

# 16

## Approches économiques et socio-économiques

L'approche économique du saturnisme se situe en aval de la détermination et de l'évaluation des risques et vise à apporter des éléments d'appréciation facilitant leur gestion. Ce faisant, elle cumule les incertitudes propres aux mécanismes du saturnisme (chimiques, biologiques, épidémiologiques, statistiques, médicaux...) et ses propres incertitudes (d'ordre monétaire). Il n'est donc guère surprenant que les ordres de grandeurs soient larges, comme l'illustrent les résultats de l'évaluation du coût d'un programme de réduction des risques dans l'habitat pour l'ensemble des Etats-Unis en 1992 : le *House Committee* aboutit à un coût de 10 milliards de dollars, alors que, pour le *Senate Committee*, ce coût s'élèverait à 200 milliards de dollars (Kraft et Scheberle, 1995).

Le manque d'études françaises (elles ne représentent que 10 % des sources consultées, le reste étant d'origine anglo-saxonne) conduit à présenter les études étrangères, avec les risques inhérents aux transpositions, accrus par les distorsions liées aux niveaux de vie, aux habitudes de consommation ou aux spécificités des systèmes de soins. En l'absence de données nationales, les résultats étrangers ont été adaptés à la situation de la France, en essayant de tenir compte des hypothèses des études initiales. Enfin, les divers articles ayant un rapport avec l'économie sont plutôt le fait de spécialistes de la santé ou de techniciens traitant d'un problème particulier que d'économistes, si bien qu'un certain nombre de réflexions sur le caractère irréversible des intoxications, sur la prise en compte du futur ou les imbrications des effets dans le temps n'ont pas été mentionnées.

Ce chapitre présentera d'abord les déterminants individuels (groupe ethnique, revenu, lieu de résidence) susceptibles de traduire des disparités dans les plombémies, ainsi qu'une évaluation de la population touchée en France. Les trois principales sources de contamination, l'air (et les sols), l'eau de boisson et l'habitat ainsi que les coûts associés à leur réduction seront ensuite abordés. Différentes stratégies de dépistage seront évaluées en mentionnant les polémiques qu'elles ont engendrées. Enfin, les bénéfices sanitaires à attendre d'une réduction du niveau de plombémie moyen de la population et d'une réduction

du niveau de plombémie de la population la plus exposée (plombémies supérieures à 250 µg/l) seront présentés.

## **Disparités individuelles en termes d'exposition de la population**

En dehors des sources industrielles locales d'émission (usines de raffinage ou de transformation du plomb), les teneurs en plomb les plus élevées se rencontrent chez les populations des centres urbains, en particulier celles aux revenus les plus faibles, et généralement non blanches, pour les Etats-Unis, ou immigrées pour la France. Les raisons avancées tiennent au fait que ces populations sont les plus exposées à une contamination par l'habitat, parce qu'elles résident dans les zones les plus pauvres des centres urbains, dans un habitat en moyenne plus ancien donc plus dégradé, et parce qu'elles sont en majorité en location alors que les propriétaires n'effectuent pas les travaux d'entretien nécessaires. De plus, les critères de pauvreté sont plus souvent associés à des carences en minéraux, connues pour favoriser la fixation du plomb dans l'organisme (Sargent, 1994).

Aux Etats-Unis, l'enquête *National health and nutrition examination survey-II* (NHANES-II) menée entre 1976 et 1980 met en évidence des différences selon la race. La proportion d'enfants de moins de 6 ans dépassant la concentration de 300 µg/l dans le sang (norme maximale admissible entre 1981 et 1986) est de 12,2 % pour les enfants d'origine afro-américaine, contre 2 % pour ceux de race blanche (Farfel, 1985). La différence est aussi nette entre la population la plus défavorisée (11 % des enfants) et la classe moyenne (1,2 % des enfants).

Dans l'enquête de l'*Agency for toxic substances and disease registry* (ATSDR) de 1988, la proportion d'enfants de moins de 6 ans dépassant la concentration de 150 µg/l est de 26,6 % pour les enfants d'origine afro-américaine, contre 7,1 % pour ceux de type caucasien (Lively, 1994). Ember (1992), à partir de la même enquête, distingue les proportions d'enfants de moins de 5 ans dépassant 250 µg/l en fonction de l'ethnie et des revenus. Pour les familles du centre des villes dont le revenu est inférieur à 6 000 dollars, 68 % des enfants d'origine afro-américaine et 36 % de ceux de race blanche dépassent ce seuil. Lorsque le revenu familial excède 15 000 dollars, ces proportions sont respectivement de 38 % et 12 %. Cela semble indiquer que les différences ne doivent pas uniquement être attribuées à un effet revenu mais sont à rechercher également dans des comportements spécifiques aux enfants de ces populations ou dans un type d'habitat différent. L'enquête de l'ATSDR indique qu'au sein de certaines communautés urbaines, la moitié des enfants afro-américains risque des séquelles permanentes liées à des concentrations de plomb élevées dans le sang.

L'enquête NHANES-III, plus récente (1988-1991), fait apparaître une très nette diminution des concentrations de plomb dans la population, puisque la moyenne géométrique passe de 128 µg/l dans NHANES-II à 28 µg/l. D'après Kraft et Scheberle (1995), la proportion d'enfants de moins de 6 ans dépassant 100 µg/l (norme au-dessus de laquelle l'*Environment protection Agency* (EPA), depuis 1992, considère qu'il y a intoxication) est de 8,9 % dans l'ensemble de la population (soit 1,7 million d'enfants), mais de 21,6 % chez les enfants d'origine afro-américaine.

L'âge est également un facteur d'importance puisque, à partir de cette même enquête, Miceli et coll. (1995) déterminent que 11,5 % des enfants entre 1 et 2 ans ont un niveau de plombémie supérieur à 100 µg/l et 0,6 % au-dessus de 250 µg/l. Ces chiffres sont respectivement de 7,3 % et 0,4 % pour les enfants de 3 à 5 ans.

Une enquête de l'EPA sur 83 villes du Middle West conduit à une proportion de 12 % d'enfants de moins de 6 ans dépassant 100 µg/l pour la population infantine urbaine, parmi lesquels 40 % sont d'origine afro-américaine ou hispanique (Kraft et Scheberle, 1995). Certains, comme le directeur du projet, pensent même que ces résultats sont encore en dessous de la réalité (Sanders, 1994).

En France, dans le cadre d'une campagne de dépistage menée par le Système national de surveillance du saturnisme infantile (SNSSI) entre 1992 et 1996, la plombémie de 13 381 enfants de 6 mois à 6 ans a été mesurée, ces enfants étant dépistés sur des critères de risque liés à l'ancienneté et à la dégradation de l'habitat, au comportement (pica) et à des anémies (RNSP-DGS, 1997). Parmi les enfants à risque résidant en région parisienne, 47 % sont d'origine sub-saharienne, 21 % d'Afrique du Nord ou du Moyen-Orient, les 32 % restant d'origine européenne. Dans le reste de la France (qui ne représente toutefois qu'un quart des plombémies mesurées), 27 % sont originaires d'Afrique du Nord ou du Moyen-Orient, mais la majorité est d'origine européenne.

Concernant le risque hydrique, on constate également une inégalité devant l'exposition. Dans les régions à terrains primaires, les caractéristiques de l'eau augmentent la teneur hydrique en plomb lorsque la distribution se fait dans des canalisations contenant du plomb. C'est le cas chez les populations métropolitaines habitant dans les Vosges, en Bretagne ou dans le Massif central, soit environ 6 000 unités de distribution d'eau et 3,7 millions de personnes (DGS, 1996). Dans les deux premières régions, des mesures ont été prises depuis plusieurs années si bien que la population semble relativement épargnée, mais ce n'est pas le cas pour le Massif central. Dans les DOM-TOM, c'est l'ensemble de la population qui est exposée, soit 1,1 million de personnes (DGS, 1996).

