissulaires ne soient observées.

Enfin, deux études ont évalué les effets de nanoparticules de palladium pour les mammifères. La première étude portait sur le système immunitaire de rats Wistar femelles exposés pendant 14 jours, par injection intraveineuse, à différentes concentrations de palladium (0, 0,012, 0,12, 1,2 et 12 $\mu g/kg$) sous forme de nanoparticules de 10 nm (Iavicoli et collab., 2015). Les concentrations sériques moyennes de toutes les cytokines étudiées avaient tendance à diminuer après l'administration de 0,012 $\mu g/kg$. Elles avaient tendance à être supérieures à celles du témoin aux doses d'exposition plus élevées. Toutefois, les différences entre les témoins et les individus exposés n'étaient significatives qu'à la dose la plus élevée. Ces résultats démontrent que l'exposition aux nanoparticules de palladium peut affecter la réponse immunitaire des rats et induire une action pro-inflammatoire. Les travaux de Fontana et ses collaborateurs (2015) ont mis en évidence que l'injection par voie intraveineuse de nanoparticules de palladium de même taille peut également induire une certaine toxicité rénale chez des rats Wistar femelles. Ainsi, ces auteurs ont observé une augmentation significative de la protéine de fixation du rétinol (RBP) et de la bêta-2 microglobuline chez les rats ayant reçu 12 mg/kg de nanoparticules pendant 14 jours. Les taux d'albumine n'étaient pas modifiés. Une altération dans l'épithélium des tubules proximal et distal, dépendante de la dose, a également été observée à des concentrations égales ou supérieures à 0,012 mg/kg. Ces résultats suggèrent que l'exposition à des nanoparticules de palladium peut induire une dysfonction significative des tubules rénaux, tandis qu'elle ne semble pas affecter la filtration glomérulaire des reins.

5. Conclusions et perspectives

Les EGP sont principalement utilisés en raison de leurs propriétés catalytiques pour la fabrication des pots catalytiques destinés à réduire les émissions de monoxyde de carbone et d'oxydes d'azote par catalyse des réactions de transformation des gaz d'échappement des véhicules à moteur thermique. En raison de la forte croissance du marché automobile, une augmentation cumulative des concentrations en EGP est observée, autant dans les écosystèmes terrestres que dans les écosystèmes aquatiques bordant les routes.

Les études répertoriées dans la présente revue de littérature ont démontré que les EGP retrouvés en milieu naturel sont biodisponibles pour la majorité des organismes. De façon générale, le palladium semble plus biodisponible et bioaccumulable que le platine et le rhodium. Des études montrent également que l'absorption et l'accumulation dépendent de la spéciation chimique des EGP dans l'environnement. Par exemple, la présence de substances humiques dans les eaux naturelles augmente la prise en charge du platine par les organismes aquatiques. Qu'importe la forme des EGP, leur accumulation par les organismes est corrélée à la circulation automobile à proximité de leur habitat.

Chez les plantes, l'accumulation s'effectue principalement au niveau des racines, bien qu'un phénomène de translocation ait été répertorié. De plus, la dispersion atmosphérique des particules émises par les convertisseurs catalytiques automobiles fait en sorte que le feuillage peut également accumuler des concentrations significatives d'EGP. Le platine et le palladium chez les végétaux sont associés aux espèces de faible poids moléculaire, riches en soufre. L'absorption dépendrait du type de sols et des concentrations dans le milieu. Les données disponibles montrent que la toxicité des EGP chez les plantes terrestres et aquatiques est habituellement supérieure, par plusieurs ordres de grandeur, aux concentrations retrouvées dans l'environnement, et ce, même dans les secteurs les plus affectés par la circulation automobile. Il en est de même chez les invertébrés aquatiques et les poissons, bien que des effets sublétaux aient été observés à de faibles concentrations d'exposition.

En laboratoire, la bioaccessibilité du platine émis par les catalyseurs automobiles peut atteindre jusqu'à 30 % chez des rats, probablement en raison de la petite taille des particules. La plus grande proportion de platine et de palladium restant après excrétion est retrouvée dans le foie et les reins. Celle-ci est plus importante après une dose intraveineuse, tandis qu'elle est plus faible après une exposition par voie orale. Le platine bioaccessible pour les mammifères est majoritairement lié aux protéines dans les différents tissus et liquides corporels, le reste étant présent sous forme de composants de faible poids moléculaire. La toxicité des EGP chez les mammifères dépend de la forme chimique du composé, les plus solubles étant les plus toxiques.

Le potentiel mutagénique des composés du platine a été démontré autant chez les communautés bactériennes que chez les organismes supérieurs. Les propriétés du platine sont telles qu'il est d'ailleurs utilisé comme agent anticancéreux chez l'homme.

Cette revue a également mis de l'avant que, bien que les données sur le platine et le palladium soient plus abondantes, celles sur les autres EGP (osmium, iridium, ruthénium et rhénium) sont limitées, voire inexistantes.

Ainsi, compte tenu 1) de leur augmentation dans l'environnement, 2) de leur disponibilité et de leur potentiel de bioaccumulation chez l'ensemble des organismes et 3) de leur potentiel génotoxiques reconnu, il apparaît que des études complémentaires sont nécessaires afin de mieux comprendre le comportement des EGP dans l'environnement, ainsi que leur toxicité. Ces résultats aideront à établir des seuils jugés acceptables pour la faune et la flore, notamment des critères de qualité de l'eau et des valeurs toxicologiques de référence, ce qui permettra d'encadrer adéquatement le rejet d'EGP dans l'environnement, tout en assurant la protection et la conservation des écosystèmes et le maintien des services écologiques qu'ils rendent (cycle biogéochimique des nutriments, production primaire, approvisionnement en nourriture et en matériaux, etc.).

6. Références bibliographiques

- ABBASI, S.A. (1987). « Analysis of submicrogram levels of palladium(II) in environmental-samples by selective extraction and spectrophotometric determination with N-para-methoxyphenyl-2-furylacrylohydroxamic acid and 5-(diethylamino)-2- (2-pyridylazo) phenol ». *Analytical Letters*, vol. 20, n° 7, p. 1013-1027.
- ABDOU, M., J. SCHAFER, R.Y. HU, T. GIL-DIAZ, C. GARNIER, C. BRACH-PAPA, J.F. CHIFFOLEAU, S. CHARMASSON, F. GINER, L. DUTRUCH ET G. BLANC (2019). « Platinum in sediments and mussels from the northwestern Mediterranean coast: Temporal and spatial aspects ». *Chemosphere*, vol. 215, p. 783-792.
- ABDOU, M., L. DUTRUCH, J. SCHAFER, B. ZALDIBAR, R. MEDRANO, U. IZAGIRRE, T. GIL-DIAZ, C. BOSSY, C. CATROUILLET, R. HU, A. COYNEL, A. LERAT, A. COBELO-GARCIA, G. BLANC ET M. SOTO (2018). « Tracing platinum accumulation kinetics in oyster *Crassostrea gigas*, a sentinel species in coastal marine environments », *Science of the Total Environment*, vol. 615, p. 652-663.
- ABDOU, M., J. SCHAFER, A. COBELO-GARCIA, P. NEIRA, J.C.J. PETIT, D. AUGER, J.F. CHIFFOLEAU ET G. BLANC (2016). « Past and present platinum contamination of a major European fluvial-estuarine system: Insights from river sediments and estuarine oysters », *Marine Chemistry*, vol. 185, p. 104-110.
- ADAMS, C.P., K.A. WALKER, S.O. OBARE ET K.M. DOCHERTY (2014). « Size-Dependent Antimicrobial effects of novel palladium nanoparticles », *Plos One*, vol. 9, n° 1.
- ALAZARD, R., M. GERMANIER ET N.P. JOHNSON (1982). « Mechanism of toxicity of platinum(ii) compounds in repair-deficient strains of Escherichia Coli », *Mutation Research*, vol. 93, n° 2, p. 327-337.
- ALMÉCJA, C., A. COBELO-GARCÍA, J. SANTOS-ECHEANDÍA ET M. CAETANO (2016). « Platinum in salt marsh dediments: Behavior and plant uptake », *Marine Chemistry*, vol. 185, p. 91-103.
- ALT, F., G. WEBER, J. MESSERSCHMIDT, A. VON BOHLEN, B. KASTENHOLZ ET K. GUENTHER (2002). « Bonding states of palladium in phytosystems: First results for endive », *Analytical Letters*, vol. 35, n° 8, p. 1349-1359.
- ALT, F., R.H. ESCHNAUER, B. MERGLER, J. MESSERSCHMIDT ET G. TÖLG (1997). « A contribution to the ecology and enology of platinum », *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*, vol. 357, n° 8, p. 1013-1019.
- ALT, F., A. BAMBAUER, K. HOPPSTOCK, B. MERGLER ET G. TÖLG (1993). « Platinum traces in airborne particulate matter - determination of whole content, particle-size distribution and soluble platinum », *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*, vol. 346, n° 6-9, p. 693-696.
- ANBAR, A.D., D.A. PAPANASTASSIOU ET G.J. WASSERBURG (1997). « Determination of iridium in natural waters by clean chemical extraction and negative thermal ionization mass spectrometry », *Analytical Chemistry*, vol. 69, n° 13, p. 2444-2450.
- ANGELONE, M., G. ARMIENTO, D. CINTI, R. SOMMA ET A. TROCCIOLA (2002). « Platinum and heavy metal concentration levels in urban soils of Naples (Italy) », *Fresenius' Environmental Bulletin*, vol. 11, n° 8, p. 432-436.

- ARTELT, S., O. CREUTZENBERG, H. KOCK, K. LEVSEN, D. NACHTIGALL, U. HEINRICH, T. RUHLE ET R. SCHLOGL (1999). « Bioavailability of fine dispersed platinum as emitted from automotive catalytic converters: a model study », *Science of the Total Environment*, vol. 228, n° 2-3, p. 219-242.
- ARTELT, S., H. KOCK, D. NACHTIGALL ET U. HEINRICH (1998). « Bioavailability of platinum emitted from automobile exhaust », *Toxicology Letters*, vol. 96-97, p. 163-167.
- ASHARANI, P.V., Y. LIANWU, Z. GONG ET S. VALIYAVEETIL (2011). « Comparison of the toxicity of silver, gold and platinum nanoparticles in developing zebrafish embryos », *Nanotoxicology*, vol. 5, n° 1, p. 43-54.
- ASZTEMBORSKA, M., R. STEBOROWSKI, J. KOWALSKA ET G. BYSTRZEJEWSKA-PIOTROWSKA (2015). « Accumulation of platinum nanoparticles by *Sinapis alba* and *Lepidium sativum* Plants », *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 226, n° 4, p. 1-7.
- ATILGAN, S., S. AKMAN, A. BAYSAL, Y. BAKIRCIOGLU, T. SZIGETI, M. OVARI ET G. ZARAY. 2012. Monitoring of Pd in airborne particulates by solid sampling high-resolution continuum source electrothermal atomic absorption spectrometry. *Spectrochimica Acta Part B-Atomic Spectroscopy* 70: 33-38.
- AYRAULT, S., C. LI ET A. GAUDRY (2006). « Biomonitoring of Pt and Pd with mosses », dans Zereini, F, et F. Alt (éd.), *Palladium emissions in the environment*, Berlin, Heidelberg: Springer, p. 525-536.
- AZAROUAL, M., B. ROMAND, P. FREYSSINET ET J.R. DISNAR (2001). « Solubility of platinum in aqueous solutions at 25°C and pHs 4 to 10 under oxidizing conditions », *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 65, n° 24, p. 4453-4466.
- BABULA, P., V. ADAM, R. OPATRILOVA, J. ZEHNALÉK, L. HAVEL ET R. KIZEK (2008). « Uncommon heavy metals, metalloids and their plant toxicity: a review », *Environmental Chemistry Letters*, vol. 6, n° 4, p. 189-213.
- BALI, R., R. SIEGELE ET A.T. HARRIS (2010). « Biogenic Pt uptake and nanoparticle formation in *Medicago sativa* and *Brassica juncea* », *Journal of Nanoparticle Research*, vol. 12, n° 8, p. 3087-3095.
- BALLACH, H.J., ET R. WITTIG (1996). « Reciprocal effects of platinum and lead on the water household of poplar cuttings », *Environmental Science Pollution Research International*, vol. 3, n° 1, p. 3-9.
- BARBANTE, C., G. COZZI, G. CAPODAGLIO, K. VAN DE VELDE, C. FERRARI, A. VEYSSEYRE, C.F. BOUTRON, G. SCARPONI ET P. CESCON (1999). « Determination of Rh, Pd, and Pt in polar and alpine snow and ice by double focusing ICPMS with microconcentric nebulization », *Analytical Chemistry*, vol. 71, n° 19, p. 4125-4133.
- BARNES, S.J., ET T.S. GOMWE (2011). « The Pd deposits of the Lac des Iles Complex, Northwestern Ontario », *Reviews in Economic Geology*, vol. 17, p. 351-370.
- BATTKE, F., K. LEOPOLD, M. MAIER, U. SCHMIDHALTER ET M. SCHUSTER (2008). « Palladium exposure of barley: uptake and effects ». *Plant Biology*, vol. 10, n° 2, p. 272-276.
- BECCALONI, E., A.M. COCCIA, L. MUSMECI, E. STACUL ET G. ZIEMACKI (2005). « Chemical and microbial characterization of indigenous topsoil and mosses in green urban areas of Rome », *Microchemical Journal*, vol. 79, n° 1-2, p. 271-289.
- BECKER, J.S., D. BELLIS, I. STATON, C.W. MCLEOD ET J. DOMBOVARI (2000). « Determination of trace elements including platinum in tree bark by ICP Mass Spectrometry », *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*, vol. 368, n° 5, p. 490-495.

