

EFFETS DE LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE SUR LES MATERIAUX DE CONSTRUCTION

P. Watkiss, N. Eyre¹ et M. Holland
AEA Technology, UK

A. Rabl
Ecole des Mines de Paris
et

N. Short
Aston Material Services, UK

Janvier 2001

Résumé

Les dégâts provoqués sur les matériaux des bâtiments provoquent les dommages les plus visibles et les plus inquiétants de la pollution atmosphérique, notamment lorsqu'il s'agit de bâtiments ayant une valeur culturelle. Après une description de la dispersion des polluants, cet article s'attache à décrire la voie d'analyse mise en œuvre pour quantifier ces dommages tant d'un point de vue physique qu'économique.

Mots clés : pollution atmosphérique, dommages provoqués sur les bâtiments, monuments historiques, encrassement, corrosion, coût des dommages, perte d'agrément, coût de réparation

1 INTRODUCTION

La pollution atmosphérique dégrade les matériaux, en particulier ceux qui sont employés dans les bâtiments à cause de leur longue durée d'utilisation, parfois de l'ordre de centaines d'années. Les dommages causés à d'autres objets ont tendance à être moins importants : ainsi par exemple, la plupart des voitures sont remplacées longtemps avant que ne se fassent réellement sentir les effets de la pollution atmosphérique. Le phénomène de dégradation des bâtiments est complexe étant donné le grand nombre de facteurs qui entrent en jeu. Néanmoins, on reconnaît généralement que les polluants artificiels ont considérablement augmenté la vitesse de dégradation des bâtiments. L'encrassement résultant de la présence de particules (notamment la suie) et la corrosion ou l'érosion provoquées par le SO₂ revêtent ici une importance toute particulière.

Cet article présente une vue d'ensemble de la méthodologie utilisée par ExternE [1998] pour évaluer le coût de la pollution atmosphérique sur les matériaux. En première partie, nous commenterons l'évaluation économique. On s'accorde généralement à dire que l'évaluation doit se baser sur le concept du CAP (consentement à payer) pour éviter les dommages. En règle générale, on peut distinguer trois éléments de coûts :

- Dépenses à engager pour réparer l'objet endommagé, par exemple en le nettoyant ou en le repeignant,

¹ Now at the Energy Savings Trust, UK.

- Mesures préventives, notamment le coût d'additifs anti-ozonant pour améliorer la résistance des pneus à l'ozone,
- La perte d'agrément, c'est-à-dire le déplaisir que l'on ressent lorsque l'on regarde un bâtiment sale.

Le coût total est la somme de ces éléments.

Le premier élément est le plus simple car le nettoyage et la réparation de bâtiments impliquent des transactions commerciales. En revanche, le coût des mesures préventives est difficilement évaluable. Les matériaux, les technologies et les systèmes de gestion se développent en permanence avec une telle variété de coûts et de bénéfices qu'il serait difficile voire impossible de les comptabiliser. Ainsi par exemple, au cours des années, la peinture des automobiles s'est tellement améliorée que la détérioration de ces peintures par la pollution atmosphérique est devenue négligeable. Quel est le coût supplémentaire (s'il y en a eu) que cela a représenté et quels en sont les avantages outre la protection contre la corrosion ?

Le troisième composant, à savoir la perte d'agrément, implique une perception subjective et n'est pas monnayable sur le marché. L'outil le plus fréquemment utilisé pour déterminer la valeur de biens non-marchands est la méthode d'évaluation contingente [Mitchell et Carson 1989], c'est-à-dire en interrogeant les gens sur leur CAP pour un objet. Malheureusement, il n'y a quasiment pas d'études qui nous permettent d'estimer ce que vaut la perte d'agrément provoquée par les bâtiments endommagés en Europe. Une alternative bien plus simple à cette démarche a été proposée par Rabl [1999] : elle se base sur le fait que la perte d'agrément se reflète en fait dans les décisions de nettoyer et de réparer, et on peut la calculer par une règle simple à partir des dépenses engagées pour le nettoyage et les réparations. Cette règle stipule que le coût de la perte d'agrément est environ égal au coût du nettoyage et de la peinture, et elle est probablement aussi précise que la méthode d'évaluation contingente, étant donné les incertitudes notoires de cette dernière méthode. Néanmoins, cette règle n'a pas encore été appliquée de façon régulière dans les estimations d'ExternE.