Dans l'étude INSERM-RNSP, sur 3 445 enfants de 1 à 6 ans sélectionnés aléatoirement en France, on constate que 1,94 % a une plombémie supérieure à 100 µg/l et 0,2 % supérieure à 200 µg/l. Pour les appelés du contingent (4 208), ces chiffres sont respectivement de 5,5 % et 0,6 %. Avec 3,920 millions d'enfants de 1 à 6 ans (recensement INSEE 1990), ces chiffres conduisent à environ 85 500 enfants ayant une plombémie supérieure à 100 µg/l, et 12 400 une plombémie supérieure à 200 µg/l. Toutefois, cette étude, en raison de son mode de sélection aléatoire, sous-estime sans doute la part des plombémies élevées dans la population par manque d'échantillonnage dans les zones concernées.

Le SNSSI établit, sur un échantillon de 13 381 enfants présentant des facteurs de risque, que 32,2 % des plombémies sont supérieures à 100 µg/l, 5,8 % supérieures à 250 µg/l et 1,4 % supérieure à 700 µg/l (RNSP-DGS, 1997). La population des enfants à risque de 6 mois à 6 ans est très mal définie, mais sur la base de sources du ministère de la Santé reprises par la presse (AFP du 27 novembre 1997 et France-Soir du 28 novembre 1997), on peut l'évaluer entre 150 000 et 200 000. L'approximation du nombre d'enfants dont la plombémie serait supérieure à 100 µg/l est alors comprise entre 48 000 et 66 000, au-dessus de 250 µg/l comprise entre 8 700 et 11 600, et dépassant 700 µg/l entre 2 100 et 2 800.

### **Coûts associés à la lutte contre les principales sources de pollution**

La forte diminution des apports atmosphériques de plomb résulte essentiellement de la disparition progressive de l'essence plombée, favorisée par la part croissante du diesel qui, depuis 1991, est le carburant le plus vendu en France. Les sources de pollution sont donc actuellement associées à l'habitat (peintures au plomb dégradées, poussières et sols), à l'eau de boisson (imprégnations liées à la dégradation des canalisations contenant du plomb) et d'origine professionnelle.

#### **Pollution atmosphérique**

L'utilisation de l'essence sans plomb s'étant progressivement généralisée, les fonderies sont devenues les principales sources de pollution au niveau local. En 1995, l'Union européenne estimait que 40 % des fonderies européennes devaient être mises aux normes (diminution de 50 à 75 % des émissions de plomb, traitement des eaux avant rejet et protection des travailleurs). Le coût moyen, en 1986, était évalué entre 37 et 97 millions de dollars pour des usines de raffinage de capacité comprise entre 90 et 225 000 tonnes, soit un coût à la tonne entre 267 et 882 dollars (Union européenne, 1997). Le surcoût à la tonne, pour une usine de recyclage d'une capacité de 30 000 à 40 000 tonnes,

est de 400 à 500 dollars/tonne en 1995 (Broad, 1995), ce qui revient à doubler le cours actuel de la tonne de plomb sur le marché des matières premières.

Afin d'étudier les coûts de mortalité des émissions de plomb en Grande-Bretagne, Dubourg (1996) se fonde sur des relations exposition-réponse issues de la Framingham Study (Dawber, 1980), liant les concentrations de plomb atmosphérique dans les zones urbaines avec les décès masculins pour cause cardio-vasculaire. Sur des données datant de 1987, il attribue 62 décès par infarctus au plomb atmosphérique (soit 1 décès sur 2 000) et, fixant la valeur pour une vie humaine à 1,49 million de livres, estime le coût à 92 millions de livres.

Sur la base de concentrations de plomb dans l'atmosphère observées cinq ans plus tard (en 1992), Dubourg (1995) attribue alors 35 décès au plomb atmosphérique, pour un total de 70 millions de livres (la valeur retenue pour la vie humaine résulte d'une simple actualisation par le biais de l'inflation de celle retenue en 1987).

Sans remettre en cause les fondements épidémiologiques de ces études, et sans entrer dans le débat relatif aux justifications éthiques d'une valorisation de la vie humaine, on peut s'interroger sur la validité du choix de 2 millions de livres (20 millions de francs en 1998). En effet, ce chiffre correspond à la valeur d'évitement d'un décès de cause accidentelle (accident de la route) d'un individu dont l'âge moyen est d'environ 39 ans, soit une perte d'espérance de vie d'une quarantaine d'années par rapport à la population moyenne. L'âge moyen d'un décès pour cause cardio-vasculaire s'établit par contre à une soixantaine d'année, soit une perte d'espérance de vie deux fois moindre, ce qui soulève le problème de la transposition de valeurs établies dans des contextes différents. Le choix d'une valeur de référence pour la vie humaine est un domaine dans lequel aucun consensus n'existe, et soumis de surcroît à de larges variations selon que le risque à l'origine du décès est volontaire/involontaire, choisi/subi, contrôlable/incontrôlable, évident/insidieux... (Caspar-Nera, 1998).

Le plomb atmosphérique se dépose sur les sols, notamment autour des sites industriels, où il reste accessible aux enfants jouant à l'extérieur (inhalation des poussières et ingestion) même longtemps après la disparition de la source polluante. Une étude menée à Boston a mesuré la plombémie des enfants ayant l'habitude de jouer dans leur jardin, avant et après remplacement de la terre (sur 15 cm d'épaisseur et pour des surfaces de 12 à 702 m<sup>2</sup>, Weitzman et coll., 1993). Le coût moyen du remplacement est évalué à 9 600 dollars et les effets sur la plombémie des enfants sont faibles mais mesurables (diminution de 16 µg/l environ).

L'EPA considère qu'aux Etats-Unis environ 30 000 sites sont contaminés par le plomb. Paff et Bosilovitch (1995) étudient une technique de récupération du plomb contenu dans les matériaux contaminés (sols, déchets automobiles, matériaux issus de démolition) par des fonderies. Ils évaluent le coût net de

traitement entre 80 et 374 dollars par tonne, ce qui en fait une alternative aux autres modes de réhabilitation dès que la concentration en plomb dans le matériau traité dépasse 1 %.

### **Pollution hydrique**

Aux Etats-Unis, plusieurs études considèrent que la concentration de plomb dans l'eau de boisson distribuée par le réseau peut constituer la cause principale d'intoxication dans certaines populations de jeunes enfants. D'après Mauss (1994), l'eau contribue au niveau de plomb dans le sang des enfants américains dans une proportion de 20 à 40 %. Il considère qu'une exposition à 10 µg/l entraîne une augmentation de la plombémie de 24 à 44 µg/l en moyenne. D'après Lively (1994), 16 % de la population américaine serait exposée à une teneur en plomb dans l'eau supérieure à 20 µg/l, ce qui constituerait la cause majeure d'intoxication dans 7 des 83 villes du Middle West étudiées par l'EPA.

Levin (1986) estime que les bénéfices associés à la surveillance de la corrosion dans les canalisations d'eau potable aux Etats-Unis seraient quatre fois supérieurs à ses coûts.

En France, la norme actuelle fixe à 50 µg/l la concentration à ne pas dépasser. Une directive européenne adoptée à la fin de 1996 impose un abaissement de ce niveau à 25 µg/l dans cinq ans et à 10 µg/l dans quinze ans, un délai supplémentaire de neuf ans ayant toutefois été obtenu depuis. Une étude commandée par les industriels de l'eau conclut que 56 % des robinets français délivrent une eau dont la teneur en plomb est supérieure à la norme de 10 µg/l (Lewino, 1997). Le respect par la France de cette directive, indéniablement positive d'un point de vue sanitaire, nécessite l'investissement de sommes considérables.

Le plomb a été utilisé dans les réseaux privés de distribution d'eau jusqu'en 1948, si bien qu'environ le tiers des logements français possède des canalisations intérieures partiellement ou totalement plombées. Il semblerait que les réseaux publics ne contiennent que très rarement du plomb, mais qu'il ait été utilisé jusqu'à récemment (1995) pour relier les réseaux intérieurs aux réseaux publics (branchements publics). Le nombre de logements et de branchements au réseau contenant du plomb n'est pas clairement établi. Les estimations les plus courantes se trouvent dans le tableau 16.I. Dans ses publications, l'OMS cite les chiffres de Bouillot et Raçon (1994), sans toutefois mentionner la source.