- BEDNAROVA, I., H. MIKULASKOVA, B. HAVELKOVA, L. STRAKOVA, M. BEKLOVA, J. SOCHOR, D. HYNEK, V. ADAM ET R. KIZEK (2014). « Study of the influence of platinum, palladium and rhodium on duckweed (*Lemna minor*) », *Neuroendocrinology Letters*, vol. 35, suppl. 2, p. 35-42.
- BÉRUBÉ, L. (2005). *Mobilité et géochronologie du Pt et du Pd dans les sédiments de deux lacs du Québec*, Québec, Mémoire de maîtrise, Institut national de la recherche scientifique, 116 p.
- BIAGINI, R.E., W.J. MOORMAN, T.R. LEWIS ET I.L. BERNSTEIN (1986). « Ozone enhancement of platinum asthma in a primate model », *American Review of Respiratory Disease*, vol. 134, n° 4, p. 719-725.
- BIAGINI, R.E., W.J. MOORMAN, R.J. SMITH, T.R. LEWIS ET I.L. BERNSTEIN (1983). « Pulmonary hyperreactivity in cynomolgus monkeys (*Macaca Fascicularis*) from nose-only inhalation exposure to disodium hexachloroplatinate, Na_2PtCl_6 », *Toxicology and Applied Pharmacology*, vol. 69, n° 3, p. 377-384.
- BIESINGER, K.E., ET G.M. CHRISTENSEN (1972). « Effects of various metals on survival, growth, reproduction, and metabolism of *Daphnia-magna* », *Journal de l'office des recherches sur les pêcheries du Canada*, vol. 29, n° 12, p. 1691-1700.
- BOCCA, B., S. CAIMI, P. SMICHOWSKI, D. GÓMEZ ET S. CAROLI (2006). « Monitoring Pt and Rh in urban aerosols from Buenos Aires, Argentina », *Science of the Total Environment*, vol. 358, n° 1-3, p. 255-264.
- BOCH, K., M. SCHUSTER, G. RISSE ET M. SCHWARZER (2002). « Microwave-assisted digestion procedure for the determination of palladium in road dust », *Analytica Chimica Acta*, vol. 459, n° 2, p. 257-265.
- BONANNO, G., ET P. PAVONE (2015). « Leaves of *Phragmites australis* as potential atmospheric biomonitors of Platinum Group Elements », *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 114, p. 31-37.
- BONI, A.D., W. CAIRNS, G. CAPODAGLIO, P. CESCONE, G. COZZI, S. RAUCH, H. F. HEMOND, C. BOUTRON ET C. BARBANTE (2007). « On-line matrix separation for the determination of PGEs in sediments by ICP-MS », dans Morrison, G.M., et S. Rauch (éd.), *Highway and Urban Environment*, Dordrecht: Springer, Pays-Bas, p. 259-269.
- BORGMANN, U., Y. COUILLARD, P. DOYLE ET D.G. DIXON (2005). « Toxicity of sixty-three metals and metalloids to *Hyalella azteca* at two levels of water hardness », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 24, n° 3, p. 641-652.
- BORYLO, A., W. NOWICKI, G. OLSZEWSKI ET B. SKWARZEC (2012). « Polonium (Po-210), uranium (U-234, U-238) isotopes and trace metals in mosses from Sobieszewo Island, northern Poland », *Journal of Environment Science and Health, Part A, Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, vol. 47, n° 12, p. 1831-1842.
- BOZLAKER, A., N.J. SPADA, M.P. FRASER ET S. CHELLAM (2014). « Elemental characterization of PM_{2.5} and PM₁₀ emitted from light duty vehicles in the washburn tunnel of Houston, Texas: release of rhodium, palladium, and platinum », *Environmental Science & Technology*, vol. 48, n° 1, p. 54-62.
- BRAND, S.J., J.H. ERASMUS, M. LABUSCHAGNE, D. GRABNER, M. NACHEV, S. ZIMMERMANN, V. WEPENER, N. SMIT ET B. SURES (2019). « Bioaccumulation and metal-associated biomarker responses in a freshwater mussel, *Dreissena polymorpha*, following short-term platinum exposure », *Environmental Pollution*, vol. 246, p. 69-78.
- BROOKINS, D.G. (1987). « Platinoid element eh-ph diagrams (25-degrees-C, 1 bar) in the systems m-o-h-s with geochemical applications », *Chemical Geology*, vol. 64, n° 1-2, p. 17-24.

- BUCHHEIT, R.L., K.L. MALMQUIST ET J.R. NIEBUHR (1989). *Glacial drift geochemistry for strategic minerals, Duluth Complex, Lake County, Minnesota*, Minnesota Department of Natural Resources, Division of Minerals, Report 262, v. 1, 89 p.
- CAMERON, E.M., ET K.H. HATTORI (2003). « Mobility of palladium in the surface environment: data from a regional lake sediment survey in northwestern Ontario ». *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, vol. 3, n° 4, p. 299-311.
- CEAEQ (CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC) (2019). *Évaluation du danger lié à la présence de cytostatiques dans le milieu aquatique – revue de littérature*, Ministère de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques, 220 p.
- CHEN, M., S. CHEN, M. DU, S. TANG, M. CHEN, W. WANG, H. YANG, Q. CHEN ET J. CHEN (2015). « Toxic effect of palladium on embryonic development of zebrafish », *Aquatic Toxicology*, vol. 159, p. 208-216.
- CICCHELLA, D., B. DE VIVO ET A. LIMA (2003). « Palladium and platinum concentration in soils from the Napoli metropolitan area, Italy: possible effects of catalytic exhausts », *Science of the Total Environment*, vol. 308, n° 1-3, p. 121-131.
- CINTI, D., M. ANGELONE, U. MASI ET C. CREMISINI (2002). « Platinum levels in natural and urban soils from Rome and Latium (Italy): significance for pollution by automobile catalytic converter », *Science of the Total Environment*, vol. 293, n° 1-3, p. 47-57.
- CLARK, T. (2001). *Distribution et potentiel des éléments du groupe du platine au Québec*, Québec, Ressources naturelles, Géologie Québec, 17 p.
- COBELO-GARCÍA, A., D.E. LÓPEZ-SÁNCHEZ, J. SCHÄFER, J.C.J. PETIT, G. BLANC ET A. TURNER (2014). « Behavior and fluxes of Pt in the macrotidal Gironde Estuary (SW France) », *Marine Chemistry*, vol. 167, p. 93-101.
- COBELO-GARCÍA, A., D.E. LÓPEZ-SÁNCHEZ, C. ALMÉCJA ET J. SANTOS-ECHEANDÍA (2013). « Behavior of platinum during estuarine mixing (Pontevedra Ria, NW Iberian Peninsula) », *Marine Chemistry*, vol. 150, p. 11-18.
- COBELO-GARCÍA, A., P. NEIRA, M. MIL-HOMENS ET M. CAETANO (2011). « Evaluation of the contamination of platinum in estuarine and coastal sediments (Tagus Estuary and Prodelta, Portugal) », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 62, n° 3, p. 646-650.
- COBELO-GARCÍA, A., A. TURNER ET G.E. MILLWARD (2008). « Fractionation and reactivity of platinum group elements during estuarine mixing » *Environmental Science & Technology*, vol. 42, n° 4, p. 1096-1101.
- COKER, W.B., C.E. DUNN, G.E. M. HALL, A.N. RENCZ, R.N.W. DILABIO, W.A. SPIRITO ET J.E. CAMPBELL (1991). « The behavior of platinum group elements in the surficial environment at Ferguson lake, Nwt, Rottenstone lake, Sask and Sudbury, Ont, Canada », *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 40, n° 1-3, p. 165-192.
- COLODNER, D.C., E.A. BOYLE, J.M. EDMOND ET J. THOMSON (1992). « Post-depositional mobility of platinum, iridium and rhenium in marine sediments », *Nature*, vol. 358, n° 6385, p. 402-404.
- COLOMBO, C., C.J. OATES, A.J. MONHEMIUS ET J.A. PLANT (2008). « Complexation of platinum, palladium and rhodium with inorganic ligands in the environment », *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, vol. 8, n° 1, p. 91-101.

- COMMISSION EUROPÉENNE, 2011. *Recommendation from the Scientific Committee on Occupational Exposure Limits for Platinum and Platinum compounds*, SCOEL/SUM/150D, 37 p.
- CONTI, M.E., ET G. CECCHETTI (2001). « Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment – a review », *Environmental Pollution*, vol. 114, n° 3, p. 471-492.
- COOK, N.J., S.A. WOOD ET Y. ZHANG (1992). « Transport and fixation of Au, Pt and Pd around the Lac Sheen Cu-Ni-PGE occurrence in Quebec, Canada », *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 46, n° 2, p. 187-228.
- COOK, S.J., ET W.K. FLETCHER (1993). « Distribution and behaviour of platinum in soils, sediments and waters of the Tulameen ultramafic complex, southern British Columbia, Canada », *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 46, n° 3, p. 279-308.
- CORNELL, R.M., ET U. SCHWERTMANN (1996). *The Iron Oxides, Structure, Properties, Reactions, Occurrence and Uses*, 2nd edition, Wiley-VCH Verlag GmbH & Co, KGaA, 573 p.
- COSDEN, J.M., J. SCHIJF ET R.H. BYRNE (2003). « Fractionation of platinum group elements in aqueous systems: Comparative kinetics of palladium and platinum removal from seawater by *Ulva lactuca* L », *Environmental Science & Technology*, vol. 37, n° 3, p. 555-560.
- DAHLHEIMER, S.R., C.R. NEAL ET J.B. FEIN (2007). « Potential mobilization of platinum-group elements by siderophores in surface environments », *Environmental Science & Technology*, vol. 41, n° 3, p. 870-875.
- DAN-BADJO, A.T., C. DUCOULOMBIER-CREPINEAU, C. SOLIGOT, C. FEIDT ET G. RYCHEN (2007). « Deposition of platinum group elements and polycyclic aromatic hydrocarbons on ryegrass exposed to vehicular traffic », *Agronomy for Sustainable Development*, vol. 27, n° 3, p. 261-266.
- DA SILVA, L.I., J.E. DE SOUZA SARKIS, F.M. ZOTIN, M.C. CARNEIRO, A.A. NETO, S. DA SILVA ADOS, M.J. CARDOSO ET M.I. MONTEIRO (2008). « Traffic and catalytic converter – related atmospheric contamination in the metropolitan region of the city of Rio de Janeiro, Brazil », *Chemosphere*, vol. 71, n° 4, p. 677-84.
- DE VOS, E., S.J. EDWARDS, I. McDONALD, D.S. WRAY ET P.J. CAREY (2002). « A baseline survey of the distribution and origin of platinum group elements in contemporary fluvial sediments of the Kentish Stour, England », *Applied Geochemistry*, vol. 17, n° 8, p. 1115-1121.
- DIEHL, D.B., ET Z.E. GAGNON (2007). « Interactions between essential nutrients with platinum group metals in submerged aquatic and emergent plants », *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 184, n° 1-4, p. 255-267.
- DIONG, H.T., R. DAS, B. KHEZRI, B. SRIVASTAVA, X.F. WANG, P.K. SIKDAR ET R.D. WEBSTER (2016). « Anthropogenic platinum group element (Pt, Pd, Rh) concentrations in PM10 and PM2.5 from Kolkata, India », *Springerplus*, vol. 5, no 1, p. 1242.
- DJINGOVA, R., P. KOVACHEVA, G. WAGNER ET B. MARKERT (2003). « Distribution of platinum group elements and other traffic related elements among different plants along some highways in Germany », *Science of the Total Environment*, vol. 308, n° 1-3, p. 235-246.
- DONGARRA, G., D. VARRICA ET G. SABATINO (2003). « Occurrence of platinum, palladium and gold in pine needles of *Pinus pinea* L. from the city of Palermo (Italy) », *Applied Geochemistry*, vol. 18, n° 1, p. 109-116.