Pour les bâtiments comportant un intérêt esthétique ou culturel comme par exemple les cathédrales anciennes, davantage de travaux d'estimations basés sur la technique d'évaluation contingente sont nécessaires pour pouvoir estimer les effets des dommages. Nous disposons déjà de quelques études mais elles ont besoin d'être complétées pour offrir une vue d'ensemble raisonnablement complète de la valeur du patrimoine culturel. Pour de tels bâtiments, il convient d'envisager la valeur que représente cet équipement et son existence, étant donné que le coût de remplacement ne représente pas convenablement le coût total, par exemple si l'on devait perdre des sculptures de plusieurs centaines d'années. Les coûts liés aux dommages de ce type dépendent fortement du site, non seulement par rapport au mérite de l'objet en question mais également par rapport à la façon dont on peut le traiter. Un autre problème est qu'il n'y a actuellement pas d'inventaire du patrimoine menacé. Jusqu'à présent, la détérioration des monuments et bâtiments historiques n'a pas été quantifiée par ExternE, si ce n'est dans une évaluation très sommaire pour la France [Rabl 1999].

2 Les effets de la pollution atmosphérique sur les matériaux

Pour la plupart des matériaux, les effets se répartissent en quatre catégories :

- Décoloration et aspect terni ;
- Perte de matériaux ;

- Défauts et problèmes de structure ;
- Encrassement.

Il n'existe pas d'études d'évaluation ou d'inventaires de matériaux sur lesquels on peut se baser pour estimer le coût de la décoloration et de l'aspect terni. Néanmoins, ces coûts sont probablement très faibles. Les défauts et problèmes de structure résultant de l'exposition à des polluants ne semblent pas non plus très probables sauf si la conception d'un bâtiment est fondamentalement imparfaite ou si l'on en a très largement négligé la maintenance. Dans les deux cas, il semble peu raisonnable d'attribuer ces coûts à la pollution atmosphérique, tout au moins dans le contexte des pays riches.

C'est pourquoi l'analyse présentée ici se concentre sur les effets des dépôts acides sur la corrosion. Les dépôts acides concernent tant les effets directs du dioxyde de soufre que ceux des dépôts acides provenant des émissions de SO₂ et de NO_x. En outre, une méthode simple a été utilisée pour quantifier l'encrassement des bâtiments provoqué par les dépôts de particules.

Il convient de noter que les effets de ces polluants atmosphériques sont à mettre en perspective dans un contexte d'importantes forces climatiques naturelles, notamment la pluie, les bactéries, les cycles de gel et fonte des neiges et le sel marin (dans les régions côtières). Ces éléments naturels provoqueraient des dommages même en l'absence de polluants atmosphériques. Néanmoins, les taux de détérioration mesurés sont d'un facteur de 10 à 100 fois moins élevés qu'en présence de polluants atmosphériques.

Pour un certain nombre de matériaux, les dépôts secs de SO₂ ont les effets les plus corrosifs des polluants atmosphériques. Les dépôts humides de polluants, que l'on retrouve dans les pluies acides, ont également un effet corrosif sur certains matériaux, mais généralement moins important. Le rôle du NO₂ dans l'atmosphère n'a pas encore été clarifié. Bien que l'on ait constaté un fort effet de synergie avec le SO₂ dans les études menées en laboratoire, ceci n'a pas encore été observé sur le terrain.

On sait que l'ozone dégrade certains matériaux polymères tels que la peinture, les plastiques et le caoutchouc (Lee *et al*, 1996). Sur ces trois matériaux, c'est la détérioration du caoutchouc qui semble la plus importante (Holland *et al*, 1998, 2001). On a également constaté en situation réelle que le caoutchouc agit en synergie avec le SO₂ (Kucera *et al*, 1993a ; Kucera, 1994). Cependant, ces effets n'ont pas été pris en compte dans la phase actuelle d'ExternE.

Les matériaux pris en compte pour l'évaluation des dommages sont la pierre calcaire (chaux), le mortier, la peinture, le béton, l'aluminium et l'acier galvanisé. Bien que non exhaustive, cette liste comporte les matériaux les plus sensibles utilisés communément dans le bâtiment et les travaux publics. On considère que tous les aciers non galvanisés sont peints et entrent par conséquent dans la catégorie "peinture". Il n'a pas été tenu compte de la perte de transparence du verre car on estime que le verre moderne est très résistant aux attaques. Le tableau n° 1 ci-après présente un résumé des matériaux et leur sensibilité à la pollution atmosphérique.