### ***Coût d'application de la norme de 25 µg/l dans 5 ans (+ 9 ans) en France***

Deux traitements principaux permettent de rendre l'eau distribuée moins nocive lors de son contact avec des canalisations en plomb (Vilagines et Leroy, 1995), le chemisage n'étant pas envisageable pour les réseaux intérieurs et les branchements du fait du faible diamètre des canalisations. Le premier

**Tableau 16.I : Estimation du nombre de logements français possédant des canalisations de distribution d'eau contenant du plomb.**

	Nombre de logements (kilométrage de canalisations)		
	d'après 1		d'après 2
	Paris	France	France
Réseau intérieur	910 000	9 940 000	2 000 000 (52 000 km)
Branchement au réseau public	70 000	3 900 000	4 500 000 (40 000 km)

1 : Vilagines et Leroy, 1995 ; 2 : Bouillot et Raçon, 1994

est le traitement aux orthophosphates plus ou moins acides, dont le coût est estimé à environ 10,15 milliards de francs. Il nécessite toutefois l'introduction de phosphates dans l'eau, si bien que les stations d'épuration doivent être équipées pour éviter que ces phosphates ne se retrouvent dans les eaux de surface (Vilagines et Leroy, 1995). Le coût de ces retraitements ne semble pas avoir fait l'objet d'évaluations, et doit être ajouté à celui du traitement initial de l'eau. L'autre traitement consiste à corriger son pH afin qu'il se situe au-dessus de 6,5. Ce coût est évalué à 24,15 milliards de francs.

D'après Lewino (1997), le taux moyen en plomb de 25 µg/l correspond à la norme française de 50 µg/l actuelle, qui ne s'applique qu'aux valeurs de pointe, car la teneur en plomb dans les tuyaux est très sensible à la température, au temps de contact eau-plomb, à la longueur et au diamètre des tuyaux. Le coût serait donc beaucoup plus faible, ne concernant qu'un faible nombre d'unités de distribution, et se trouverait dans une fourchette allant de 0,93 à 2,21 milliards de francs.

### **Coût d'application de la norme 10 µg/l dans 15 ans (+ 9 ans)**

Au niveau français, la seule possibilité pour respecter la norme européenne de 10 µg/l consiste à remplacer l'ensemble des canalisations en plomb, ce qui implique des coûts élevés (tableau 16.II).

Selon les sources d'information, le coût du remplacement des canalisations contenant du plomb se chiffrerait entre 54 et 119 milliards de francs. La somme de 60,8 milliards de francs correspond au seul remplacement des canalisations, et ne comprend pas l'ensemble des coûts induits (maçonneries, peintures, tapisseries). Le remplacement d'environ 4 millions de branchements publics au plomb d'un coût unitaire moyen estimé de 6 000 francs, implique à lui seul un investissement de 24 milliards de francs de la part des communes et des distributeurs d'eau. La répercussion sur le coût du mètre cube d'eau est évaluée entre 1 et 2 F, à rapporter d'un prix moyen au mètre cube de 15 F en 1996 (Verbaere, 1997).

**Tableau 16.II : Estimation des sommes nécessaires pour le remplacement des canalisations en plomb (respect de la norme 10 µg/l en 2023).**

	Coût (milliards de francs)		
	d'après 1, 2	d'après 3	d'après 4
Réseau intérieur	—	24	26
Branchement au réseau public	—	36,8	28
Total	119	60,8	54

1 : Vilagines et Leroy, 1995 ; 2 : Organisation mondiale de la Santé, 1995 ; 3 : Bouillot et Raçon, 1994 ; 4 : Union européenne, 1995

Par ailleurs, n'oublions pas que les normes de 25 µg/l et de 10 µg/l doivent être toutes deux respectées selon le calendrier prévu. Le coût total à envisager est donc en fait compris entre 55 milliards de francs (somme des évaluations minimales du respect de chacune des deux normes) et 143 milliards de francs (somme des évaluations maximales). L'Union européenne, pour sa part, évalue le coût total nécessaire pour respecter ces deux normes à 129 milliards de francs (Union Européenne, 1995). Parmi ces coûts, 20 % correspondent à la mise aux normes du réseau public et seront à la charge des collectivités locales et des distributeurs (Lyonnaise des Eaux, Vivendi ex Générale des Eaux), les 80 % restant correspondent au changement des réseaux intérieurs et seront à la charge des particuliers (évaluation approximative : 15 000 à 30 000 F par logement).

Afin d'obtenir une évaluation minimale fiable de l'ensemble des coûts, il conviendrait d'étudier les moyens les moins coûteux, utilisant les techniques les plus efficaces et les moins dommageables pour les logements. Il conviendrait également de prendre en compte le fait qu'une (faible) partie des réseaux devra de toute façon être remplacée d'ici 24 ans (échéance actuelle) et que le recyclage des 92 000 kilomètres de tuyauterie en plomb représente des sommes non négligeables (la tonne de plomb de récupération se négocie autour de 2 000 F).

Certaines aides financières de l'Etat (dispositions fiscales, aides à l'amélioration de l'habitat, prêts sans intérêts...) s'appliquent déjà ou peuvent être mises en place pour des travaux visant à éliminer les canalisations en plomb. Cependant, si elles allègent la charge financière reposant sur les particuliers, elles constituent également une perte de ressources pour l'Etat.

Compte tenu des sommes considérables en jeu, il est sans doute souhaitable qu'un groupe de travail (au sein du comité interministériel technique plomb, ou conçu comme une extension nationale du Comité de lutte contre le saturnisme à Paris...) se penche spécifiquement sur l'ensemble des effets économiques associés à l'élimination des canalisations en plomb, en centralisant tout d'abord les données existant sur le recensement de ces canalisations, en

étudiant les différentes possibilités concernant l'éradication du plomb et leurs conséquences à plus long terme. Le plus urgent est sans doute de concentrer les efforts sur les 8,6 % de la population qui résident dans les zones à risque hydrique élevé (soit 4,8 millions de personnes, DGS 1995), et parmi elle, celle qui possède des canalisations en plomb et dont les enfants sont âgés de moins de 6 ans (soit sans doute moins de 100 000 foyers).

### Pollution liée à l'habitat dégradé

Aux Etats-Unis, on considère qu'il subsiste 3 millions de tonnes de plomb dans les 57 millions des logements datant d'avant 1980 (le plomb a définitivement été banni des peintures en 1978), dont 14 à 20 millions posséderaient un intérieur dégradé (Kraft et Scheberle, 1995). Parmi ces derniers, 3,8 millions seraient occupés par des enfants qui se trouveraient donc potentiellement exposés (Goodman et coll., 1993). Miceli et coll. (1995) pensent que ce chiffre est compris entre 1,5 et 5 millions.

La loi *Residential Lead-Based Paint Hazard Reduction Act* du 28 octobre 1992, dite aussi « Title X », demande aux agences gouvernementales de mettre en place un cadre législatif pour définir et lancer les initiatives appropriées en réponse au problème de l'intoxication par le plomb. Les sommes prévues étaient de 375 millions de dollars pour l'année 1992, et devaient servir à alimenter un fonds pour l'évaluation et la réduction des risques dans l'habitat privé à faible revenu (250 millions de dollars par le biais du *Housing and Urban Développement*), à inciter l'EPA à informer le public des risques encourus par une exposition au plomb et à former un personnel qualifié pour éliminer le plomb dans l'habitat en garantissant la sécurité des populations. Le « Title X » a néanmoins été critiqué sur le faible montant des sommes prévues au regard de l'importance du problème et sur la terminologie employée, jugée par certains trop restrictive (la loi évoque les poussières, sols, terres et peintures au plomb détériorées et non l'ensemble des surfaces contenant du plomb) (Mauss, 1994). Par ailleurs, les acheteurs d'un bien immobilier construit avant 1978 disposent d'un délai de dix jours pour vérifier s'il y a du plomb dans l'habitation. Ainsi, certains acteurs du marché immobilier craignent d'être victimes d'un « remords de l'acheteur », celui-ci pouvant profiter de cette clause pour rompre une promesse de vente.