- DUBIELLA-JACKOWSKA, A., B. KUDAK, Z. POLKOWSKA ET J. NAMISENIK (2009). « Environmental fate of traffic-derived platinum group metals », *Critical Reviews in Analytical Chemistry*, vol. 39, n° 4, p. 251-271.
- DUCOULOMBIER-CREPINEAU, C., C. FEIDT ET G. RYCHEN (2007). « Platinum and Palladium transfer to milk, organs and tissues after a single oral administration to lactating goats », *Chemosphere*, vol. 68, n° 4, p. 712-715.
- DYER, R.D., ET D.F. RUSSELL (2002). *Lac des Iles–Black Sturgeon River area lake sediment survey: Operation Treasure Hunt*, Ontario Geological Survey, Open File Report 6096, 134 p.
- EGOROVA, K.S., ET V.P. ANANIKOV (2016). « Which metals are green for catalysis? Comparison of the toxicities of Ni, Cu, Fe, Pd, Pt, Rh, and Au salts ». *Angewandte Chemie-International Edition*, vol. 55, n° 40, p. 12150-12162.
- EK, K.H., G.M. MORRISON ET S. RAUCH (2004a). « Environmental routes for platinum group elements to biological materials - a review », *Science of the Total Environment*, vol. 334, p. 21-38.
- EK, K.H., S. RAUCH, G.M. MORRISON ET P. LINDBERG (2004b). « Platinum group elements in raptor eggs, faeces, blood, liver and kidney », *Science of the Total Environment*, vol. 334, p. 149-159.
- ELLER, R., F. ALT, G. TÖLG ET H.J. TOBSCHALL (1989). « An efficient combined procedure for the extreme trace analysis of gold, platinum, palladium and rhodium with the aid of graphite furnace atomic absorption spectrometry and total-reflection X-ray fluorescence analysis », *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*, vol. 334, p. 723-739.
- ELY, J.C., C.R. NEAL, C.F. KULPA, M.A. SCHNEEGURT, J.A. SEIDLER ET J.C. JAIN (2001). « Implications of platinum-group element accumulation along US roads from catalytic-converter attrition », *Environmental Science & Technology*, vol. 35, n° 19, p. 3816-3822.
- ESSUMANG, D.K., D.K. DODOO ET C.K. ADOKOH (2008). « The impact of vehicular fallout on the Pra estuary of Ghana (a case study of the impact of platinum group metals (PGMs) on the marine ecosystem) ». *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 145, n° 1-3, p. 283-294.
- ESSUMANG, D.K. (2008). « Bioaccumulation of platinum group metals in dolphins, *Stenella* sp., caught off Ghana », *African Journal of Aquatic Science*, vol. 33, n° 3, p. 255-259.
- ETSCHMANN, B., J. BRUGGER, L. FAIRBROTHER, C. GROSSE, D.H. NIES, G. MARTINEZ-CRIADO ET F. REITH (2016). « Applying the Midas touch: Differing toxicity of mobile gold and platinum complexes drives biomineralization in the bacterium *Cupriavidus metallidurans* », *Chemical Geology*, vol. 438, p. 103-111.
- FARAGO, M.E., ET P.J. PARSONS (1994). « The effects of various platinum metal species on the water-plant *Eichhornia-crassipes* (mart) solms », *Chemical Speciation and Bioavailability*, vol. 6, n° 1, p. 1-12.
- FARAGO, M.E., ET P.J. PARSONS (1986). « The effect of platinum, applied as potassium tetrachloroplatinate, on *setaria-verticillata* (L) p-beauv, and its growth on flotation tailings », *Environmental Technology Letters*, vol. 7, n° 3, p. 147-154.
- FARRAG, M., ET R.A. MOHAMED (2016). « Ecotoxicity of similar to 1 nm silver and palladium nanoclusters protected by L-glutathione on the microbial growth under light and dark conditions », *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, vol. 330, p. 117-125.
- FERREIRA, P.F., ET R.E. WOLKE (1979). « Acute toxicity of platinum to Coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) ». *Marine Pollution Bulletin*, vol. 10, n° 3, p. 79-83.

- FLETCHER, W.K., S.J. COOK, G.E. M. HALL, R.K. SCAGEL ET C.E. DUNN (1995). « Enrichment of platinum and associated elements in organic seepage soils of the Tulameen ultramafic complex, southern British Columbia », *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 54, n° 1, p. 39-47.
- FLIEGEL, D., Z. BERNER, D. ECKHARDT ET D. STUBEN (2004). « New data on the mobility of Pt emitted from catalytic converters », *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, vol. 379, n° 1, p. 131-136.
- FOLENS, K., T. VAN ACKER, E. BOLEA-FERNANDEZ, G. CORNELIS, F. VANHAECKE, G. DU LAING ET S RAUCH (2018). « Identification of platinum nanoparticles in road dust leachate by single particle inductively coupled plasma-mass spectrometry », *Science of the Total Environment*, vol. 615, p. 849-856.
- FONTANA, L., V. LESO, A. MARINACCIO, G. CENACCHI, V. PAPA, K. LEOPOLD, R. SCHINDL, B. BOCCA, A. ALIMONTI ET I. IAVICOLI (2015). « The effects of palladium nanoparticles on the renal function of female Wistar rats », *Nanotoxicology*, vol. 9, n° 7, p. 843-851.
- FRANK, S.N., C. SINGER ET B. SURES (2008). « Metallothionein (MT) response after chronic palladium exposure in the zebra mussel, *Dreissena polymorpha* », *Environmental Research*, vol. 108, n° 3, p. 309-314.
- FRAZZOLI, C., R. DRAGONE, A. MANTOVANI, C. MASSIMI ET L. CAMPANELLA (2007). « Functional toxicity and tolerance patterns of bioavailable Pd(II), Pt(II), and Rh(III) on suspended *Saccharomyces cerevisiae* cells assayed in tandem by a respirometric biosensor », *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, vol. 389, n° 7-8, p. 2185-2194.
- FRENCH, B., ET A. TURNER (2008). « Mobilization, adsorption, and bioavailability of Pt and Pd in coastal sediments: The role of the polychaete, *Arenicola marina* », *Environmental Science & Technology*, vol. 42, n° 10, p. 3543-3549.
- FRITSCH, J., ET T. MEISEL (2004). « Determination of anthropogenic input of Ru, Rh, Pd, Re, Os, Ir and Pt in soils along Austrian motorways by isotope dilution ICP-MS », *Science of the Total Environment*, vol. 325, n° 1-3, p. 145-154.
- FUCHS, W.A., ET A.W. ROSE (1974). « The geochemical behavior of platinum and palladium in the weathering cycle in the Stillwater Complex, Montana », *Economic Geology*, vol. 69, n° 3, p. 332-346.
- FUJIWARA, K., Y.M. TO, H. KAWAKAMI, M. AOKI ET M. TUZUKI (2008). « Evaluation of metal toxicity in *Chlorella kessleri* from the perspective of the periodic table », *Bulletin of the Chemical Society of Japan*, vol. 81, n° 4, p. 478-488.
- FUMAGALLI, A., B. FAGGION, M. RONCHINI, G. TERZAGHI, M. LANFRANCHI, N. CHIRICO ET L. CHERCHI (2010). « Platinum, palladium, and rhodium deposition to the *Prunus laurus cerasus* leaf surface as an indicator of the vehicular traffic pollution in the city of Varese area », *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 17, n° 3, p. 665-673.
- GAGNON, Z.E., ET A. PATEL (2007). « Induction of metallothionein in chick embryos as a mechanism of tolerance to platinum group metal exposure », *Journal of Environmental Science and Health, Part A, Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, vol. 42, n° 3, p. 381-387.
- GAGNON, Z.E., C. NEWKIRK ET S. HICKS (2006). « Impact of platinum group metals on the environment: A toxicological, genotoxic and analytical chemistry study », *Journal of Environmental Science and Health, Part A, Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, vol. 41, n° 3, p. 397-414.

- GAMMONS, C.H., ET M.S. BLOOM (1993). « Experimental investigation of the hydrothermal geochemistry of platinum and palladium: II. The solubility of PtS and PdS in aqueous sulfide solutions to 300°C », *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 57, n° 11, p.2451-2467.
- GAO, B., Y.K. YU, H.D. ZHOU ET J. LU (2012). « Accumulation and distribution characteristics of platinum group elements in roadside dusts in Beijing, China ». *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 31, n° 6, p. 1231-1238.
- GARCIA, R., M. GOMEZ, M. A. PALACIOS, J. BETTMER ET C. CAMARA (2001). « On-line removal of mass interferences in palladium determination by icp-ms using modified capillaries coupled to micro-flow nebulizers », *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, vol. 16, n° 5, p. 481-486.
- GAWRONSKA, H., A. PRZYBYSZ, E. SZALACHA, K. PAWLAK, K. BRAMA, A. MISZCZAK, M. STANKIEWICZ-KOSYL ET S.W. GAWRONSKI (2018). « Platinum uptake, distribution and toxicity in *Arabidopsis thaliana* L. plants », *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 147, p. 982-989.
- GEORGE, S., T. XIA, R. RALLO, Y. ZHAO, Z. JI, S. LIN, X. WANG, H. ZHANG, B. FRANCE, D. SCHOENFELD, R. DAMOISEAUX, R. LIU, K.A. BRADLEY, Y. COHEN ET A.E. NEL (2011). « Use of a high-throughput screening approach coupled with in vivo zebrafish embryo screening to develop hazard ranking for engineered nanomaterials », *ACS Nano*, vol. 5, n° 3, p. 1805-1817.
- GOEDE, A.A., ET M. DE BRUIN (1984). « The use of bird feather parts as a monitor for metal pollution », *Environmental Pollution Series B, Chemical and Physical*, vol. 8, n° 4, p. 281-298.
- GOMEZ, B., M.A. PALACIOS, M. GOMEZ, J.L. SANCHEZ, G. MORRISON, S. RAUCH, C. MCLEOD, R. MA, S. CAROLI, A. ALIMONTI, F. PETRUCCI, B. BOCCA, P. SCHRAMMEL, M. ZISCHKA, C. PETTERSON ET U. WASS (2002). « Levels and risk assessment for humans and ecosystems of platinum-group elements in the airborne particles and road dust of some European cities », *Science of the Total Environment*, vol. 299, n° 1-3, p. 1-19.
- GOMEZ, B., M. GOMEZ, J.L. SANCHEZ, R. FERNANDEZ ET M.A. PALACIOS (2001). « Platinum and rhodium distribution in airborne particulate matter and road dust », *Science of the Total Environment*, vol. 269, n° 1-3, p. 131-144.
- HALL, G.E.M., ET J.C. PELCHAT (1993). « Determination of palladium and platinum in fresh waters by inductively coupled plasma mass spectrometry and activated charcoal preconcentration », *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, vol. 8, n° 8, p. 1059-1065.
- HAMILTON, J.G. (1951a). « The Metabolic Properties of Various Materials », *Medical and Health Physics Quarterly Report, Section I*, Oak Ridge, TN, United States Atomic Energy Commission, AECD-5219.
- HAMILTON, J.G. (1951b). « The Metabolic Properties of Various Materials », *Medical and Health Physics Quarterly Report, Section I*, Oak Ridge, TN, United States Atomic Energy Commission, AECD-5232.
- HANS WEDEPOHL, K. (1995). « The composition of the continental crust », *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 59, n° 7, p. 1217-1232.
- HAUS, N., S. ZIMMERMANN, J. WIEGAND ET B. SURES (2007). « Occurrence of platinum and additional traffic related heavy metals in sediments and biota », *Chemosphere*, vol. 66, n° 4, p. 619-629.
- HAYS, M.D., S.H. CHO, R. BALDAUF, J.J. SCHAUER ET M. SHAFERD (2011). « Particle size distributions of metal and non-metal elements in an urban near-highway environment », *Atmospheric Environment*, vol. 45, n° 4, p. 925-934.