Table 1. Sensibilité des matériaux à la pollution atmosphérique et matériaux et patrimoine exposés en Europe

Matériau	Sensibilité à la pollution atmosphérique	Matériaux et patrimoine exposés en Europe
-----------------	---	--

Brique et maçonnerie	Très faible	Très important
Mortier	Modérée à élevée	Très important
Béton	Faible	Très important
Pierre naturelle (grès, calcaire, marbre)	Elevée (très affectée par le SO ₂)	Important (notamment les objets ayant une valeur culturelle)
Acier non allié	Elevée (très affectée par le SO ₂)	Très limité
Acier inoxydable	Très faible	Moyen
Nickel et acier plaqué au nickel	Elevée (notamment dans un environnement pollué par le SO ₂)	Très limité
Zinc et acier galvanisé	Elevée (notamment dans un environnement pollué par le SO ₂)	Moyen
Aluminium	Très faible	Moyen
Cuivre	Faible	Limité
Plomb	Très faible	Limité
Revêtements organiques	Incertaine	Très important

2.1 Matériaux et patrimoine exposés

Pour pouvoir quantifier les effets de la corrosion provoquée par les dépôts acides sur les matériaux de construction, il convient tout d'abord d'établir l'inventaire des matériaux et du patrimoine exposés, les conditions météorologiques et les niveaux de pollution ambiante. Etant donné que les dépôts acides sont un phénomène enregistré au niveau régional, il faut définir l'environnement de référence au niveau européen.

La liste du patrimoine et des matériaux exposés provient d'études menées sur les bâtiments. Ces études sont généralement effectuées pour des villes individuelles : on peut ensuite procéder à des extrapolations sur les résultats pour obtenir des inventaires nationaux. Dans les cas où il n'y a pas de données pour certains pays, notamment pour la France et la plupart des pays d'Europe du sud, les valeurs ont été extrapolées à partir de celles émanant d'autres pays, ce qui donne lieu à des incertitudes considérables. Ces données ont été saisies dans le logiciel EcoSense. En voici les sources :

Kucera *et al* (1993b), Tolstoy *et al* (1990) – données concernant Prague ;

Kucera *et al*, 1993b; Tolstoy *et al*, 1990 – données concernant Stockholm (Suède) et Sarpsborg (Norvège) ;

Ecotec (1986) – données concernant le Royaume-Uni ;

NTUA (1997) – données concernant la Grèce ;

Hoos *et al* (1987) – données concernant Dortmund et Cologne.

2.2 Fonctions de dose-réponse

Les fonctions de dose-réponse (DR) indiquant le taux de perte de matériaux pour les matériaux de construction considérés comme exposés ont été identifiées dans la bibliographie existante. De nombreuses publications sur ce thème sont aujourd'hui disponibles tant aux Etats-Unis qu'en Europe.

Les estimations des dommages provoqués par la pollution découlent d'études de terrain menées sur des bâtiments réels ou d'études concernant des matériaux expérimentaux idéalisés

soit sur le terrain soit en laboratoire. Il y a de toute évidence des problèmes lorsque l'on se fie trop à des matériaux expérimentaux étant donné que les vrais matériaux de construction sont très variés de par leur type et les conditions atmosphériques auxquelles ils sont exposés. Par ailleurs, les mécanismes ainsi que le taux de détérioration peuvent varier selon les conditions ambiantes. D'un autre côté, les études menées sur les matériaux de construction réels n'offrent pas la même souplesse de contrôle d'un polluant spécifique dans un environnement exposé à plusieurs produits polluants. Pour que les données de DR soient fiables, il faut par conséquent pouvoir disposer d'une combinaison d'études contrôlées et de mesures sur le terrain.

Toute tentative pour dériver les relations de DR nécessitent des hypothèses sur la forme de fonction qui convient. Ainsi par exemple, on prend souvent pour hypothèse la linéarité par rapport au temps et aux concentrations. Dans certains cas, ces hypothèses se fondent sur des concepts très faibles étant donné que les ensembles de données empiriques sont souvent insuffisants pour pouvoir tester l'hypothèse. Dans ces cas, il faut justifier la fonction choisie en apportant des raisons théoriques grâce à des modèles de mécanismes de détérioration.

L'utilisation de données mesurées pour dériver (par analyse de régression) des équations prédictives avec des coefficients appliqués de façon empirique ne signifie pas que ces coefficients s'appliquent uniquement et strictement à l'environnement expérimental. Néanmoins, la principale source des fonctions adoptées ici, à savoir les travaux menés dans le cadre de l'UNECE (Communauté Européenne Economique auprès des Nations-Unies) par Kucera (1993a, b ; 1994), se basent sur les résultats de 39 sites expérimentaux dans un certain nombre de pays européens y compris trois sites en Amérique du Nord. Les résultats devraient donc être globalement applicables car ils couvrent un large éventail de pollutions et de climats météorologiques. Ici, ce sont les travaux de Kucera que l'on préfère aux résultats d'autres études (telles que celles de Lipfert, 1987 ; 1989 ; Butlin *et al*, 1992), notamment à cause de la taille de la zone géographique à partir de laquelle sont collectées les données et à cause de la durée du programme expérimental.