Selon deux groupes de travail du Congrès (*House Committee et Senate Committee*) (Kraft et Scheberle, 1995), les coûts pour rendre les logements détériorés sans risque aux Etats-Unis sont évalués entre 10 et 200 milliards de dollars. Sides (1996) estime ces coûts à environ 38 milliards de dollars (soit 10 000 dollars  $\times$  3,8 millions d'habitations à risque occupées par des enfants). Ces coûts varient considérablement dans les études selon les techniques de suppression des risques utilisées, le degré de détérioration [de 3 500 dollars (Brugge, 1995) à 15 000 dollars par logement (Goodman et coll., 1993)] et le nombre d'habitations à traiter. Certains souhaitent favoriser la limitation des

sources du plomb dans l'habitat au coût le plus faible en adaptant les interventions en fonction du degré de dégradation (Goodman et coll., 1993), soit un coût de traitement par logement variant de 1 000 à 15 000 dollars. L'avantage est de pouvoir, avec la même somme d'argent, rendre sans danger un plus grand nombre d'appartements, et donc protéger plus d'enfants, ce qui s'apparente à un critère d'efficacité économique. Les détracteurs de cette approche soulignent que la source de contamination n'est pas éliminée définitivement, mais seulement masquée, ce qui nécessite un suivi que l'on ne peut *a priori* garantir que si les logements concernés ont un caractère social.

En France, la peinture au plomb a été utilisée professionnellement jusqu'en 1948, et l'on admet qu'environ 1,7 million de logements locatifs privés (soit environ 700 000 en Ile-de-France et 1 million dans le reste de la France) construits avant 1948 représentent la quasi-totalité des habitations à risque (Thiriot 1998, communication personnelle). Des sources émanant du ministère de la Santé font état de 150 000 à 200 000 enfants en contact direct avec le plomb dans ces logements (dont 70 000 en Ile-de-France, selon Médecins du Monde, 1997). Parmi eux, un tiers environ (entre 50 000 et 60 000) aurait une plombémie supérieure à 100 µg/l. Ageron (1995) avance le chiffre de 5 000 cas de saturnisme infantile pour l'agglomération lyonnaise (environ 1 million d'habitants).

Comme aux Etats-Unis, il est difficile d'évaluer le coût moyen des travaux nécessaires pour rendre sans danger pour les jeunes enfants un logement contenant des peintures au plomb. On peut distinguer trois types de travaux (Ageron, 1995) : des travaux d'urgence visant à limiter l'accessibilité du plomb dans les logements particulièrement dégradés, des travaux palliatifs visant à recouvrir les peintures toxiques (qui nécessitent un suivi du fait du caractère non définitif du traitement), et des travaux lourds d'éradication définitive. Ageron (1995), dans le département du Rhône, évalue le coût des travaux d'urgence entre 8 000 et 20 000 francs pour des appartements de type 2 ou 3, et un coût au m<sup>2</sup> de surface traitée qui varie entre 80 et 200 francs pour des travaux palliatifs ou lourds. Le coût des mesures d'urgence effectuées par la Ville de Paris sur une centaine d'appartements en 1997 s'établit autour de 30 000 à 35 000 F par appartement. Les chiffres avancés par l'Agence nationale de l'amélioration de l'habitat (ANAH) pour des travaux palliatifs sont de l'ordre de 40 000 F, et 10 000 F de plus si l'on prend en compte l'hébergement des occupants du logement pendant les travaux. Mais un traitement plus lourd peut aisément doubler cette somme.

Ainsi, le coût de mesures palliatives concernant le plomb dans les peintures de l'ensemble des logements français se situerait dans une fourchette comprise entre 34 et 85 milliards de francs, avec une valeur extrême de 170 milliards de francs pour une élimination complète du plomb dans tous les logements.

Une solution consisterait à détecter, parmi les logements, ceux dont les peintures sont détériorées, afin de les traiter en priorité. Le coût d'une enquête environnementale complète (frais d'amortissement des appareils de mesure,

frais d'analyse, frais de déplacement et rémunération du personnel) est évalué à 2 500 F par logement (Ageron, 1995). Ce coût pourrait sans doute être réduit si l'on commençait par effectuer des prélèvements dans les parties communes des immeubles, celles-ci pouvant être un indicateur du degré de dégradation des appartements en région parisienne (Ginot et coll., 1995), même si cela ne semble pas être le cas dans le Rhône. Une fois ces logements présentant des risques immédiats repérés, il est envisageable de ne traiter que ceux-là, et d'inciter à un suivi régulier l'ensemble des autres unités d'habitation à risque. Le coût estimé est de 4,25 milliards de francs pour la détection (2500 F  $\times$  1,7 million de logements) et entre 3 et 7,5 milliards pour la réhabilitation des 150 000 logements présentant des dangers pour les enfants de moins de 6 ans.

L'ANAH peut, dans certaines conditions, subventionner jusqu'à 70 % des dépenses dans la limite de 40 000 F (soit 28 000 F). Elle pourrait financer dix fois plus de projets qu'elle ne le fait actuellement, et plus encore dans un futur proche puisque le secrétaire d'Etat au Logement a annoncé un financement de 22,5 millions de francs et compte doter cette agence de 200 millions de francs supplémentaires. Mais il faudrait que les procédures d'insalubrité (articles L.17 et L.26 du Code de la santé publique) soient plus souvent prononcées par les préfets afin que les propriétaires se voient dans l'obligation de réaliser les travaux. Il est envisageable que le Code pénal puisse également venir renforcer les incitations à effectuer les travaux, à travers l'article 63 sur la « non-assistance à personne en danger ».

Le programme triennal de réinsertion sociale et de lutte contre la misère prévoit la mobilisation de 50 milliards de francs sur trois ans, dont 22 pour des mesures nouvelles, dont la lutte contre le saturnisme. Les conditions exactes d'application de ces mesures ne sont pas encore connues à l'heure actuelle.

Imbriquer prêts publics et privés et favoriser une intervention active de l'Etat peut inciter les propriétaires à réaliser des travaux de réhabilitation. En effet, un des problèmes majeurs rencontrés vient de ce que les logements à risque se trouvent essentiellement dans le secteur locatif privé, et particulièrement dans les populations à faibles revenus. De ce fait, les propriétaires, s'il ne leur est pas imposé d'effectuer les travaux de protection, ne les font pas, dans la mesure où ils n'ont qu'un faible espoir de pouvoir répercuter une partie de ces coûts sur les loyers. De même n'ont-ils que peu de possibilités de revente permettant une plus-value suffisante pour absorber ce coût. Une possibilité serait d'inciter les propriétaires à réaliser ces travaux en leur accordant des prêts à des conditions avantageuses. Dans le cas où, une fois ces travaux réalisés et le propriétaire désirant vendre, le prix de vente ne serait pas assez élevé au regard du prix d'achat et des travaux réalisés, le propriétaire se verrait exempté du remboursement d'une partie du prêt (Most, 1996). Il semblerait que, tout comme aux Etats-Unis, le ministère de la Santé n'ait pas encore

validé un encapsulant, c'est-à-dire une substance garantissant un recouvrement durable et sans risque des surfaces détériorées.

Par ailleurs, les possibilités de relogement pendant les travaux, sous la forme de logements publics pouvant être occupés le temps nécessaire (quelques mois), sont à envisager (Farfel et Quinn, 1994) dans la mesure où la décontamination doit être effectuée dans des conditions garantissant la sécurité des occupants (et des professionnels l'effectuant).

Il est également intéressant de profiter de ces travaux de réhabilitation et d'élimination (ou de recouvrement) des sources pour, d'une part, informer les membres des communautés défavorisées de la nature de ces travaux et permettre ainsi une prévention au sein de ces communautés et, d'autre part, former une partie des jeunes sans emploi à ce type de travaux.

## **Coûts et bénéfices associés aux stratégies de dépistage**

En 1991, les *Centers for diseases control* (CDC) recommandaient un dépistage systématique du plomb chez tous les enfants américains de moins de 6 ans, sauf quand un pourcentage très faible d'enfants intoxiqués avait été observé lors de campagnes précédentes dans une communauté donnée. Seuls quelques Etats (Californie, Connecticut, Illinois, Indiana, Massachusetts, New York et Rhode Island) ont adopté cette recommandation (Tiller, 1994), mais l'opportunité du caractère systématique (et surtout le coût qu'il occasionne) fait l'objet de critiques, car sa pertinence dépend beaucoup des spécificités de chaque zone, c'est-à-dire des risques associés à l'habitat, aux caractéristiques de l'eau et à la proximité d'industries *a priori* polluantes.