- HEES, T., B. WENCLAWIAK, S. LUSTIG, P. SCHRAMMEL, M. SCHWARZER, M. SCHUSTER, D. VERSTRAETE, R. DAMS ET E. HELMERS (1998). « Distribution of platinum group elements (Pt, Pd, Rh) in environmental and clinical matrices: Composition, analytical techniques and scientific outlook », *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 5, n° 2, p. 105-111.
- HEIT, M., C. SCHOFIELD, C.T. DRISCOLL ET S.S. HODGKISS (1989). « Trace-element concentrations in fish from 3 Adirondack lakes with different pH values », *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 44, n° 1-2, p. 9-30.
- HELMERS, E., M. SCHWARZER ET M. SCHUSTER (1998). « Comparison of palladium and platinum in environmental matrices: Palladium pollution by automobile emissions? » *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 5, n° 1, p. 44-50.
- HIGNEY, E., V. OLIVE, A.B. MACKENZIE ET I.D. PULFORD (2002). « Isotope dilution ICP-MS analysis of platinum in road dusts from west central Scotland », *Applied Geochemistry*, vol. 17, n° 8, p. 1123-1129.
- HLAVKOVA, D., M. BEKLOVA, P. KOPEL ET B. HAVELKOVA (2019). « Evaluation of platinum nanoparticles ecotoxicity using representatives of distinct trophic levels of aquatic biocenosis », *Neuro Endocrinology Letters*, vol. 39, n° 6, p. 465-472.
- HOLBROOK, D.J. (1977). *Content of platinum and palladium in rat tissue: Correlation of platinum and palladium in biochemical effects*. Caroline du Nord, United States Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, EPA-600/1-77-051, 22 p.
- HOLBROOK, D.J. (1976a). *Assessment of toxicity of automotive metallic emissions, vol I: Assessment of fuel additives emission toxicity via selected assays of nucleic and protein synthesis*. Caroline du Nord, United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Health Effects Research Laboratory, Research Triangle Park, EPA/600/1-767/010a, 70 p.
- HOLBROOK, D.J. (1976b). *Assessment of toxicity of automotive metallic emissions, vol II: Relative toxicities of automotive metallic emissions against lead compounds using biochemical parameters*. Caroline du Nord, United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Health Effects Research Laboratory, Research Triangle Park, EPA/600/1-767/010b, 67 p.
- HOLBROOK, D.J., M.E. WASHINGTON, H.B. LEAKE ET P.E. BRUBAKER (1975). « Studies on the evaluation of the toxicity of various salts of lead, manganese, platinum, and palladium », *Environmental Health Perspectives*, vol. 10, p. 95-101.
- HOODA, P.S., A. MILLER ET A.C. EDWARDS (2007). « The distribution of automobile catalysts-cast platinum, palladium and rhodium in soils adjacent to roads and their uptake by grass », *Science of the Total Environment*, vol. 384, n° 1-3, p. 384-392.
- HSDB (Hazardous Substances Data Bank) (2020). « Toxnet Information ». [En ligne], [<https://toxnet.nlm.nih.gov/newtoxnet/hsdb.htm>].
- Iavicoli, I., L. FONTANA, M. CORBI, V. LESO, A. MARINACCIO, K. LEOPOLD, R. SCHINDL ET A. SGAMBATO (2015). « Exposure to palladium nanoparticles affects serum levels of cytokines in female Wistar rats », *Plos One*, vol. 10, n°11.
- Iavicoli, I., V. LESO, L. FONTANA, A. MARINACCIO, A. BERGAMASCHI ET E.J. CALABRESE (2014). « The effects of rhodium on the renal function of female Wistar rats », *Chemosphere*, vol. 104, p. 120-125.

- IAVICOLI, I., V. CUFINO, M. CORBI, M. GORACCI, E. CAREDDA, A. CITTADINI, A. BERGAMASCHI ET A. SGAMBATO (2012a). « Rhodium and iridium salts inhibit proliferation and induce DNA damage in rat fibroblasts in vitro », *Toxicology in Vitro*, vol. 26, n° 6, p. 963-969.
- IAVICOLI, I., L. FONTANA, A. BERGAMASCHI, M. E. CONTI, A. PINO, D. MATTEI, B. BOCCA ET A. ALIMONTI (2012b). « Sub-chronic oral exposure to iridium (III) chloride hydrate in female Wistar rats: distribution and excretion of the metal », *Dose-Response*, vol. 10, n°3, p. 405-414.
- IAVICOLI, I., L. FONTANA, A. MARINACCIO, A. ALIMONTI, A. PINO, A. BERGAMASCHI ET E.J. CALABRESE (2011). « The effects of iridium on the renal function of female Wistar rats ». *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 74, n°7, p. 1795-1799.
- IAVICOLI, I., B. BOCCA, L. FONTANA, S. CAIMI, A. BERGAMASCHI ET A. ALIMONTI (2010a). « Distribution and elimination of palladium in rats after 90-day oral administration », *Toxicology and Industrial Health*, vol. 26, n°3, p. 183-189.
- IAVICOLI, I., L. FONTANA, A. MARINACCIO, A. BERGAMASCHI ET E.J. CALABRESE (2010b). « Iridium alters immune balance between T helper 1 and T helper 2 responses », *Human & Experimental Toxicology*, vol. 29, n° 3, p. 213-219.
- IAVICOLI, I., B. BOCCA, L. FONTANA, S. CAIMI, F. PETRUCCI, A. BERGAMASCHI ET A. ALIMONTI (2009). « Distribution and Elimination of Palladium in Male Wistar Rats Following 14-Day Oral Exposure in Drinking Water », *Journal of Toxicology and Environmental Health – Part A, Current Issues*, vol. 72, n° 2, p. 88-93.
- IAVICOLI, I., G. CARELLI, A. MARINACCIO, L. FONTANA ET E. CALABRESE (2008). « Effects of sub-chronic exposure to palladium (as potassium hexachloro-palladate) on cytokines in male Wistar rats », *Human & Experimental Toxicology*, vol. 27, n° 6, p. 493-497.
- INERIS (2005). *Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques – Platine, sels et complexes*, Portail Substances chimiques, INERIS-DRC-00-25590-01DR090.doc.
- JACKSON, M.T., J. SAMPSON ET H.M. PRICHARD (2007). « Platinum and palladium variations through the urban environment: Evidence from 11 sample types from Sheffield, UK », *Science of the Total Environment*, vol. 385, n° 1-3, p. 117-131.
- JANG, G.H., K.Y. LEE, J. CHOI, S.H. KIM ET K.H. LEE (2016). « Multifaceted toxicity assessment of catalyst composites in transgenic zebrafish embryos », *Environmental Pollution*, vol. 216, p. 755-763.
- JEAN-SORO, L., A. OLERON-HAMDOUS, B. BECHET ET M. LEGRET (2013). « Evaluation of platinum distribution between different soil components », *Journal of Soils and Sediments*, vol. 13, n° 3, p. 569-574.
- JENSEN, K.H., S. RAUCH, G.M. MORRISON ET P. LINDBERG (2002). « Platinum group elements in the feathers of raptors and their prey », *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 42, n° 3, p. 338-347.
- JOHNSON MATTHEY (2019). *PGM Market Report – February 2019*. Royston, Royaume-Uni, Johnson Matthey Public Limited Company, 42 p.
- JOUHAUD, R., S. BIAGIANTI-RISBOURG ET G. VERNET (1999a). « Effects of platinum on *Brachydanio rerio* (Teleostei, Cyprinidae) : 1. Acute toxicity: accumulation and histological effects in the intestine », *Journal of Applied Ichthyology*, vol. 15, n° 1, p. 41-48.

- JOUHAUD, R., S. BIAGIANTI-RISBOURG ET G. VERNET (1999b). « Ultrastructural response of the intestine in the Teleost *Brachydanio rerio* exposed to a sublethal concentration of platinum », *Bulletin de la Société zoologique de France*, vol. 124, n° 1, p. 111-116.
- KAN, S.F., ET P.A. TANNER (2004). « Determination of platinum in roadside dust samples by dynamic reaction cell-inductively coupled plasma-mass spectrometry », *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, vol. 19, n° 5, p. 639-643.
- KANITSAR, K., G. KOELLENSPERGER, S. HANN, A. LIMBECK, H. PUXBAUM ET G. STINGEDER (2003). « Determination of Pt, Pd and Rh by inductively coupled plasma sector field mass spectrometry (ICP-SFMS) in size-classified urban aerosol samples », *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, vol. 18, p. 239-46.
- KHANGAROT, B.S., ET S. DAS (2009). « Acute toxicity of metals and reference toxicants to a freshwater ostracod, *Cypris subglobosa* Sowerby, 1840 and correlation to EC(50) values of other test models », *Journal of Hazardous Materials*, vol. 172, n° 2-3, p. 641-649.
- KHANGAROT, B.S. (1991). « Toxicity of metals to a fresh-water tubificid worm, *Tubifex-tubifex* (Muller) », *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 46, n° 6, p. 906-912.
- KINSKA, K., J. JIMENEZ-LAMANA, J. KOWALSKA, B. KRASNODEBSKA-OSTREGA ET J. SZPUNAR (2018). « Study of the uptake and bioaccumulation of palladium nanoparticles by *Sinapis alba* using single particle ICP-MS », *Science of the Total Environment*, vol. 615, p. 1078-1085.
- KLUEPPEL, D., N. JAKUBOWSKI, J. MESSERSCHMIDT, D. STUEWER ET D. KLOCKOW (1998). « Speciation of platinum metabolites in plants by size-exclusion chromatography and inductively coupled plasma mass spectrometry », *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, vol. 13, n° 4, p. 255-262.
- KOŁODZIEJ, M., I. BARANOWSKA ET A. MATYJA (2007). « Determination of platinum in plant samples by voltammetric analysis », *Electroanalysis*, vol. 19, n° 15, p. 1585-1589.
- KOŁTON, A.M., ET M. CZAJA (2015). « Influence of platinum ions on the germination and seedling root growth of different plant species », *Geology, Geophysics and Environment*, vol. 40, n° 4, p. 343-348.
- KOVACHEVA, P., ET R. DJINGOVA (2002). « Ion-exchange method for separation and concentration of platinum and palladium for analysis of environmental samples by inductively coupled plasma atomic emission spectrometry », *Analytica Chimica Acta*, vol. 464, n° 1, p. 7-13.
- KOWALSKA, J., S. HUSZAL, M.G. SAWICKI, M. ASZTEMBORSKA, E. STRYJEWSKA, E. SZALACHA, J. GOLIMOWSKI ET S.W. GAWRONSKI (2004). « Voltammetric determination of platinum in plant material », *Electroanalysis*, vol. 16, n° 15, p. 1266-1270.
- KSIAZYK, M., M. ASZTEMBORSKA, R. STEBOROWSKI ET G. BYSTRZEJSKA-PIOTROWSKA (2015). « Toxic effect of silver and platinum nanoparticles toward the freshwater microalga *Pseudokirchneriella subcapitata* », *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 94, n° 5, p. 554-558.
- KÜMMERER, K., E. HELMERS, P. HUBNER, G. MASCART, M. MILANDRI, F. REINTHALER ET M. ZWAKENBERG (1999). « European hospitals as a source for platinum in the environment in comparison with other sources », *Science of the Total Environment*, vol. 225, n° 1-2, p. 155-165.
- KYLANDER, M.E., S. RAUCH, G.M. MORRISON ET K. ANDAM (2003). « Impact of automobile emissions on the levels of platinum and lead in Accra, Ghana », *Journal of Environmental Monitoring*, vol. 5, n° 1, p. 91-95.