Le tableau n° 2 énumère, dans un format standard, les fonctions de DR que nous avons prises en compte. Le lecteur devra se reporter aux documents d'origine pour la forme d'origine et les discussions au sujet de ces fonctions. En particulier, le terme de concentration H^+ d'origine (en mg/l) des fonctions ICP a été remplacé par un terme d'acidité utilisant la conversion $P \times H^+ \text{ (mg/l)} = 0.001 \times H^+ \text{ (acidité exprimée en meq/m}^2\text{/an)}$ et le taux d'érosion pour la pierre et le zinc a été converti en perte de masse en prenant respectivement pour hypothèse des densités de 2 et de 7,14 tonnes/m³.

Tableau n° 2 : Comparaison des fonctions de DR pour l'évaluation des dommages provoqués sur les matériaux. Les taux annuels pour les fonctions donnant une perte de masse (PM) ou une augmentation de masse (AM) sont dérivés en les divisant par 4 (nombre d'années d'exposition des échantillons)

Pierre naturelle	Eq.
ICP - calcaire non abrité ni protégé (4 ans) , 1 ^{ère} étape :	(1)
$PM = 8.6 + 1.49 \cdot TOW \cdot SO_2 + 0.097 \cdot H^+$	
ICP – grès calcaire ou mortier non abrités ni protégés (4 ans), 2 ^{nde} étape :	(2)
$PM = 7.3 + 1.56 \cdot TOW \cdot SO_2 + 0.12 \cdot H^+$	
ICP – calcaire abrité ou protégé (4 ans), 4 ^{ème} étape (sans dégradation ultérieure telle que l'exfoliation):	(3)
$AM = 0.59 + 0.20 \cdot TOW \cdot SO_2$	
ICP – grès abrité ou protégé (4 ans), 3 ^{ème} étape (sans dégradation ultérieure telle que	(4)

l'exfoliation):	$AM = 0.71 + 0.22 \cdot TOW \cdot SO_2$	
Peinture		
Haynie (1986) – peinture à base de carbonate :	$\Delta TE/t_c = 0.01 \cdot P \cdot 8.7 \cdot (10^{-pH} - 10^{-5.2}) + 0.006 \cdot SO_2 \cdot f_1$	(5)
Haynie (1986) – peinture à base de silicate :	$\Delta TE/t_c = 0.01 \cdot P \cdot 1.35 \cdot (10^{-pH} - 10^{-5.2}) + 0.00097 \cdot SO_2 \cdot f_1$	(6)
Zinc et acier galvanisé		
ICP – zinc non protégé (4 ans):	$PM = 14.5 + 0.043 \cdot TOW \cdot SO_2 \cdot O_3 + 0.08 \cdot H^+$	(7)
ICP – zinc protégé (4 ans):	$PM = 5.5 + 0.013 \cdot TOW \cdot SO_2 \cdot O_3$	(8)

Légende :

ICP	=	Programme de coopération internationale de l'UNECE (Communauté Européenne Economique auprès des Nations-Unies) (Kucera 1994).
TE	=	taux d'érosion ($\mu\text{m}/\text{an}$)
P	=	taux de précipitations (m/an)
SO ₂	=	concentration en dioxyde de soufre ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
O ₃	=	concentration en ozone ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
H ⁺	=	acidité ($\text{meq}/\text{m}^2/\text{an}$)
R _H	=	humidité relative moyenne, %
f ₁	=	$1 - \exp[-0.121 \cdot R_H / (100 - R_H)]$
TOW	=	(time of wetness) fraction de temps d'humidité relative dépassant 80 % et de température > 0°C
PM	=	perte de masse (g/m^2) après quatre ans
AM	=	augmentation de masse (g/m^2) après quatre ans