Plusieurs études ont cherché à déterminer le coût d'une campagne de dépistage et la stratégie optimale pour réduire ce coût. Il n'existe toutefois aucune étude française sur les stratégies de dépistage, ni sur les bénéfices attendus d'une diminution des concentrations de plomb.

### **Coûts associés à la mise en place d'une campagne de dépistage**

Pantell et coll. (1993) établissent le coût du dépistage systématique pour l'ensemble des enfants américains de moins de 6 ans à 1,08 milliard de dollars par an (y compris les chélations nécessaires pour 8,75 % des enfants avec une plombémie supérieure à 250 µg/l), soit 50 dollars par enfant. Certains auteurs ramènent le coût total du dépistage à un coût par cas détecté. France et coll. (1996) calculent que le coût marginal du dépistage d'un enfant ayant un taux supérieur à 200 µg/l est de 4 925 dollars. Schloming et Singer (1996) estiment que le coût par cas dépisté est de 20 000 dollars, puisque parmi 5 000 enfants d'un quartier pauvre testés, seuls 6 cas ayant une plombémie supérieure à 200 µg/l ont été dépistés, pour un coût de 115 000 dollars.

Plusieurs études ont porté sur des critères de coût-efficacité. Berwick et Komaroff (1982) concluent qu'un dépistage par le dosage de la protoporphyrine libre érythrocytaire est moins coûteux qu'un dosage du plomb sanguin, quel que soit le taux de prévalence. Toutefois, le seuil de sensibilité de cette technique correspond à un taux de plomb sanguin de 200 µg/l, bien au-delà du seuil considéré comme sans risque actuellement. Par ailleurs, une carence en fer augmente le taux de protoporphyrine érythrocytaire.

Pour Glotzer et coll. (1994), la méthode la moins coûteuse (au taux de prévalence de 17 %) consiste à effectuer un dépistage par une prise de sang chez tous les enfants. Le coût est alors de 25 dollars par enfant, soit 350 millions de dollars par an. Campbell et coll. (1996) ne sont pas de cet avis puisqu'ils considèrent que, dans le cadre d'une campagne de dépistage systématique, un prélèvement de sang capillaire au bout du doigt est moins coûteux qu'une prise de sang veineux (8,16 dollars, contre 10 dollars par enfant), tant que la prévalence est inférieure à 38 %. Un appareil pratique et maniable, mesurant le taux de plomb dans le sang capillaire prélevé au bout du doigt, pour un coût évalué à 7,6 dollars, a été récemment mis sur le marché aux Etats-Unis. Cet appareil posséderait d'excellentes performances rendant inutile la confirmation par prise de sang veineux (voir communication de Matte).

Le CDC a élaboré un questionnaire pour permettre de déterminer les enfants à risque et d'élaborer des stratégies en fonction du niveau de risque détecté. Toutefois, les résultats de ce questionnaire ne sont pas probants. Dalton et coll. (1996), à partir d'une étude effectuée sur 463 enfants urbains du Massachusetts, concluent que les questions posées ne permettent pas d'identifier les enfants ayant une plombémie supérieure à 100 µg/l. France et coll. (1996), sur un échantillon de 2 978 enfants, concluent également que le questionnaire du CDC et un autre, plus complet, « font à peine mieux que le hasard » pour déterminer les enfants à risque. Campbell et coll. (1996), toutefois, considèrent que l'utilisation d'une enquête pour évaluer le risque, suivie d'une prise de sang au doigt pour les seuls enfants présentant des risques est la stratégie la moins coûteuse (4,13 dollars lorsque la prévalence est de 2 %). Mais il convient d'être prudent quand à la spécificité et à la sensibilité des méthodes.

### **Bénéfices associés à la mise en place d'une campagne de dépistage**

Le dépistage d'une plombémie élevée (supérieure à 250 µg/l) chez un enfant entraîne généralement un traitement (chélation) afin d'abaisser le niveau de plomb. Les bénéfices sanitaires liés à l'abaissement lui-même ne sont pas parfaitement connus, mais l'on peut, par contre, tenter d'évaluer les bénéfices attendus de la suppression de chaque cas de plombémie supérieure à 250 µg/l : ce sont ceux relatifs au traitement sanitaire et à la nécessité d'une éducation spécialisée, ainsi que ceux relatifs aux meilleures perspectives d'études (et donc de revenus), qui portent sur l'ensemble de la durée de vie de l'individu.

Concernant les bénéfices à attendre d'une réduction de la plombémie, le CDC considère que chaque enfant dépassant le taux de 250 µg/l coûte à la société 1 300 dollars en dépenses médicales et 3 330 dollars en éducation spécialisée (orthophoniste, psychologue scolaire, éducateur), auxquels on peut ajouter 1 300 dollars de pertes de revenus actualisées sur l'ensemble de sa vie active pour chaque augmentation du niveau de plombémie de 10 µg/l (Schwartz, 1994). Salkever (1995) a déterminé de nouvelles relations entre la plombémie et les revenus futurs escomptés (passant par la scolarité et estimant les probabilités d'obtenir un meilleur diplôme et de participer au marché du travail pour les femmes) et considère qu'il faut augmenter cette somme de 50 %, soit 2 000 dollars.

Aux Etats-Unis, Glotzer et coll. (1995) calculent qu'en 1988, 1,4 % des enfants de moins de 6 ans (soit plus de 200 000) ont un niveau de plomb supérieur à 250 µg/l. Si les effets d'une chélation diminuent le risque d'incapacité à lire de plus de 20 %, 45 000 cas de difficultés de lecture seront évités, et les bénéfices attendus au niveau de la société dépassent 900 millions de dollars par an en termes de système d'éducation adapté et de coûts médicaux évités.

Berwick et Komaroff (1982), sur la base de l'enquête NHANES-II et des données de coût assez anciennes, considèrent que le dépistage systématique est profitable si la prévalence dans la population est supérieure à 7 %, donc essentiellement dans les zones urbaines.

Briss et coll. (1997) estiment que, si plus de 14 % d'une population possèdent un taux de plombémie supérieur à 100 µg/l, le coût d'un dépistage universel est inférieur aux bénéfices qui en sont attendus. Si le taux de prévalence est inférieur à 14 %, ils recommandent un dépistage ciblé. Des travaux plus récents conduisent à réviser le taux de prévalence à la baisse, 6 à 7 % (Matte 1998, communication personnelle).

Karp (1993), citant une étude du Département de la santé américain concernant les bénéfices liés au dépistage, pense que les gains individuels (meilleures opportunités de carrière) et les gains de la société (diminution des frais médicaux et des frais d'éducation) représentent à eux seuls 28 milliards de dollars, alors même que ne sont pas pris en compte les dépenses pénales réduites, les emplois créés, les revenus fiscaux supplémentaires, le fait que les maisons soient plus économes en énergie une fois réhabilitées.

## **Bénéfices associés à deux scénarios de diminution de la plombémie**

Les bénéfices sanitaires (y compris les pertes de revenus) relatifs à deux scénarios de réduction de la plombémie peuvent être envisagés. Le premier concerne une réduction du niveau moyen de plombémie de l'ensemble de la population et permet d'évaluer les bénéfices actuels liés à la réduction de la

teneur en plomb dans l'atmosphère, ou ceux à attendre d'une politique de réduction des teneurs en plomb dans l'eau de boisson. Le second considère que seules les plombémies supérieures à la valeur de 250  $\mu\text{g/l}$  vont être réduites, et ramenées à ce niveau. Il correspond aux bénéfices à attendre d'une campagne de dépistage permettant de réduire le nombre d'enfants soumis à une intoxication au plomb liée à l'habitat. Dans les deux cas, les bénéfices seront calculés sur la base d'études américaines, dans la mesure où il ne semble pas exister d'études françaises équivalentes.

### **Diminution de 10 $\mu\text{g/l}$ de la plombémie moyenne de l'ensemble de la population**

L'étude de Schwartz (1994) est construite sur ce scénario et a été menée sur des données de plombémie observées dans l'enquête NHANES-II (1984), sur des données épidémiologiques issues de la Framingham Study (Dawber, 1980) et sur diverses sources pour les coûts (dont certaines datant de 1979). L'ensemble des données utilisées date d'une vingtaine d'années. Dans un travail plus récent, Salkever (1995) estime qu'il faut augmenter de 50 % les revenus escomptés sur l'ensemble de la vie active suite à une diminution moyenne de la plombémie de 10  $\mu\text{g/l}$ . Les résultats de Schwartz (1994) sous leur forme initiale sont présentés dans le tableau 16.III.