- LASCHKA, D., ET M. NACHTWEY (1997). « Platinum in municipal sewage treatment plants », *Chemosphere*, vol. 34, n° 8, p. 1803--1812.
- LEE, H.Y., H.T. CHON, M. SAGER ET L. MARTON (2012). « Platinum pollution in road dusts, roadside soils, and tree barks in Seoul, Korea », *Environmental Geochemistry and Health*, vol. 34, p. 5-12.
- LEOPOLD, K., K. WORLE, R. SCHINDL, L. HUBER, M. MAIER ET M. SCHUSTER (2017). « Determination of traffic-related palladium in tunnel dust and roadside soil », *Science of the Total Environment*, vol. 583, p. 169-175.
- LEOPOLD, K., M. MAIER, S. WEBER ET M. SCHUSTER (2008). « Long-term study of palladium in road tunnel dust and sewage sludge ash », *Environmental Pollution*, vol. 156, n° 2, p. 341-347.
- LESNIEWSKA, B.A., B. GODEWSKA-ZYLKIEWICZ, B. BOCCA, S. CAIMI, S. CAROLI ET A. HULANICKI (2004). « Platinum, palladium and rhodium content in road dust, tunnel dust and common grass in Bialystok area (Poland): a pilot study », *Science of the Total Environment*, vol. 321, n° 1-3, p. 93-104.
- L'ESPÉRANCE, S. (2008). *Déterminants moléculaires de la chimiorésistance dans les cancers ovariens avancés*, Thèse (Ph. D.), Université Laval, Département de médecine, Faculté de médecine, 318 p.
- LI, J.H., ET R.H. BYRNE. 1990. « Amino-acid complexation of palladium in seawater », *Environmental Science & Technology*, vol. 24, n° 7, p. 1038-1041.
- LIMBECK, A., C. PULS ET M. HANDLER (2007). « Platinum and palladium emissions from on-road vehicles in the Kaisermuhlen Tunnel (Vienna, Austria) », *Environmental Science & Technology*, vol. 41, n° 14, p. 4938-4945.
- LIMBECK, A. (2006). « Microwave-assisted UV-digestion procedure for the accurate determination of Pd in natural waters », *Analytica Chimica Acta*, vol. 575, n° 1, p. 114-119.
- LIU, Y., F. TIAN, C. LIU ET L. ZHANG (2015). « Platinum group elements in the precipitation of the dry region of Xinjiang and factors affecting their deposition to land: the case of Changii City, China », *Atmospheric Pollution Research*, vol. 6, n° 2, p. 178-183.
- LIVINGSTONE, S.E. (2017). « The Chemistry of Ruthenium, Rhodium, Palladium, Osmium, Iridium and Platinum », Pergamon Texts dans *Inorganic Chemistry*, Volume 25: Elsevier, 222 p.
- LOCATELLI, C. (2006). « Simultaneous square wave stripping voltammetric determination of platinum group metals (PGMs) and lead at trace and ultratrace concentration level: Application to surface water », *Analytica Chimica Acta*, vol. 557, n° 1, p. 70-77.
- LÓPEZ-SÁNCHEZ, D.E., A. COBELO-GARCÍA, M.J.A. RIJKENBERG, L.J.A. GERRINGA ET H.J.W. DE BAAR (2019). « New insights on the dissolved platinum behavior in the Atlantic Ocean », *Chemical Geology*, vol. 511, p. 204-211.
- LUDERWALD, S., F. SEITZ, G.A. SEISENBAEVA, V.G. KESSLER, R. SCHULZ ET M. BUNDSCHUH (2016). « Palladium nanoparticles: Is there a risk for aquatic ecosystems? », *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 97, n° 2, p. 153-158.
- LUSTIG, S., S. ZANG, W. BECK ET P. SCHRAMMEL (1998). « Dissolution of metallic platinum as water soluble species by naturally occurring complexing agents », *Microchimica Acta*, vol. 129, n° 3-4, p. 189-194.

- LUSTIG, S., S. ZANG, B. MICHALKE, P. SCHRAMM ET W. BECK (1997). « Platinum determination in nutrient plants by inductively coupled plasma mass spectrometry with special respect to the hafnium oxide interference », *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*, vol. 357, n° 8, p. 1157-1163.
- LYUBOMIROVA, V., ET R. DJINGOVA (2014). « Transfer of platinum group elements from soil to ryegrass (*Lolium multiflorum*) », *Comptes rendus de l'Académie bulgare des sciences*, vol. 67, n° 5, p. 641-646.
- MA, R., I. STATON, C.W. MCLEOD, M.B. GOMEZ, M.M. GOMEZ ET M.A. PALACIOS (2001). « Assessment of airborne platinum contamination via ICP-mass spectrometric analysis of tree bark », *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, vol. 16, n° 9, p. 1070-1075.
- MARCHESELLI, M., L. SALA ET M. MAURI (2010). « Bioaccumulation of PGEs and other traffic-related metals in populations of the small mammal *Apodemus sylvaticus* », *Chemosphere*, vol. 80, n° 11, p. 1247-1254.
- MARTÍN-PEINADO, F.J., ET F.J. RODRÍGUEZ-TOVAR (2010). « Mobility of iridium in terrestrial environments: Implications for the interpretation of impact-related mass-extinctions », *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 74, n° 15, 4531-4542.
- MARVA, F., C. GARCIA-BALBOA, B. BASELGA-CERVERA ET E. COSTAS (2014). « Rapid adaptation of some phytoplankton species to osmium as a result of spontaneous mutations », *Ecotoxicology*, vol. 23, n° 2, p. 213-220.
- MASHIO, A.S., H. OBATA, H. TAZOE, M. TSUTSUMI, A. FERRER I SANTOS ET T. GAMO (2016). « Dissolved platinum in rainwater, river water and seawater around Tokyo Bay and Otsuchi Bay in Japan », *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 180, p. 160-167.
- MATHUR, R., V. BALARAM, M. SATYANARAYANAN, S.S. SAWANT ET S.L. RAMESH (2011). « Anthropogenic platinum, palladium and rhodium concentrations in road dusts from Hyderabad city, India », *Environmental Earth Sciences*, vol. 62, n° 5, p. 1085-1098.
- MAYS, J.W. (2009). *Bioaccumulation of platinum group metals in the freshwater mussel *Elliptio complanata**. Thèse (M. Sc.), North Carolina State University. Graduate Faculty of North Carolina State University, 106 p.
- MERN (MINISTÈRE DE L'ÉNERGIE ET DES RESSOURCES NATURELLES) (2020). *Les minéraux critiques et stratégiques – Plan québécois pour la valorisation des minéraux critiques et stratégiques 2020-2025*, 45 p. + annexes.
- MESSERSCHMIDT, J., F. ALT ET G. TOLG (1994). « Platinum species analysis in plant-material by gel-permeation chromatography », *Analytica Chimica Acta*, vol. 291, n° 1-2, p. 161-167.
- MIHALJEVIC, M., I. GALUSKOVA, L. STRNAD ET V. MAJER (2013). « Distribution of platinum group elements in urban soils, comparison of historically different large cities Prague and Ostrava, Czech Republic », *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 124, p. 212-217.
- MIZUTANI, M., I. KUBO, K. JITSUKAWA, H. MASUDA ET H. EINAGA (1999). « Nucleobase stacking evidenced on ternary metal (palladium(II), copper(II)) complexes with nucleobase amino acids and aromatic diimines », *Inorganic Chemistry*, vol. 38, n° 3, p. 420-421.

- MOLDOVAN, M., M.A. PALACIOS, M.M. GÓMEZ, G. MORRISON, S. RAUCH, C. MCLEOD, R. MA, S. CAROLI, A. ALIMONTI, F. PETRUCCI, B. BOCCA, P. SCHRAMMEL, M. ZISCHKA, C. PETTERSSON, U. WASS, M. LUNA, J.C. SAENZ ET J. SANTAMARÍA (2002). « Environmental risk of particulate and soluble platinum group elements released from gasoline and diesel engine catalytic converters », *Science of the Total Environment*, vol. 296, nº 1-3, p. 199-208.
- MOLDOVAN, M., S. RAUCH, M. GOMEZ, M.A. PALACIOS ET G.M. MORRISON (2001). « Bioaccumulation of palladium, platinum and rhodium from urban particulates and sediments by the freshwater isopod *Asellus aquaticus* », *Water Research*, vol. 35, nº 17, p. 4175-4183.
- MONETTI, C., G. BERNARDINI, D. VIGETTI, M. PRATI, S. FORTANER, E. SABBIONI ET R. GORNATI (2003). « Platinum toxicity and gene expression in *Xenopus* embryos: Analysis by FETAX and differential display », *Atla-Alternatives to Laboratory Animals*, vol. 31, nº 4, p. 401-408.
- MONTICELLI, D., G. CARUGATI, A. CASTELLETTI, S. RECCHIA ET C. DOSSI (2010). « Design and development of a low cost, high performance UV digester prototype: Application to the determination of trace elements by stripping voltammetry », *Microchemical Journal*, vol. 95, nº 2, p. 158-163.
- MOORE, W., D. HYSELL, W. CROCKER ET J. STARA (1975a). « Biological fate of a single administration of ¹⁹¹Pt in rats following different routes of exposure », *Environmental Research*, vol. 9, nº 2, p. 152-158.
- MOORE, W., D. HYSELL, L. HALL, K. CAMPBELL ET J. STARA (1975b). « Preliminary studies on the toxicity and metabolism of palladium and platinum », *Environmental Health Perspectives*, vol. 10, p. 63-71.
- MOORE, W., M. MALANCHUK, W. CROCKER, D. HYSELL, A. COHEN ET J.F. STARA (1975c). « Whole body retention in rats of different ¹⁹¹Pt compounds following inhalation exposure », *Environmental Health Perspectives*, vol. 12, p. 35-39.
- MORCELLI, C.P.R., A.M.G. FIGUEIREDO, J.E.S. SARKIS, J. ENZWEILER, M. KAKAZU ET J.B. SIGOLO (2005). « PGEs and other traffic-related elements in roadside soils from Sao Paulo, Brazil », *Science of the Total Environment*, vol. 345, nº 1-3, p. 81-91.
- MORTON, O., H. PUCHELT, E. HERNANDEZ ET E. LOUNEJEVA (2001). « Traffic-related platinum group elements (PGE) in soils from Mexico City », *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 72, nº 3, p. 223-227.
- MOTELICA-HEINO, M., S. RAUCH, G.M. MORRISON ET O.F.X. DONARD (2001). « Determination of palladium, platinum and rhodium concentrations in urban road sediments by laser ablation-ICP-MS », *Analytica Chimica Acta*, vol. 436, nº 2, p. 233-244.
- MOUNTAIN, B.W., ET S.A. WOOD (1988). « Chemical controls on the solubility, transport, and deposition of platinum and palladium in hydrothermal solutions – A thermodynamic approach », *Economic Geology*, vol. 83, nº 3, p. 492-510.
- MULHOLLAND, R., ET A. TURNER (2011). « Accumulation of platinum group elements by the marine gastropod *Littorina littorea* », *Environmental Pollution*, vol. 159, nº 4, p. 977-982.
- NACHTIGALL, D., H. KOCK, S. ARTELT, K. LEVSEN, G. WÜNSCH, T. RÜHLE ET R. SCHLÖGL (1996). « Platinum solubility of a substance designed as a model for emissions of automobile catalytic converters », *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*, vol. 354, nº 5-6, p. 742-746.
- NEIRA, P., A. COBELO-GARCÍA, V. BESADA, J. SANTOS-ECHEANDÍA ET J. BELLAS (2015). « Evidence of increased anthropogenic emissions of platinum: Time-series analysis of mussels (1991-2011) of an urban beach », *Science of the Total Environment*, vol. 514, p. 366-370.