2.2.1 Pierre naturelle

Les différents types de pierre communément utilisés pour les bâtiments et les monuments comprennent le granite, le grès, le calcaire, le marbre et l'ardoise. C'est la composition et la porosité de ces pierres qui en déterminent la durabilité. Les granits se composent principalement de silices tels que le quartz et ont une faible porosité et une durabilité qui est généralement assez bonne. Les calcaires sont principalement du calcite (carbonate de calcium) et sont beaucoup plus poreux et sujets aux attaques. Les grès se composent de grains de quartz liés par un "ciment" siliceux ou calcaire, ce dernier ayant une durabilité comparable à celle du calcaire. Enfin, le marbre a une structure cristalline très dense et se compose de calcite pratiquement pur. Les études menées à ce sujet (Harter, 1986 ; Lipfert, 1987 ; Lipfert, 1989 ; UKBERG, 1990 ; NAPAP, 1990) ont conclu que les dommages provoqués sur les minerais siliceux par les dépôts acides sont négligeables et par conséquent, toute notre attention se portera ici sur les pierres calcaires, notamment le calcaire, le marbre et les grès calcaires. Il s'agit de matériaux de construction très utilisés en Europe.

Il y a trois processus de détérioration de la pierre :

- **Première étape** (court terme). Il s'agit dans cette étape d'une simple dissolution du carbonate de calcium. Elle comporte (i) la dissolution normale du calcite dans les eaux de pluie, provoquée par le CO₂, (ii) l'accélération due à l'acidité des eaux de pluie résultant de la pollution atmosphérique, (iii) l'attaque par dépôt sec de polluants gazeux, principalement du SO₂. Ces processus sont relativement simples à caractériser en termes de fonctions de DR et ont été pris en compte dans ExterneE.

- **Seconde étape** (moyen terme). Cette étape concerne la dissolution du carbonate de calcium en plus des retombées de particules granulaires moins solubles dans la matrice, comme par exemple pour les pierres calcaires ; l'élimination de petites quantités de la matrice de carbonate de calcium risque de relâcher un nombre considérable de grains de sable, provoquant ainsi une érosion surfacique plus importante.
- **Troisième étape** (long terme). Dans les zones abritées où le sulfate de calcium n'est pas emporté par intermittence, il y a une accumulation irrégulière de sels. Ceci provoque alors la formation d'une croûte qui peut se poursuivre par une phase d'exfoliation. Même si la formation de ces croûtes est lente, l'exfoliation provoque des dommages très importants. Il n'existe pas de fonctions de DR pour cette dernière partie de l'étape trois.

2.2.2 Maçonnerie, mortier et crépi

A l'heure actuelle, on estime que la maçonnerie, qui est une céramique à base de silicate de calcium et d'aluminium, n'est pas affectée par les attaques de dioxyde de soufre, ce qui n'est pas le cas pour le composant du mortier dans la maçonnerie. Le mortier se compose de sable, d'hydroxyde de calcium et autres phases carbonées. L'agent principal de l'érosion du mortier est l'attaque acide sur le liant du ciment calcaire (UKBERG, 1990 ; Lipfert, 1987). Etant donné qu'il n'existe pas de fonction de DR spécifique pour le mortier, il faut procéder aux estimations préliminaires en se basant sur des comparaisons théoriques avec la pierre calcaire. C'est pourquoi nous recommandons l'équation (2) du tableau n° 2. Il faut cependant noter que ceci va probablement donner lieu à une sous-estimation des dommages étant donné que les mortiers sont normalement plus poreux que le grès.

2.2.3 Béton

Le ciment de Portland, qui est le principal agent liant du béton est un matériau alcalin vulnérable aux attaques acides. Les effets potentiels sur le béton sont notamment l'encrassement, la décoloration et l'aspect terni, l'érosion surfacique, l'effritement, et la corrosion renforcée des armatures en acier scellé. Néanmoins, pour tous ces effets (à l'exception de l'érosion surfacique), les dommages sont plutôt susceptibles de se produire par carbonatation naturelle et pénétration d'ions de chlore plutôt que par interaction avec des polluants tels que le SO₂.

Le facteur principal ayant un impact sur la durabilité du béton est la corrosion des armatures d'acier scellées à l'intérieur. Dans le béton neuf, ces armatures sont protégées de la corrosion acide par les caractéristiques alcalines des composants cimentés du béton. Si la couche de béton recouvrant l'acier est suffisamment épaisse et si le béton est de bonne qualité, les polluants acides ne découpent que légèrement la surface. Etant donné que l'érosion surfacique n'affecte pas l'intégrité de la structure, elle n'a pas d'effet sur la durabilité du béton. Cependant, dans du béton mal préparé, lorsque la carbonatation a déjà provoqué une corrosion de l'acier, des fissures se développent, rendant le système plus vulnérable aux attaques du SO₂, étant donné que les produits de corrosion de l'acier occupent un volume plus important que l'acier (Webster et Kukacka, 1986). Dans ExternE, la détérioration du béton a été considérée comme négligeable.