L'application des résultats de Salkever (1995) conduit à ajouter 2 500 millions de dollars aux pertes de revenus associées à une baisse de QI, soit un bénéfice total à attendre de 20 milliards de dollars environ. Les effets du plomb sur l'hypertension ne font pas l'unanimité au sein des scientifiques (Staessen et coll., 1996). Ils représentent pourtant la totalité des bénéfices chez les adultes, directement (traitement de l'hypertension) ou indirectement (hospitalisations et décès associés). Par ailleurs, ne sont pas pris en compte dans cette étude les effets sur l'audition, la perception, et ceux liés à l'agressivité. Selon Needleman et coll. (1996), cette dernière est un facteur favorisant la criminalité donc, à terme, l'augmentation des dépenses pénales. Ce point est toutefois également soumis à controverse (voir les réactions à l'article de Needleman et coll., 1996, dans *JAMA Letters* du 12 juin 1996).

### **Application à la population française**

En l'absence d'étude française, l'étude de Schwartz (1994), d'un point de vue épidémiologique, est appliquée à la France à partir des taux de prévalence disponibles (RNSP-DGS, 1997) et de données sur les coûts qui semblent plus réalistes s'agissant des revenus (Salkever, 1995) et de la valorisation de la vie humaine (tableau 16.IV). Une approche des coûts de chélation et de détermination de la plombémie est donnée dans les tableaux 16.V et 16.VI.

Le bénéfice sanitaire (hors décès), y compris les pertes de production, associé à une réduction de la plombémie de l'ensemble de la population française de 10  $\mu\text{g/l}$  s'établit à 8,3 milliards de francs par an environ. Il ne représente

**Tableau 16.III : Bénéfices annuels associés à une diminution de 10 µg/l de la plombémie moyenne dans la population américaine (d'après Schwartz, 1994).**

Poste	Nombre de sujets	Coût unitaire (\$ 1989)	Coût total (millions \$)
<b>Enfants</b>			
Traitement par chélation (plombémie > 250 µg/l)	145 000	1 300 <sup>1</sup>	189
Troubles de l'apprentissage (20 % des enfants > 250 µg/l)	145 000	3 320 <sup>2</sup>	481
Pertes de revenus induites par une baisse de QI de 0,245 point (pour les enfants de chaque tranche d'âge)	3 900 000	1 300	5 070
Décès d'enfants prématurés	380	3 millions	1 140
Soins intensifs pour enfants prématurés (symptômes respiratoires...)	1 710	39 000	67
<i>Total</i>			6 947
<b>Adultes</b>			
Coûts d'hospitalisation pour cause cardio- vasculaire (y compris pertes de revenus)	3 200	44 000	141
	1 300	30 000	39
Coûts de traitement pour hypertension (y compris pertes de revenus)	635 000	628	400
Décès liés à l'hypertension	3 300	3 millions	9 900
<i>Total</i>			10 480
TOTAL SUR LA POPULATION AMERICAINE			17 427

<sup>1</sup> : Le coût est calculé par enfant dont la plombémie est supérieure à 250 µg/l (Schwartz, 1994). Le coût d'une cure de chélation en milieu hospitalier aux Etats-Unis est évalué entre 3 880 \$ (Vergara et coll., 1996) et 5 000 \$ (Pantell et coll., 1993)

<sup>2</sup> : Ce coût est calculé par enfant dont la plombémie est supérieure à 250 µg/l (Schwartz, 1994). Le surcoût est lié à l'éducation spécialisée (par rapport à l'éducation traditionnelle) est évalué à 10 000 \$ pendant trois ans, selon Simon et coll. (1995)

toutefois qu'une situation d'équilibre de long terme puisque, quelle que soit la stratégie adoptée pour parvenir à cette réduction, les bénéfices ne seront intégralement ressentis que lorsqu'aucun effet attribuable à une exposition passée ne subsistera dans la population.

Un certain nombre de relations et d'hypothèses effectuées dans l'étude de Schwartz sont, comme souligné précédemment, à considérer avec précaution. Le coût sanitaire associé aux adultes est entièrement dû à la relation entre plombémie et hypertension, laquelle est sujette à controverses, du moins en Europe. De même, la relation entre prématurité et plombémie, qui conduit à une plus grande mortalité infantile et à des soins néonataux, demande à être confirmée. Enfin, Schwartz applique la relation entre le niveau de plombémie et le QI à l'ensemble de la cohorte des enfants de 6 ans, y compris ceux dont la plombémie est inférieure à 100 µg/l. Si l'on suppose que l'effet serait négligeable

**Tableau 16.IV : Bénéfices annuels associés à une diminution de 10 µg/l de la plombémie moyenne dans la population française.**

Poste	Nombre de sujets	Coût unitaire (\$)	Coût total (millions FF*)
<b>Enfants</b>			
Traitement par chélation (Plombémie > 250 µg/l)	700 <sup>1</sup>	1 300 <sup>2</sup>	4,95
Troubles de l'apprentissage (20 % des enfants > 250 µg/l)	700 <sup>1</sup>	3 320 <sup>2</sup>	12,65
Pertes de revenus pour une baisse de QI de 0,245 point (pour les enfants de chaque tranche d'âge)	750 000 <sup>3</sup>	2 000 <sup>4</sup>	8 250
Décès d'enfants prématurés	84 <sup>5</sup>	1 million <sup>6</sup>	462
Soins intensifs pour enfants prématurés (symptômes respiratoires...)	378 <sup>5</sup>	39 000 <sup>2</sup>	80,9
<i>Total</i>			<b>8 810</b>
<b>Adultes</b>			
Coûts médicaux pour cause cardiovasculaire (y compris pertes de revenus)	708 <sup>5</sup> 288 <sup>5</sup>	44 000 30 000 <sup>2</sup>	219
Coûts médicaux pour hypertension (y compris pertes de revenus)	140 000 <sup>5</sup>	628 <sup>2</sup>	481
Décès	733 <sup>5</sup>	1 million <sup>6</sup>	4 032
<i>Total</i>			<b>4 732</b>
TOTAL SUR LA POPULATION FRANÇAISE			<b>13 542</b>

\* : calculs basés sur 1 dollar US à 5,50 FF ; <sup>1</sup> : calcul effectué à partir des données SNSI (sources RNSP-DGS, 1997) et correspondant au nombre d'enfants dont la plombémie est comprise entre 250 et 259 µg/l ; <sup>2</sup> : coûts unitaires, voir Schwartz (1994) ; <sup>3</sup> : données du recensement de l'INSEE de 1990 ; <sup>4</sup> : Salkever (1995) ; <sup>5</sup> : données calculées au prorata du rapport des populations américaine et française, en l'absence de données françaises adaptées ; <sup>6</sup> : données issues de Desaignes et Rabl (1995).

**Tableau 16.V : Approche du coût de chélation associé au plomb en France.**

Poste	Coût moyen (francs)
Traitement	57 000 <sup>1</sup>
Cure <sup>2,3</sup>	Hospitalisation en pédiatrie : 4 510 × 5 jours = 22 550 A domicile : 500 × 5 jours = 2 500

<sup>1</sup> : à l'hôpital Trousseau, d'après Ageron, 1995.

<sup>2</sup> : nombre de cures nécessaire pour un traitement (valeurs indicatives).

• plombémie < 450 µg/l : 2 cures ;

• plombémie comprise entre 450 et 700 µg/l : 3 cures ;

• plombémie > 700 µg/l : 5 cures (d'après Dolfuss, 1998) ;

<sup>3</sup> : la répartition hospitalisation/domicile était de 60/40 à l'hôpital Trousseau en 1996/1997 (Dolfus 1998, communication personnelle).