- NEWKIRK, C.E., Z.E. GAGNON ET I.E.P. SIZEMORE (2014). « Comparative study of hematological responses to platinum group metals, antimony and silver nanoparticles in animal models », *Journal of Environmental Science and Health Part A, Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, vol. 49, n° 3, p. 269-280.
- NIAIST (2005). *Atlas of Eh-pH diagrams. Intercomparison of thermodynamic databases*, Japan, National Institute of Advanced Industrial Science and Technology, Geological Survey of Japan Open File Report No.419, 285 p.
- NIEMELA, M., J. PIISPANEN, J. POIKOLAINEN ET P. PERAMAKI (2007). « Preliminary study of the use of terrestrial moss (*Pleurozium schreberi*) for biomonitoring traffic-related Pt and Rh deposition », *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 52, n° 3, p. 347-354.
- NIEMELÄ, M., P. PERÄMÄKI, J. PIISPANEN ET J. POIKOLAINEN (2004). « Determination of platinum and rhodium in dust and plant samples using microwave-assisted sample digestion and ICP-MS », *Analytica Chimica Acta*, vol. 521, n° 2, p. 137-142.
- NISCHKAUER, W., M.A. NEOUZE, F. VANHAECKE ET A. LIMBECK (2015). « Extraction and pre-concentration of platinum and palladium from microwave-digested road dust via ion exchanging mesoporous silica microparticles prior to their quantification by quadrupole ICP-MS », *Microchimica Acta*, vol. 182, n° 15, p. 2369-2376.
- NISKAARA, H., E. KONTAS ET C. REIMANN (2004). « Regional distribution and sources of Au, Pd and Pt in moss and O-, B- and C-horizon podzol samples in the European Arctic », *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, vol. 4, p. 143-159.
- OBATA, H., T. YOSHIDA ET H. OGAWA (2006). « Determination of picomolar levels of platinum in estuarine waters: A comparison of cathodic stripping voltammetry and isotope dilution-inductively coupled plasma mass spectrometry », *Analytica Chimica Acta*, vol. 580, n° 1, p. 32-38.
- ODIYO, J., M. HENDRICKS, R. BAPELA, L. MUGWEDI ET L. CHIMUKA (2006). « Metals in environmental media: a study of trace and platinum group metals in Thohoyandou, South Africa », *Water SA*, vol. 31, n° 4, p. 581-588.
- OKAMOTO, A., M. YAMAMURO ET N. TATARAZAKO (2015). « Acute toxicity of 50 metals to *Daphnia magna* », *Journal of Applied Toxicology*, vol. 35, n° 7, p. 824-830.
- OKORIE, I.A., J. ENWISTLE ET J.R. DEAN (2015). « Platinum group elements in urban road dust », *Current Science*, vol. 109, n° 5, p. 938-942.
- OMS-IPCS (2002). *Environmental Health Criteria 226: Palladium*, [En ligne], Genève, Organisation mondiale de la Santé, International Program of Chemical Safety, [<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc226.htm>].
- OMS-IPCS (1991). *Environmental Health Criteria n°125: Platinum*, [En ligne], Genève, Organisation mondiale de la Santé, International Programme on Chemical Safety, [<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc125.htm>].
- ORECCHIO, S., ET D. AMORELLO (2019). « Platinum and rhodium in potato samples by using voltammetric techniques », *Foods*, vol. 8, n° 2.
- ORECCHIO, S., ET D. AMORELLO (2010). « Platinum and rhodium associated with the leaves of *Nerium oleander* L.; analytical method using voltammetry; assessment of air quality in the Palermo (Italy) area », *Journal of Hazardous Materials*, vol. 174, n° 1-3, p. 720-727.

- OSTERAUER, R., C. FASSBENDER, T. BRAUNBECK ET H.R. KOHLER (2011). « Genotoxicity of platinum in embryos of zebrafish (*Danio rerio*) and ramshorn snail (*Marisa cornuarietis*) », *Science of the Total Environment*, vol. 409, n° 11, p. 2114-2119.
- OSTERAUER, R., H.R. KOHLER ET R. TRIEBSKORN (2010). « Histopathological alterations and induction of hsp70 in ramshorn snail (*Marisa cornuarietis*) and zebrafish (*Danio rerio*) embryos after exposure to PtCl₂ », *Aquatic Toxicology*, vol. 99, n° 1, p. 100-107.
- OSTERAUER, R., N. HAUS, B. SURES ET H.R. KOHLER (2009). « Uptake of platinum by zebrafish (*Danio rerio*) and ramshorn snail (*Marisa cornuarietis*) and resulting effects on early embryogenesis », *Chemosphere*, vol. 77, n° 7, p. 975-982.
- PALACIOS, M.A., M. GOMEZ, M. MOLDOVAN ET B. GOMEZ (2000). « Assessment of environmental contamination risk by Pt, Rh and Pd from automobile catalyst », *Microchemical Journal*, vol. 67, n° 1-3, p. 105-113.
- PALLAS, J.E., ET J.B. JONES (1978). « Platinum uptake by horticultural crops », *Plant and Soil*, vol. 50, n° 1, p. 207-212.
- PALMER, M.R., K.K. FALKNER, K.K. TUREKIAN ET S.E. CALVERT (1988). « Sources of osmium isotopes in manganese nodules », *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 52, n° 5, p. 1197-1202.
- PAN, S., Y. SUN, G. ZHANG ET P. CHAKRABORTY (2013). « Spatial distributions and characteristics of platinum group elements (PGEs) in urban dusts from China and India », *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 128, p. 153-157.
- PAN, S., G. ZHANG, Y. SUN ET P. CHAKRABORTY (2009). « Accumulating characteristics of platinum group elements (PGE) in urban environments, China », *Science of the Total Environment*, vol. 407, n° 14, p. 4248-4252.
- PAWLAK, J., E. LODYGA-CHRUĆINSKA ET J. CHRUSTOWICZ (2014). « Fate of platinum metals in the environment », *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, vol. 28, n° 3, p. 247-254.
- PETRUCCI, F., B. BOCCA, A. ALIMONTI ET S. CAROLI (2000). « Determination of Pd, Pt and Rh in airborne particulate and road dust by high-resolution ICP-MS: a preliminary investigation of the emission from automotive catalysts in the urban area of Rome », *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, vol. 15, n° 5, p. 525-528.
- PINO, A., A. ALIMONTI, M.E. CONTI ET B. BOCCA (2010). « Iridium, platinum and rhodium baseline concentration in lichens from Tierra del Fuego (South Patagonia, Argentina) », *Journal of Environmental Monitoring*, vol. 12, n° 10, p. 1857-1863.
- POURBAIX, M.J.N., J. VAN MUYLDER ET N. DE ZOUBOV (1959). « Electrochemical Properties of the Platinum Metals », *Platinum Metals Review*, vol. 3, n° 2, p. 47-53.
- POVAR, I., ET O. SPINU (2016). « Ruthenium redox equilibria 3. Pourbaix diagrams for the systems Ru-H₂O and Ru-Cl--H₂O », *Journal of Electrochemical Science and Engineering*, vol. 6, n° 1, p. 145-153.
- PRATT, C., ET B.G. LOTTERMOSER (2007). « Mobilisation of traffic-derived trace metals from road corridors into coastal stream and estuarine sediments, Cairns, northern Australia », *Environmental Geology*, vol. 52, n° 3, p. 437-448.
- PRICHARD, H.M., J. SAMPSON ET M. JACKSON (2009). « A further discussion of the factors controlling the distribution of Pt, Pd, Rh and Au in road dust, gullies, road sweeper and gully flusher sediment in the city of Sheffield, UK », *Science of the Total Environment*, vol. 407, n° 5, p. 1715-1725.

- PRICHARD, H.M., M.T. JACKSON ET J. SAMPSON (2008). « Dispersal and accumulation of Pt, Pd and Rh derived from a roundabout in Sheffield (UK): From stream to tidal estuary », *Science of the Total Environment*, vol. 401, n° 1-3, p. 90-99.
- PULS, C., A. LIMBECK ET S. HANN (2012). « Bioaccessibility of palladium and platinum in urban aerosol particulates », *Atmospheric Environment*, vol. 55, p. 213-219.
- PYRZYNSKA, K. (2000). « Monitoring of platinum in the environment », *Journal of Environmental Monitoring*, vol. 2, n° 6, 99N-103N.
- Qi, L., M.F. Zhou, Z. Zhao, J. Hu et Y. Huang (2011). « The characteristics of automobile catalyst-derived platinum group elements in road dusts and roadside soils: a case study in the Pearl River Delta region, South China », *Environmental Earth Sciences*, vol. 64, n° 6, p. 1683-1692.
- RACINE, K. (2016). *Étude de la répartition subcellulaire des éléments du groupe platine et des terres rares chez l'algue verte Chlamydomonas reinhardtii*, Mémoire (maîtrise en sciences de l'eau), Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, 91 p.
- RACIONERO-GOMEZ, B., A.D. SPROSON, D. SELBY, A. GANNOUN, D.R. GROCKE, H.C. GREENWELL ET K. W. BURTON (2017). « Osmium uptake, distribution, and Os-187/Os-188 and Re-187/Os-188 compositions in Phaeophyceae macroalgae, *Fucus vesiculosus*: Implications for determining the Os-187/Os-188 composition of seawater », *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 199, p. 48-57.
- RAO, C.R.M., ET G.S. REDDI (2000). « Platinum group metals (PGM); Occurrence, use and recent trends in their determination », *TrAC-Trends in Analytical Chemistry*, vol. 19, n° 9, p. 565-586.
- RAUCH, S., ET O.S. FATOKI (2013). « Anthropogenic Platinum Enrichment in the Vicinity of Mines in the Bushveld Igneous Complex, South Africa », *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 224, n° 1.
- RAUCH, S., ET G.M. MORRISON (2008). « Environmental relevance of the platinum-group elements », *Elements*, vol. 4, n° 4, p. 259-263.
- RAUCH, S., B. PEUCKER-EHRENBRINK, L.T. MOLINA, M.J. MOLINA, R. RAMOS ET H.F. HEMOND (2006). « Platinum group elements in airborne particles in Mexico City », *Environmental Science & Technology*, vol. 40, n° 24, p. 7554-7560.
- RAUCH, S., H.F. HEMOND, B. PEUCKER-EHRENBRINK, K.H. EK ET G.M. MORRISON (2005). « Platinum group element concentrations and osmium isotopic composition in urban airborne particles from Boston, Massachusetts », *Environmental Science & Technology*, vol. 39, n° 24, p. 9464-9470.
- RAUCH, S., H.F. HEMOND ET B. PEUCKER-EHRENBRINK (2004a). « Source characterisation of atmospheric platinum group element deposition into an ombrotrophic peat bog », *Journal of Environmental Monitoring*, vol. 6, n° 4, p. 335-343.
- RAUCH, S., M. PAULSSON, M. WILEWSKA, H. BLANCK ET G.M. MORRISON (2004b). « Short-term toxicity and binding of platinum to freshwater periphyton communities », *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 47, n° 3, p. 290-296.
- RAUCH, S., M. LU ET G.M. MORRISON (2001). « Heterogeneity of platinum group metals in airborne particles », *Environmental Science & Technology*, vol. 35, n° 3, p. 595-599.
- RAUCH, S. (2001). *On the Environmental Relevance of Platinum Group Elements*, Thèse (Ph. D.), Chalmers University of Technology, Göteborg, Suède, 62 p.

- RAUCH, S., G.M. MORRISON, M. MOTELICA-HEINO, O.F.X. DONARD ET M. MURIS (2000). « Elemental association and fingerprinting of traffic related metals in road sediments », *Environmental Science & Technology*, vol. 34, n° 15, p. 3119-3123.
- RAUCH, S., ET G.M. MORRISON (1999). « Platinum uptake by the freshwater isopod *Asellus aquaticus* in urban rivers », *Science of the Total Environment*, vol. 235, n° 1-3, p. 261-268.
- RAVINDRA, K., L. BENCS ET R. VAN GRIEKEN (2004). « Platinum group elements in the environment and their health risk », *Science of the Total Environment*, vol. 318, n° 1-3, p. 1-43.
- REIMANN, C., A. ARNOLDUSSEN, R. BOYD, T.E. FINNE, O. NORDGULEN, T. VOLDEN ET P. ENGLMAIER (2006). « The influence of a city on element contents of a terrestrial moss (*Hylocomium splendens*) », *Science of the Total Environment*, vol. 369, n° 1-3, p. 419-432.
- REITH, F., S. G. CAMPBELL, A. S. BALL, A. PRING, AND G. SOUTHAM (2014). « Platinum in Earth surface environments », *Earth-Science Reviews*, vol. 131, p. 1-21.
- RENCZ, A.N., ET G.E.M. HALL (1992). « Platinum group elements and Au in arctic vegetation growing on gossans, Keewatin District, Canada », *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 43, n° 3, p. 265-279.
- RIBEIRO, A.P., A.M.G. FIGUEIREDO, J.E.S. SARKIS, M.A. HORTELLANI ET B. MARKERT (2012). « First study on anthropogenic Pt, Pd, and Rh levels in soils from major avenues of Sao Paulo City, Brazil », *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 184, n° 12, p. 7373-7382.
- RIESE, W.C., ET G.K. ARP (1986). « Biogeochemical exploration for platinum deposits in the Stillwater Complex, Montana », *Mineral Exploration, Biological Systems and Organic Matter*, vol. 5, p. 171-182.
- RIGA-KARANDINOS, A.N., C.J. SAITANIS ET G. ARAPIS (2006). « First study of anthropogenic platinum group elements in roadside top-soils in Athens, Greece », *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 172, n° 1-4, p. 3-20.
- RIGA-KARANDINOS, A.N., ET C.J. SAITANIS (2004). « Biomonitoring of concentrations of platinum group elements and their correlations to other metals », *International Journal of Environment and Pollution*, vol. 22, n° 5, p. 563-579.
- RINKOVEC, J., G. PEHNEC, R. GODEC, S. DAVILA ET I. BEŠLIĆ (2018). « Spatial and temporal distribution of platinum, palladium and rhodium in Zagreb air », *Science of the Total Environment*, vol. 636, p. 456-463.
- RIoux, G. (2018). *Spéciation du platine en présence de matière organique naturelle et biodisponibilité pour l'algue verte Chlamydomonas reinhardtii*, Mémoire (maîtrise en sciences de l'eau), Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, 149 p + annexes.
- Rodushkin, I., E. Engstrom, D. Sorlin, D. Baxter, B. Hornfeldt, E. Nyholm et F. Ecke (2011). « Uptake and Accumulation of Anthropogenic Os in Free-Living Bank Voles (*Myodes glareolus*) », *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 218, n° 1-4, p. 603-610.
- RONCHINI, M., L. CHERCHI, S. CANTAMESSA, M. LANFRANCHI, A. VIANELLI, P. GEROLA, G. BERTA ET A. FUMAGALLI (2015). « Palladium uptake by *Pisum sativum*: partitioning and effects on growth and reproduction », *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 22, n° 10, 7600-7611.
- ROSHCHIN, A.V., V.G. VESELOV ET A.I. PANOVA (1984). « Industrial toxicology of metals of the platinum group », *Journal of Hygiene, Epidemiology, Microbiology and Immunology*, vol. 28, n° 1, p. 17-24.