2.2.4 Peinture et matériaux polymères

Les peintures sont des mélanges complexes se composant de polymères, de pigments, de diluants et autres additifs. La détérioration des peintures et des substances polymères peut se faire par dépôt acide et par des oxydants photochimiques, notamment l'ozone. Les effets potentiels peuvent être entre autres la perte de brillant et l'encrassement, l'érosion des surfaces polymères, la perte d'adhésion de la peinture, l'interaction avec des pigments sensibles et les mastics tels que le carbonate de calcium, et enfin la contamination des substrats avant que la couche peinture ne soit appliquée, ce qui provoque des problèmes avant terme ainsi que la dégradation des propriétés mécaniques comme par exemple l'effritement et la fissuration, notamment des substances élastomères.

La réaction directe des polluants acides sur les pigments et les mastics présents dans la peinture est susceptible d'accélérer l'érosion. Le plus grave impact étudié concerne les effets du SO_2 sur les peintures contenant des matériaux de remplissage à base de carbonate de calcium. Les oxydes d'azote n'ont qu'un effet mineur sur les peintures (Spence *et al*, 1975 ; Haynie et Spence, 1984). Même si l'on sait que l'ozone dégrade certaines substances polymères telles que la peinture, les plastiques et le caoutchouc (Holland et Haydock, 2001), ces dommages n'ont pas encore été envisagés par ExternE. Davantage de développements sont nécessaires pour identifier les fonctions de DR adéquates pour l' O_3 .

Le principal effet lié à la pollution (et pour lequel des fonctions de DR ont été dérivées) est l'érosion de la peinture (NAPAP, 1990), même si ce n'est probablement pas le mécanisme de détérioration le plus grave. Haynie (1986) donne des fonctions pour les peintures à base de carbonate et de silicate, montrant qu'entre ces deux types la résistante à l'acide diffère d'un ordre de grandeur. C'est pour cela qu'il faut soigneusement sélectionner la fonction qui convient (voir les équations 5 et 6 du tableau n° 2).

2.2.5 Métaux

La corrosion atmosphérique des métaux est généralement un processus électrochimique qui ne se produit que lorsque les surfaces sont humides. Le taux de corrosion métallique est déterminé par l'interaction de différents paramètres climatiques, les plus importants étant l'humidité, les précipitations, la température et le niveau de polluants atmosphériques. De tous les polluants atmosphériques, c'est le SO_2 qui provoque le plus de dommages, même si dans les régions côtières, les chlorures jouent également un rôle considérable. Le rôle du NO_x et de l'ozone dans le processus de corrosion des métaux est incertain, même si des travaux récents (Kucera, 1994) montrent que l'ozone pourrait bien être un facteur important d'accélération de certaines réactions.

Bien qu'il existe des fonctions de DR pour de nombreux métaux, l'analyse d'ExternE se limite aux métaux pour lesquels on dispose de bonnes données d'inventaire et dont l'utilisation est très répandue dans le bâtiment et les travaux publics, comme par exemple l'acier et l'aluminium. L'acier lui est quasiment toujours employé soit galvanisé (c'est-à-dire revêtu d'une couche de zinc) soit recouvert de peinture. Pour l'acier recouvert de peinture, nous avons utilisé les fonctions de DR de la peinture. De tous les matériaux de construction courants, l'aluminium est celui qui résiste le mieux à la corrosion. Dans l'atmosphère, l'aluminium se couvre d'une couche fine et dense d'oxyde, qui est hautement protectrice jusqu'à un pH de 2,5. En extérieur propre, l'aluminium conserve son apparence pendant des années, même dans des conditions tropicales.

Le zinc n'est pas un important matériau de construction en soi mais il est couramment utilisé comme revêtement pour l'acier (acier galvanisé) parce que son taux de corrosion est plus faible et qu'il agit ainsi en tant que revêtement de protection. En l'absence de polluants, la réaction initiale du zinc avec l'atmosphère donne de l'oxyde de zinc et de l'hydroxyde de zinc, qui à leur tour sont transformés en carbonate de zinc relativement insoluble. Ces revêtements ne sont pas entièrement protecteurs étant donné que l'hydroxyde et le carbonate (ou bicarbonate) de zinc partent lentement à l'eau mais ils ont tendance à freiner le processus de corrosion.