**Tableau 16.VI : Approche du coût d'analyse de la plombémie en France (DRASS Lyon<sup>1</sup> ; LHVP<sup>2</sup> ; Ageron, 1995).**

Analyse	Coût moyen (francs HT)	
	DRASS Lyon	LHVP
Eau	180	148
Poussières	230	48
Ecailles de peinture	340	164
Plombémie	≈ 100 (remboursement SS : 100 %)	
Enquête environnementale complète d'un logement	2 500 <sup>3</sup>	

<sup>1</sup> : Direction régionale des affaires sanitaires et sociales ; <sup>2</sup> : Laboratoire d'hygiène de la ville de Paris ; <sup>3</sup> : d'après Ageron, 1995.

pour ces enfants, les pertes de revenus doivent seulement être calculées pour les 2 % d'enfants dont la plombémie est supérieure à ce seuil.

Si l'on prend en compte ces trois remarques, les bénéfices attendus en termes sanitaires ne sont que de 180 millions de francs environ.

### **Suppression des plombémies supérieures à 250 µg/l dans la population française**

Un tel scénario s'intéresse aux bénéfices sanitaires à attendre d'une réduction de la plombémie chez la population la plus touchée. Les bénéfices sanitaires d'un scénario dans lequel les plombémies des enfants de moins de 6 ans supérieures à 250 µg/l sont ramenées à 250 µg/l ont été calculés (tableau 16.VII). Les données sur la distribution des plombémies supérieures à 250 µg/l sont extrapolées de l'échantillon Système national de surveillance du saturnisme infantile (SNSSI), en considérant que le nombre d'enfants à risque en France (c'est-à-dire ceux correspondant aux critères de dépistage) est de 200 000. En France, il y aurait ainsi 11 600 enfants présentant une plombémie supérieure à 250 µg/l, dont 2 800 supérieure à 450 µg/l. La perte de revenus est calculée en terme de points de QI perdus (RNSP-DGS, 1997 ; Schwartz, 1994). Les bénéfices attendus sont de l'ordre de 630 millions de francs, soit plus de 3,5 fois supérieures à ceux attendus d'une réduction de la plombémie moyenne (180 millions).

### **Stratégie de lutte contre le saturnisme par évaluation du risque chez la femme enceinte**

On peut envisager une stratégie de lutte contre le saturnisme infantile par le dépistage, chez la femme enceinte, des risques liés à l'habitat dégradé, c'est-à-dire avant même la première exposition de l'enfant. Ainsi, lors d'une visite

**Tableau 16.VII : Bénéfices associés à la suppression des plombémies supérieures à 250 µg/l dans la population française.**

Poste	Nombre de sujets	Coût unitaire (\$)	Coût total (millions FF*)
Traitement par chélation (plombémie > 250 µg/l)	11 600 <sup>1</sup>	1 300 <sup>2</sup>	83
Coûts d'éducation (20 % des enfants > 250 µg/l)	11 600 <sup>1</sup>	3 320 <sup>2</sup>	212
Pertes de revenus induites par une baisse de QI (pour les enfants > 250 µg/l de chaque tranche d'âge)	7 422 pts de QI <sup>1,3</sup>	8 200 <sup>4</sup>	335
Total			630

\* : calculs basés sur 1 dollar US à 5,50 FF ; <sup>1</sup> : calcul fondé sur les données SNSSI (RNSP-DGS, 1997), extrapolés au niveau national ; <sup>2</sup> : d'après Schwartz (1994) ; voir également notes <sup>1</sup> et <sup>2</sup> du tableau 16.III ; <sup>3</sup> : calcul réalisé sur la base des résultats de Schwartz (1994) ; <sup>4</sup> : d'après Salkever (1995).

prénatale (dans la mesure du possible, la première), le médecin pourra déterminer l'importance du risque à partir de quelques questions portant sur le type d'habitat, son ancienneté et l'existence d'une éventuelle plombémie élevée chez autres enfants de la femme enceinte. Si l'on admet que les logements locatifs privés antérieurs à 1948 représentent 7 % des habitations principales (soit 1,7 million sur 23 millions), et que la répartition des lieux de résidence des femmes enceintes ne diffère pas significativement de celle de ces logements, les 740 000 enfants naissant chaque année en France occuperaient environ 52 000 logements potentiellement à risque. Une autre approche corrobore cet ordre de grandeur : partant de l'hypothèse que 2 % de ces enfants auraient eu un taux de plombémie supérieur à 100 µg/l si rien n'avait été fait (enquête INSERM-RNSP, 1997), soit 14 800 enfants, et qu'environ trois fois plus répondaient à un critère de risque lié à l'habitat (donnée issue de RNSP-DGS, 1997), nous obtenons environ 45 000 logements potentiellement à risque.

Une enquête environnementale menée sur le futur lieu de résidence de l'enfant, pour un coût évalué à 2 500 francs, permettra de déterminer le degré d'urgence de l'intervention. L'idéal serait bien sûr d'éradiquer le plomb de tous les logements, mais si l'on s'intéresse seulement aux logements les plus dégradés, environ 15 000 à 20 000 nécessitent une intervention. Le coût de dépistage est nul, et celui de la détection des logements dégradés par enquête environnementale s'élève à environ 125 millions sur la base de 50 000 logements.

Concernant le coût des travaux qui doivent être effectués avant que l'enfant n'ait atteint l'âge de six mois (soit dans un délai d'environ un an après le dépistage par questionnaire auprès de sa mère), il s'élève à 50 000 × 50 000 F soit 2,5 milliards de francs environ pour des travaux palliatifs dans l'ensembles

des logements, et 5 milliards de francs pour une éradication complète. Si l'on choisit de ne traiter que les 20 000 logements les plus dégradés, le coût est évalué respectivement à 1 et 2 milliards. Un suivi des logements, selon un calendrier qui est fonction de l'état de dégradation observé, est alors impératif.

Ce scénario de dépistage présente l'avantage sanitaire primordial de ne jamais exposer l'enfant au risque lié à l'habitat (les coûts associés aux chélation, aux troubles d'apprentissage et aux pertes de revenus futurs sont ainsi totalement évités), et offre un calendrier intuitif puisque fonction des naissances. De plus, les coûts liés aux travaux diminueront dans le temps avec le traitement des logements à risque. Ce scénario requiert par contre un suivi très attentif, d'une part parce que les familles peuvent déménager entre le moment de la visite prénatale et celui où l'enfant atteint l'âge de 6 ans, et d'autre part parce que les logements n'ayant pas fait l'objet de travaux - parce qu'alors peu dégradés - ou n'ayant subi que des travaux palliatifs, vont évoluer dans le temps, et qu'ils devront bénéficier d'une nouvelle enquête environnementale si un enfant devait y habiter dans le futur.

**En conclusion**, l'approche économique peut éclairer les modalités d'intervention de l'Etat dans le domaine de la santé environnementale, en évaluant l'impact des normes de réglementation ou de la mise en place de mécanismes à vocation incitative individuelle. Elle permet d'introduire le concept de risque *économiquement* acceptable et de mettre en évidence d'éventuelles incohérences associées à des fixations non justifiées des niveaux de risque. Ces dernières peuvent conduire à des allocations de ressources non optimales pour la collectivité, dont l'utilisation pour un autre projet pourrait dégager un gain social net. Il est d'autant plus nécessaire de déceler ces allocations non optimales que les ressources étatiques sont limitées et que les sommes en jeu sont considérables. A l'heure actuelle, les études économiques françaises sur les relations entre le plomb et la santé sont trop peu nombreuses pour autoriser autre chose que des pistes de travail.