- ROY, G. (2009). *Les éléments du groupe platine (Pd, Pt et Rh) dans les eaux de surface et leur toxicité chez l'algue verte Chlamydomonas reinhardtii*, Mémoire (maîtrise en sciences de l'eau), Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, 162 p.
- RUCHTER, N., ET B. SURES (2015). « Distribution of platinum and other traffic related metals in sediments and clams (*Corbicula* sp.) », *Water Research*, vol. 70, p. 313-324.
- SABBIONI, E., S. FORTANER, S. MANENTI, F. GROPPi, M. BONARDI, S. BOSISIO ET M. DI GIOACCHINO (2015). « The metallobiochemistry of ultratrace levels of platinum group elements in the rat », *Metallomics*, vol. 7, n° 2, p. 267-276.
- SAKO, A., L. LOPES ET A.N. ROYCHOUDHURY (2009). « Adsorption and surface complexation modeling of palladium, rhodium and platinum in surficial semi-arid soils and sediment », *Applied Geochemistry*, vol. 24, n° 1, p. 86-95.
- SASSANI, D.C., ET E.L. SHOCK (1998). « Solubility and transport of platinum-group elements in supercritical fluids: Summary and estimates of thermodynamic properties for ruthenium, rhodium, palladium, and platinum solids, aqueous ions, and complexes to 1000 degrees C and 5 kbar », *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 62, n° 15, p. 2643-2671.
- SAWASDEE, B., ET H.R. KOHLER (2010). « Metal sensitivity of the embryonic development of the ramshorn snail *Marisa cornuarietis* (Prosobranchia) », *Ecotoxicology*, vol. 19, n° 8, p. 1487-1495.
- SCHÄFER, J., J.D. ECKHARDT, Z.A. BERNER ET D. STUBEN (1999). « Time-dependent increase of traffic-emitted platinum-group elements (PGE) in different environmental compartments », *Environmental Science & Technology*, vol. 33, n° 18, p. 3166-3170.
- SCHÄFER, J., D. HANNKER, J.D. ECKHARDT ET D. STÜBEN (1998). « Uptake of traffic-related heavy metals and platinum group elements (PGE) by plants », *Science of the Total Environment*, vol. 215, n° 1-2, p. 59-67.
- SCHEFF, P.A., R.A. WADDEN, K K.L. TICHO, J.J. NAKONECHNIY, M. PRODANCHUK ET D.O. HRYHORCZUK (1997). « Toxic air pollutants in Chernivtsi, Ukraine », *Environment International*, vol. 23, n° 3, p. 273-290.
- SCHERTZINGER, G., S. ZIMMERMANN, D. GRABNER ET B. SURES (2017). « Assessment of sublethal endpoints after chronic exposure of the nematode *Caenorhabditis elegans* to palladium, platinum and rhodium », *Environmental Pollution*, vol. 230, p. 31-39.
- SCHIERL, R. (2000). « Environmental monitoring of platinum in air and urine », *Microchemical Journal*, vol. 67, n° 1-3, p. 245-248.
- SCHIERL, R., ET G. FRUHMANN (1996). « Airborne platinum concentrations in Munich city buses », *Science of the Total Environment*, vol. 182, n° 1-3, p. 21-23.
- SEN, I.S., A. MITRA, B. PEUCKER-EHRENBRINK, S.E. ROTHENBERG, S.N. TRIPATHI ET M. BIZIMIS (2016). « Emerging airborne contaminants in India: Platinum Group Elements from catalytic converters in motor vehicles », *Applied Geochemistry*, vol. 75, p. 100-106.
- SEN, I.S., B. PEUCKER-EHRENBRINK ET N. GEBOY (2013). « Complex Anthropogenic Sources of Platinum Group Elements in Aerosols on Cape Cod, USA », *Environmental Science & Technology*, vol. 47, n° 18, p. 10188-10196.
- SHAMS, L., A. TURNER, G.E. MILLWARD ET M.T. BROWN (2014). « Extra- and intra-cellular accumulation of platinum group elements by the marine microalga, *Chlorella stigmatophora* », *Water Research*, vol. 50, p. 432-440.

- SHIMAMURA, T., M. IWASHITA, S. IJIMA, M. SHINTANI ET Y. TAKAKU (2007). « Major to ultra trace elements in rainfall collected in suburban Tokyo », *Atmospheric Environment*, vol. 41, n° 33, p. 6999-7010.
- SINGER, C., S. ZIMMERMANN ET B. SURES (2005). « Induction of heat shock proteins (hsp70) in the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) following exposure to platinum group metals (platinum, palladium and rhodium): Comparison with lead and cadmium exposures », *Aquatic Toxicology*, vol. 75, n° 1, p. 65-75.
- SLANSKY, E., Z. JOHAN, M. OHNENSTETTER, L. M. BARRON ET D. SUPPEL (1991). « Platinum mineralization in the alaskan-type intrusive complexes near Fifield, NSW, Australia, Part 2. Platinum-group minerals in placer deposits at Fifield », *Mineralogy and Petrology*, vol. 43, n° 3, p. 161-180.
- SØRENSEN, S.N., C. ENGELBREKT, H.C.H. LÜTZHØFT, J. JIMÉNEZ-LAMANA, J.S. NOORI, F.A. ALATRAKTCHI, C.G. DELGADO, V.I. SLAVEYKOVA ET A. BAUN (2016). « A Multimethod Approach for Investigating Algal Toxicity of Platinum Nanoparticles », *Environmental Science & Technology*, vol. 50, n° 19, p. 10635-10643.
- SOYOL-ERDENE, T.O., Y. HUH, S. HONG ET S.D. HUR (2011a). « A 50-year record of platinum, iridium, and rhodium in antarctic snow: volcanic and anthropogenic sources », *Environmental Science & Technology*, vol. 45, n° 14, p. 5929-5935.
- SOYOL-ERDENE, T.O., Y. HAN, B. LEE ET Y. HUH (2011b). « Sources and fluxes of Pt, Ir and REE in the Seoul metropolitan area through wet scavenging processes », *Atmospheric Environment*, vol. 45, n° 11, p. 1970-1978.
- SPADA, N., A. BOZLAKER ET S. CHELLAM (2012). « Multi-elemental characterization of tunnel and road dusts in Houston, Texas using dynamic reaction cell-quadrupole-inductively coupled plasma-mass spectrometry: Evidence for the release of platinum group and anthropogenic metals from motor vehicles », *Analytica Chimica Acta*, vol. 735, p. 1-8.
- SPAZIANI, F., M. ANGELONE, A. COLETTA, A. SALLUZZO ET C. CREMISINI (2008). « Determination of Platinum Group Elements and Evaluation of Their Traffic-Related Distribution in Italian Urban Environments », *Analytical Letters*, vol. 41, n° 14, p. 2658-2683.
- SPERANZA, A., K. LEOPOLD, M. MAIER, A. R. TADDEI ET V. SCOCCIANTI (2010). « Pd-nanoparticles cause increased toxicity to kiwifruit pollen compared to soluble Pd(II) », *Environmental Pollution*, vol. 158, n° 3, p. 873-882.
- STAHLER, A.C., J.L. MONAHAN, J.M. DAGHER, J.D. BAKER, M.M. MARKOPOULOS, D.B. IRAGENA, B.M. NEJAME, R. SLAUGHTER, D. FELKER, L.W. BURGGRAB, L.A.C. ISAAC, D. GROSSIE, Z.E. GAGNON ET I.E.P. SIZEMORE (2013). « Evaluating the abnormal ossification in tibiotarsi of developing chick embryos exposed to 1.0 ppm doses of platinum group metals by spectroscopic techniques », *Bone*, vol. 53, n° 2, p. 421-429.
- SUCHA, V., M. MIHALJEVIC, V. ETTLER ET L. STRNAD (2016). « The pH-dependent release of platinum group elements (PGEs) from gasoline and diesel fuel catalysts: Implication for weathering in soils », *Journal of Environmental Management*, vol. 171, p. 52-59.

- SUORANTA, T., M. NIEMELA, J. POIKOLAINEN, J. PIISPANEN, S.N.H. BOKHARI, T. MEISEL ET P. PERAMAKI (2016). « Active biomonitoring of palladium, platinum, and rhodium emissions from road traffic using transplanted moss », *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 23, n° 16, p. 16790-16801.
- SURES, B., ET S. ZIMMERMANN (2007). « Impact of humic substances on the aqueous solubility, uptake and bioaccumulation of platinum, palladium and rhodium in exposure studies with *Dreissena polymorpha* », *Environmental Pollution*, vol. 146, n° 2, p. 444-451.
- SURES, B., F. THIELEN, F. BASKA, J. MESSERSCHMIDT ET A. VON BOHLEN (2005). « The intestinal parasite *Pomphorhynchus laevis* as a sensitive accumulation indicator for the platinum group metals Pt, Pd, and Rh », *Environmental Research*, vol. 98, n° 1, p. 83-88.
- SURES, B., S. ZIMMERMANN, C. SONNTAG, D. STUBEN ET H. TARASCHEWSKI (2003). « The acanthocephalan *Paratenuisentis ambiguus* as a sensitive indicator of the precious metals Pt and Rh from automobile catalytic converters », *Environmental Pollution*, vol. 122, n° 3, p. 401-405.
- SURES, B., S. ZIMMERMANN, J. MESSERSCHMIDT ET A. VON BOHLEN (2002). « Relevance and analysis of traffic related platinum group metals (Pt, Pd, Rh) in the aquatic biosphere, with emphasis on palladium », *Ecotoxicology*, vol. 11, n° 5, p. 385-392.
- SURES, B., S. ZIMMERMANN, J. MESSERSCHMIDT, A. VON BOHLEN ET F. ALT (2001). « First report on the uptake of automobile catalyst emitted palladium by European eels (*Anguilla anguilla*) following experimental exposure to road dust », *Environmental Pollution*, vol. 113, n° 3, p. 341-345.
- SUTHERLAND, R.A., D.G. PEARSON ET C.J. OTTLEY (2007). « Platinum-group elements (Ir, Pd, Pt and Rh) in road-deposited sediments in two urban watersheds, Hawaii », *Applied Geochemistry*, vol. 22, n° 7, p. 1485-1501.
- SUZUKI, A., H. OBATA, A. OKUBO ET T. GAMO (2014). « Precise determination of dissolved platinum in seawater of the Japan Sea, Sea of Okhotsk and western North Pacific Ocean », *Marine Chemistry*, vol. 166, p. 114-121.
- TÉTRAULT, G. (2014). *Influence de la physico-chimie du milieu (pH, NH_4^+ , Ca^{2+}) sur l'internalisation et la toxicité du platine et du palladium chez l'algue verte : *Chlamydomonas reinhardtii**, Mémoire (maîtrise en sciences de l'eau), Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, 110 p.
- TILCH, J., M. SCHUSTER ET M. SCHWARZER (2000). « Determination of palladium in airborne particulate matter in a German city », *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*, vol. 367, n° 5, p. 450-453.
- TRIPATHY, S.S., S.B. KANUNGO ET S.K. MISHRA (2001). « The electrical double layer at hydrous manganese dioxide/electrolyte interface », *Journal of Colloid Interface Science*, vol. 241, n° 1, p. 112-119.
- TSOGAS, G.Z., D.L. GIOKAS, A.G. VLESSIDIS, M. ALOUPI ET M.O. ANGELIDIS (2009). « Survey of the Distribution and Time-Dependent Increase of Platinum-Group Element Accumulation Along Urban Roads in Ioannina (NW Greece) », *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 201, n° 1-4, p. 265-281.
- TUIT, C.B., G.E. RAVIZZA ET M.H. BOTHNER (2000). « Anthropogenic platinum and palladium in the sediments of Boston harbor », *Environmental Science & Technology*, vol. 34, n° 6, p. 927-932.
- TURNER, A., ET K.T. WU (2007). « Removal of platinum group elements in an estuarine turbidity maximum », *Marine Chemistry*, vol. 107, n° 3, p. 295-307.