2.3 Evaluation du coût des dommages

2.3.1 Calcul de la fréquence de réparation

La plupart des relations de DR sont données en termes de perte de poids ou d'épaisseur en fonction du temps. Pour évaluer les effets, ces pertes doivent être converties en fréquence de réparation ou de remplacement. Pour ce faire, on procède en règle générale en utilisant des évaluations techniques ou des données liées au comportement sur les pratiques de maintenance dans le bâtiment, ceci bien que les incertitudes soient importantes étant donné le manque d'informations fiables. Dans cette étude, nous avons utilisé à chaque fois que cela s'avérait possible les informations publiées et les jugements d'experts. Lorsqu'aucune information n'était disponible, nous avons eu recours à des estimations se basant sur l'expérience commune. Le tableau n° 3 ci-dessous présente un résumé de la perte critique d'épaisseur pour la maintenance et les réparations.

Pour la pierre naturelle et le mortier, on prend comme hypothèse le fait que les interventions de maintenance seront nécessaires lorsqu'il y aura eu perte de 4 mm d'épaisseur. Cette valeur de perte critique a également été utilisée pour la fréquence de réparation du crépi.

Tableau n° 3 : Moyennes des pertes critiques d'épaisseur pour la maintenance et les réparations (prises comme hypothèses dans l'analyse)

Matériau	Perte critique d'épaisseur
Pierre naturelle	4 mm
Crépi	4 mm
Mortier	4 mm
Zinc	50 µm
Acier galvanisé	50 µm
Peinture	50 µm

2.3.2 Evaluation des coûts de réparation

Les valeurs estimées pour le coût de réparation proviennent de différentes sources. Pour le Royaume-Uni, le coût de réparation estimé est repris de coefficients unitaires de coût pour chacun des matériaux pour lesquels on a réalisé une évaluation. Ces chiffres se basent sur des valeurs ECOTEC (1996) et celles de Lipfert (1987). En Allemagne, le coût de réparation a été

obtenu en réponse aux demandes d'informations adressées aux fabricants allemands. Enfin, le coût des dommages indiqué dans une étude concernant Stockholm, Prague et Sarpsborg (Kucera *et al*, 1993b) est également pris en compte. Le tableau n° 4 résume le coût des dommages, utilisé dans cette analyse en € de 1995. Nous avons appliqué le même coût de réparation pour tous les types de nouvelles couches de peintures, qu'elles soient appliquées sur des surfaces en bois, en acier ou en acier galvanisé, etc.

Tableau n° 4 : Coût de réparation et de maintenance [€m^2] appliqués dans l'analyse

Matériau	€m^2
Zinc	25
Acier galvanisé	30
Pierre naturelle	280
Crépi, mortier	30
Peinture	13

Pour pouvoir obtenir une estimation des dommages, la fréquence de remplacement et la surface totale de chaque matériau dans chaque cellule du maillage de calcul de dispersion ont été multipliées par ces coefficients de coût unitaire et les résultats ont été additionnés pour toutes les cellules du maillage de l'Europe. Etant donné les non-linéarités, tant dans la chimie atmosphérique que dans certaines fonctions de DR, les dommages dus à la pollution supplémentaire ont été calculés comme étant la différence entre les valeurs calculées avec et sans pollution supplémentaire. Certains résultats figurent au tableau n° 5.

2.3.3 Evaluation du coût de l'encrassement

Les fonctions de DR pour l'encrassement par particules dû au dépôt de particules d'une variété de matériaux ont été données par Beloin et Haynie (1975) en termes d'une réduction du coefficient de réflexion de la surface. Des fonctions plus récentes ont été proposées pour l'encrassement (Hamilton et Mansfield, 1992) : elles indiquent le changement du coefficient de réflexion pour le bois peint exposé et le bois peint protégé. Néanmoins, nous avons préféré adopter une approche plus simple pour dériver le coût de l'encrassement. Ainsi par exemple au Royaume-Uni, nous avons supposé que les effets totaux de l'encrassement des bâtiments peuvent être attribués aux émissions de particules à l'intérieur du Royaume-Uni. Le marché total du nettoyage des bâtiments au Royaume-Uni est estimé à 80 millions de £ par an (Newby *et al*, 1991). Les émissions britanniques de fumées noires en 1990 étaient de 453 000 tonnes (DOE, 1991). Le coût moyen que cela implique pour le nettoyage des bâtiments est donc d'environ 300 €/tonne de fumées noires. Il est intéressant de comparer ce chiffre avec les résultats d'une analyse plus détaillée de l'encrassement en France [Rabl 1999], dans laquelle il a été estimé que le coût moyen de réparation due aux émissions de particules est d'environ 70 €/tonne. Il s'agit clairement de coûts moyens par unité d'émission. Les dommages liés aux émissions dans les villes (par exemple à cause de la circulation routière) auront donc tendance à être plus importants, alors que ceux des émissions en milieu rural (par exemple par la présence des centrales électriques) auront tendance à être bien moins élevés.