## BIBLIOGRAPHIE

AGERON C. Le plomb dans l'habitat ancien : comparaison des techniques de neutralisation. Etudes de leur mise en œuvre. Mémoire de fin d'études Formation Ingénieur du Génie sanitaire, ENSP, 1995

BERWICK DM, KOMAROFF AL. Cost effectiveness of lead screening. *N Eng J Med* 1982, 306 : 1392-1398

BOUILLOT D, RANCON J. Actions sur les réseaux de distribution : procédés techniques-coûts. *Techniques sciences méthodes, génie urbain génie rural* 1994, 3 : 158-163

BRISS PA, MATTE TD, SCHWARTZ J, ROSENBLUM LS, BINDER S. Costs and benefits of a universal screening program for elevated blood lead levels in 1-year-old-children. *NCEH, CDC, 1997* : 1-19

BROAD A. Costs rise as pressure mounts on secondary lead producers. *Met Bull Mon* 1995, **218** : 41-45

BRUGGE D. Market share legislation : Holding the lead pigment companies accountable for their role in lead poisoning. *New Solut* 1995, **5** : 74-80

CAMPBELL JR, PARIS M, SCHAFFER SJ. A comparison of screening strategies for elevated blood lead levels. *Arch Pediatr Adolesc Med* 1996, **150** : 1205-1208

CASPAR-NERA S. Valuation of deaths from air pollution. Report for the Department of Environment, Transport and the Regions and the Department of Trade and Industry, National Economic Research Associates, 1998, London

CDC (Centers for Disease Control and Prevention). Preventing lead poisoning in young children. US Department of Health and Human Services. Octobre 1991

DALTON MA, SARGENT JD, STUKEL TA. Utility of a risk assessment questionnaire in identifying children with lead exposure. *Arch Pediatr Adolesc Med* 1996, **150** : 197-202

DAWBER TR. The Framingham Study, Cambridge, MA : Harvard University Press, 1980

DESAIGUES B, RABL A. Reference values for human life, dans Schwab N. et N. Soguel (Eds), *Contingent valuation, transport safety and value of life*, 1995, Kluwer

DGS. Enquête détaillée sur les eaux d'alimentation naturellement peu minéralisées. Rapport 1996

DGS. Carte des populations concernées par une distribution d'eau faiblement minéralisée, 02/1995. *Quotidien du Médecin* 1997, **6166** : 35

DUBOURG WR. A Note on estimating the mortality costs of lead emissions in England and Wales : filling the data gaps. *Resour Policy* 1995, **21** : 107-112

DUBOURG WR. Estimating the mortality cost of lead emissions in England and Wales. *Energy policy* 1996, **24** : 621-625

EMBER LR. House Subcommittee Blasts EPA's environmental equity report. *Chemical and Engineering News* 1992, **70** : 13-15

FARFEL MR, QUINN R. A lead-safe family shelter in an urban minority community. *Am J Public Health* 1994, **84** : 1338-1339

FARFEL MR. Reducing lead exposure in children. *Annu Rev Public Health* 1985, **6** : 333-360

FRANCE EK, GITTERMAN BA, MELINKOVICH P, WRIGHT RA. The accuracy of a lead questionnaire in predicting elevated pediatric blood lead levels. *Arch Pediatr Adolesc Med* 1996, **150** : 958-963

GINOT L, PEYR C, FONTAINE A, CHEYMOL J, BUISSON B, BELLIA G, DA CRUZ F, BUISSON J. Screening for lead poisoning in children by measuring lead levels in housing : a study of the Paris region. *Rev Epidemiol Sante Publique* 1995, **43** : 477-484

GLOTZER DE, BAUCHNER H, FREEDBERG KA, PALFREY S. Screening for childhood lead poisoning : a cost-minimization analysis. *Am J Public Health* 1994, **84** : 110-112

GLOTZER DE, FREEDBERG KA, BAUCHNER H. Management of childhood lead poisoning : clinical impact and cost-effectiveness. *Medical Decision Making* 1995, **15** : 13-24

GOODMAN AK, SHULTZ H, KLITZMAN S, KIMMELBLATT M, SPADARO W. Preventing lead poisoning in New York City : priorities for lead abatement in housing. *Bull N Y Acad Med* 1993, **70** : 236-250

INSERM-RNSP. Surveillance de la population française vis-à-vis du risque saturnin. Rapport 1997

JACKSON PJ. Respect de la CMA proposée pour le plomb : stratégies et coûts. *TMS* 1996, 7-8 : 536-540

KARP HN. Preventing lead poisoning in kids : a win-win opportunity. *Pediatrics* 1993, **91** : 1216-1217

KRAFT ME, SCHEBERLE D. Environmental justice and the allocation of risk : the case of lead and public health. *Policy Stud J* 1995, **23** : 113-122

LEVIN R. Reducing lead in drinking water : a benefit analysis. 1986 US-EPA, Washington D.C.

LEWINO P. Eau potable : alerte au plomb. 1997, *Le Point du* 1/11/97, 72-76

LIVELY DE. The diminishing relevance of rights : racial disparities in the distribution of lead exposure risks. *Boston Coll Environ Aff Law Rev* 1994, **21** : 309-334

MAUSS EA. Childhood lead poisoning prevention : the tortuous trail from human health impact assessment to effective environmental policy. *Environ Impact Assess Rev* 1994, **14** : 403-423

MEDECINS DU MONDE. Rapport de la Mission Saturnisme Infantile à Paris, juillet 1997

MICELI TM, PANCAK KA, SIRMANS CF. Protecting children from lead-based paint poisoning : should landlords bear the burden ? *Boston Coll Environ Aff Law Rev* 1995, **23** : 1-41

MOST H. Financing lead control : weighing safety and cost. *Forum Appl Res Public Policy* 1996, **11** : 65-67

NEEDLEMAN HL, RIESS JA, TOBIN MJ, BIESECKER GE. Bone lead levels and delinquent behavior. *JAMA* 1996, **275** : 363-369

OMS. Lead and Health, Toxicology. World Health Organization, 1995

PAFF SW, BOSILOVICH BE. Use of lead reclamation in secondary lead smelters for the remediation of lead contaminated sites. *J Hazard Mater* 1995, **40** : 139-164

PANTELL RH, TAKAYAMA JI, NEWMAN TB. Costs and benefits of lead screening. *JAMA* 1993, **270** : 2054-2055

RNSP-DGS. Surveillance du saturnisme infantile en France. Bilan des activités de dépistage. Rapport 1997

SALKEVER DS. Updated estimates of earnings benefits from reduced exposure of children to environmental lead. *Environ Res* 1995, **70** : 1-6

SANDERS B. Interview with Dr. Bill Sanders, project LEAP Director, US-EPA Region 5, 28/07/94

SARGENT JD. The role of nutrition in the prevention of lead poisoning in children. *Pediatr Ann* 1994, **23** : 636-642

SCHLOMING L, SINGER R. Lead poisoning : is there a thief somewhere ? *The Small Property Owner Newsletter*, 1996

SCHWARTZ J. Societal benefits of reducing lead exposure. *Environ Res* 1994, **66** : 105-124

SIDES SR. Preventing Lead Poisoning : View from Private Sector. *Forum Appl Res Public Policy* 1996, **11** : 59-64

SIMON PR, DUNDULIS WP JR, BOULAY L, VANDERSLICE RR. Lead poisoning among RI preschoolers : the cost. *Rhode Island Medicine* 1995, **78** : 121-122

STAESSEN JA, ROELS H, FAGARD R. Lead exposure and conventional and ambulatory blood pressure : a prospective population study. PheeCad Investigators. *JAMA* 1996, **275** : 1563-1570

TILLER J. Easing lead paint laws : a step in the wrong direction. *Harv Environ Law Rev* 1994, **18** : 265-276

UNION EUROPEENNE. Air quality daughter directives, Position paper on lead, Commission of the European Communities, DGXI, 1997, UE-AQ-523EN

UNION EUROPEENNE. The financial and economic implications of a change of the MAC for lead, CRECEP, DVGW (TZW), KIWA, WRc, Final report to the European Commission Directorate General for Environment, WRc Report EC3818, 1995

VERBAERE I. Les Français ont du plomb dans le sang. *Pèlerin Magazine* 1997, **5998** : 28-32

VERGARA AE, PERTOWSKI CA, ROSENBLUM LS. Lead poisoning : costs of care in the United States, 1988-1992. *JAMA* 1996, **276** : 1221

VILAGINES R, LEROY P. Lead in drinking water, determination of its concentration and effects of new recommendations of the World Health Organization (WHO) on public and private networks management. *Bull Acad Natl Med* 1995, **179** : 1393-1408

VINCELET C. Programme de surveillance du saturnisme infantile en Ile-de-France (SSIILF) mai 1992-octobre 1995 : Bilan de 3 ans et demi d'expérience. *Comité de pilotage du SSIIF* 1997 : 1-9

WEITZMAN M, ASCHENGRAU A, BELLINGER D, JONES R, HAMLIN JS, BEISER A. Lead-contaminated soil abatement and urban children's blood lead levels. *JAMA* 1993, **269** : 1647-1654