- TURNER, A., M.S.LEWIS, L. SHAMS ET M.T. BROWN (2007). « Uptake of platinum group elements by the marine macroalga, *Ulva lactuca* », *Marine Chemistry*, vol. 105, n° 34, p. 271-280.
- TWIGG, M.V. (2011). « Catalytic control of emissions from cars », *Catalysis Today*, vol. 163, n° 1, p. 33-41.
- UGUR, A., B. OZDEN, M.M. SAC ET G. YENER (2003). « Biomonitoring of Po-210 and Pb-210 using lichens and mosses around a uraniferous coal-fired power plant in western Turkey », *Atmospheric Environment*, vol. 37, p. 2237-2245.
- USGS (U.S. GEOLOGICAL SURVEY) (2021). « *Mineral Commodity Summaries – Platinum-group metals* ». [En ligne], [<https://pubs.usgs.gov/periodicals/mcs2021/mcs2021-platinum.pdf>].
- VAN DE VELDE, K., C. BARBANTE, G. COZZI, I. MORET, T. BELLOMI, C. FERRARI ET C. BOUTRON (2000). « Changes in the occurrence of silver, gold, platinum, palladium and rhodium in Mont Blanc ice and snow since the 18th century », *Atmospheric Environment*, vol. 34, n° 19, p. 3117-3127.
- VAN MIDDLESWORTH, J.M., ET S.A. WOOD (1999). « The stability of palladium(II) hydroxide and hydroxy-chloride complexes: an experimental solubility study at 25-85 degrees C and 1 Bar », *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 63, n° 11-12, p. 1751-1765.
- VANNINI, C., G. DOMINGO, M. MARSONI, A. FUMAGALLI, R. TERZAGHI, M. LABRA, F. DE MATTIA, E. ONELLI ET M. BRACALE (2011). « Physiological and molecular effects associated with palladium treatment in *Pseudokirchneriella subcapitata* », *Aquatic Toxicology*, vol. 102, n° 1-2, p. 104-113.
- VELTZ, I., F. ARSAC, S. BIAGIANTI-RISBOURG, F. HABETS, H. LECHENAULT ET G. VERNET (1996). « Effects of platinum (Pt⁴⁺) on *Lumbriculus variegatus* Muller (Annelida, Oligochaetae): Acute toxicity and bioaccumulation », *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 31, n° 1, p. 63-67.
- VERSTRAETE, D., J. RIONDATO, J. VERCAUTEREN, F. VANHAECHE, L. MOENS, R. DAMS ET M. VERLOO (1998). « Determination of the uptake of [Pt(NH₃)₄](NO₃)₂ by grass cultivated on a sandy loam soil and by cucumber plants, grown hydroponically », *Science of the Total Environment*, vol. 218, n° 2-3, p. 153-60.
- VYAS, N., A. TURNER ET G. SEWELL (2014). « Platinum-based anticancer drugs in waste waters of a major UK hospital and predicted concentrations in recipient surface waters », *Science of the Total Environment*, vol. 493, p. 324-329.
- WANG, X.S., ET C. SUN (2009). « Pt and Pd concentrations and source in urban roadside soils from Xuzhou, China », *Environmental Geology*, vol. 56, n° 6, p. 1129-1133.
- WANG, J., R.H. ZHU ET Y.Z. SHI (2007). « Distribution of platinum group elements in road dust in the Beijing metropolitan area, China », *Journal of Environmental Sciences*, vol. 19, n° 1, p. 29-34.
- WARD, N.I., ET L.M. DUDDING (2004). « Platinum emissions and levels in motorway dust samples: influence of traffic characteristics », *Science of the Total Environment*, vol. 334, p. 457-463.
- WEI, C., ET G.M. MORRISON (1994). « Platinum in road dusts and urban river sediments », *Science of the Total Environment*, vol. 147, p. 169-174.
- WHITELEY, J.D., ET F. MURRAY (2003). « Anthropogenic platinum group element (Pt, Pd and Rh) concentrations in road dusts and roadside soils from Perth, Western Australia », *Science of the Total Environment*, vol. 317, n° 1-3, p. 121-135.

- WHYTE, J.N.C., ET J.A. BOUTILLIER (1991). « Concentrations of inorganic elements and fatty-acids in geographic populations of the spot prawn *Pandalus-platyceros* », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 48, n° 3, p. 382-390.
- WISEMAN, C.L.S., J.J. NIU, C. LEVESQUE, M. CHENIER ET P.E. RASMUSSEN (2018). « An assessment of the inhalation bioaccessibility of platinum group elements in road dust using a simulated lung fluid », *Environmental Pollution*, vol. 241, p. 1009-1017.
- WISEMAN, C.L.S., Z.H. POUR ET F. ZEREINI (2016). « Platinum group element and cerium concentrations in roadside environments in Toronto, Canada », *Chemosphere*, vol. 145, p. 61-67.
- WISEMAN, C.L., ET F. ZEREINI (2009). « Airborne particulate matter, platinum group elements and human health: A review of recent evidence », *Science of the Total Environment*, vol. 407, n° 8, p. 2493-2500.
- WOOD, S.A., ET C. NORMAND (2008). « Mobility of palladium chloride complexes in mafic rocks: Insights from a flow-through experiment at 25 °C using air-saturated, acidic, and Cl⁻ rich solutions », *Mineralogy and Petrology*, vol. 92, n° 1, p. 81-97.
- WOOD, S.A. (1996). « The role of humic substances in the transport and fixation of metals of economic interest (Au, Pt, Pd, U, V) », *Ore Geology Reviews*, vol. 11, n° 1, p. 1-31.
- WOOD, S.A., C.D. TAIT, D. VLASSOPOULOS ET D.R. JANECKY (1994). « Solubility and spectroscopic studies of the interaction of palladium with simple carboxylic acids and fulvic acid at low temperature », *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 58, n° 2, p. 625-637.
- WOOD, S.A. (1990). « The interaction of dissolved platinum with fulvic acid and simple organic acid analogues in aqueous solutions », *The Canadian Mineralogist*, vol. 28, n° 3, p. 665-673.
- WOOD, S.A., ET D. VLASSOPOULOS (1990). « The dispersion of Pt, Pd and Au in surficial media about two PGE-Cu-Ni prospects in Quebec », *The Canadian Mineralogist*, vol. 28, n° 3, p. 649-663.
- WREN, M., ET Z.E. GAGNON (2014). « A histopathological study of Hudson River crayfish, *Orconectes virilis*, exposed to platinum group metals », *Journal of Environmental Science and Health Part A, Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, vol. 49, n° 2, p. 135-145.
- YONG, P., N.A. ROWSON, J.P.G. FARR, I.R. HARRIS ET L.E. MACASKIE (2002). « Bioaccumulation of palladium by *Desulfovibrio desulfuricans* », *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, vol. 77, n° 5, p. 593-601.
- ZAYKOV, V.V., I.Y. MELEKESTSEVA, E.V. ZAYKOVA, V.A. KOTLYAROV ET Y.D. KRAYNEV (2017). « Gold and platinum group minerals in placers of the South Urals: Composition, microinclusions of ore minerals and primary sources », *Ore Geology Reviews*, vol. 85, p. 299-320.
- ZECHMEISTER, H.G., H. HAGENDORFER, D. HOHENWALLNER, A. HANUS-ILLNAR ET A. RISS (2006). « Analyses of platinum group elements in mosses as indicators of road traffic emissions in Austria », *Atmospheric Environment*, vol. 40, n° 40, p. 7720-7732.
- ZEREINI, F., C.L.S. WISEMAN, J. POPRIZKI, P. ALBERS, W. SCHNEIDER ET K. LEOPOLD (2017). « Assessing the potential of inorganic anions (Cl⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻ and PO₄³⁻) to increase the bioaccessibility of emitted palladium in the environment: Experimental studies with soils and a Pd model substance », *Environmental Pollution*, vol. 220, p. 1050-1058.

- ZEREINI, F., F. ALT, J. MESSERSCHMIDT, A. VON BOHLEN, K. LIEBL ET W. PUTTMANN (2004). « Concentration and distribution of platinum group elements (Pt, Pd, Rh) in airborne particulate matter in Frankfurt am Main, Germany », *Environmental Science & Technology*, vol. 38, n° 6, p. 1686-1692.
- ZEREINI, F., C. WISEMAN, F. ALT, J. MESSERSCHMIDT, J. MULLER ET H. URBAN (2001). « Platinum and rhodium concentrations in airborne particulate matter in Germany from 1988 to 1998 », *Environmental Science & Technology*, vol. 35, n° 10, p. 1996-2000.
- ZEREINI, F., B. SKERSTUPP, F. ALT, E. HELMERS ET H. URBAN (1997). « Geochemical behaviour of platinum-group elements (PGE) in particulate emissions by automobile exhaust catalysts: experimental results and environmental investigations », *Science of the Total Environment*, vol. 206, n° 2-3, p. 137-146.
- ZHANG, L., Y.F. WANG, Y.Y. LIU, Z.F. LI ET X.R. LI (2019). « Variation of platinum group elements (PGE) in airborne particulate matter (PM_{2.5}) in the Beijing urban area, China: A case study of the 2014 APEC summit », *Atmospheric Environment*, vol. 198, p. 70-76.
- ZHITENKO, L.P., I.N. KISELEVA ET E.G. KHOMUTOVA (2016). « Methods for studying anthropogenic environmental pollution with platinum group metals (Review) », *Inorganic Materials*, vol. 52, n° 14, p. 1370-1376.
- ZIMMERMANN, S., C. WOLFF ET B. SURES (2017). « Toxicity of platinum, palladium and rhodium to *Daphnia magna* in single and binary metal exposure experiments », *Environmental Pollution*, vol. 224, p. 368-376.
- ZIMMERMANN, S., J. MESSERSCHMIDT, A. VON BOHLEN ET B. SURES (2005a). « Uptake and bioaccumulation of platinum group metals (Pd, Pt, Rh) from automobile catalytic converter materials by the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) », *Environmental Research*, vol. 98, n° 2, p. 203-209.
- ZIMMERMANN, S., A. VON BOHLEN, J. MESSERSCHMIDT ET B. SURES (2005b). « Accumulation of the precious metals platinum, palladium and rhodium from automobile catalytic converters in *Paratenuisentis ambiguus* as compared with its fish host, *Anguilla anguilla* ». *Journal of Helminthology*, vol. 79, n° 1, p. 85-89.
- ZIMMERMANN, S., U. BAUMANN, H. TARASCHEWSKI ET B. SURES (2004). « Accumulation and distribution of platinum and rhodium in the European eel *Anguilla anguilla* following aqueous exposure to metal salts », *Environmental Pollution*, vol. 127, n° 2, p. 195-202.
- ZIMMERMANN, S., ET B. SURES (2004). « Significance of platinum group metals emitted from automobile exhaust gas converters for the biosphere », *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 11, n° 3, p. 194-199.
- ZIMMERMANN, S., F. ALT, J. MESSERSCHMIDT, A. VON BOHLEN, H. TARASCHEWSKI ET B. SURES (2002). « Biological availability of traffic-related platinum-group elements (palladium, platinum, and rhodium) and other metals to the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in water containing road dust », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 21, n° 12, p. 2713-2718.



**Environnement
et Lutte contre
les changements
climatiques**

Québec