Tableau n° 5 : Coût dû à la dégradation des matériaux par le SO_2 pour différents sites d'Europe

Site	€kg_{SO_2}	% du coût total dû au SO_2
Albi (Fr)	0,098	1,3
Barcelone (Es)	0,148	1,5

Bordeaux (Fr)	0,299	2,5
Londres (GB)	0,524	4,1
Nantes (Fr)	0,088	1,0
Paris (Fr)	0,335	2,2
Piacenza (It)	0,310	2,5
Stuttgart (Al)	0,386	3,0
Vienne (Au)	0,345	3,6
Moyenne	0,281	2,4

3 CONCLUSIONS

Ce chapitre a présenté la méthodologie utilisée par ExternE [1998] pour quantifier les dommages que provoque la pollution atmosphérique sur les matériaux en Europe. La méthode utilise l'inventaire des matériaux et du patrimoine exposés, qui provient d'études sur les bâtiments réalisées dans un certain nombre de villes européennes : ces chiffres ont ensuite été extrapolés à l'ensemble de l'Europe en utilisant les données concernant la population. Les données de pollution des modèles atmosphériques sont alors utilisées avec les fonctions de DR les plus à jour, ceci de façon à calculer l'érosion surfacique des matériaux exposés. Ces pertes sont ensuite estimées en utilisant les données concernant la fréquence de réparation et de remplacement ainsi que le coût de ces interventions : le résultat est une estimation du coût des dommages.

Les résultats suggèrent que les coûts typiques des dommages sont de l'ordre de 100 à 400 €/tonne de SO₂ ; il s'agit d'un très faible pourcentage (approximativement de 1 à 4 %) du coût que le SO₂ provoque sur la santé. Contrairement aux calculs relativement détaillés pour le SO₂, seules des estimations très préliminaires ont été faites pour le coût des dommages provoqués par l'encrassement dû aux émissions de particules : ces estimations suggèrent des valeurs de l'ordre de 70 à 300 €/tonne de particules émises par combustion. Tout comme pour le SO₂, il ne s'agit que d'un très faible pourcentage du coût des dommages sur la santé.

Bibliographie

Beloin, N.J. and Haynie, F.H. (1975). Soiling of Building Materials. *Journal of the Air Pollution Control Association*, **25**, 393-403.

Butlin, R.N. *et al* (1992). Preliminary Results from the Analysis of Stone Tablets from the National Materials Exposure Programme (NMEP). *Atmospheric Environment*, **26B** 189, and Preliminary Results from the Analysis of Metal Samples from the National Materials Exposure Programme (NMEP). *Atmospheric Environment*, **26B** 199.

Cooke, R.U., and Gibbs, G.B., (1994). *Crumbling Heritage? Studies of Stone Weathering in Polluted Atmospheres*. National Power. Swindon.

ECOTEC (1986). *Identification and Assessment of Materials Damage to Buildings and Historic Monuments by Air Pollution*. Report to the UK Department of the Environment.

ECOTEC (1996). *An evaluation of the benefits of reduced sulphur dioxide emissions from reduced building damage*. Ecotec Research and Consulting Ltd., Birmingham, UK.

ExternE 1995. ExternE: Externalities of Energy. ISBN 92-827-5210-0. Vol.1: Summary (EUR 16520); Vol.2: Methodology (EUR 16521); Vol.3: Coal and Lignite (EUR 16522); Vol.4: Oil and Gas (EUR 16523); Vol.5: Nuclear (EUR 16524); Vol.6: Wind and Hydro Fuel Cycles (EUR 16525). Published by European Commission, Directorate-General XII, Science Research and Development. Office for Official Publications of the European Communities, L-2920 Luxembourg.

ExternE 1998. ExternE: Externalities of Energy. Vol.7: Methodology 1998 Update (EUR 19083); Vol.8: Global Warming (EUR 18836); Vol.9: Fuel Cycles for Emerging and End-Use Technologies, Transport and Waste (EUR 18887); Vol.10: National Implementation (EUR 18528). Published by European Commission, Directorate-General XII, Science Research and Development. Office for Official Publications of the European Communities, L-2920 Luxembourg. Results are also available at <http://ExternE.jrc.es/publica.html>.

Hamilton, R.S. and Mansfield, T.A. (1992). The Soiling of Materials in the Ambient Atmosphere. *Atmospheric Environment*, **26A**, 3291-3296.

Harter, P. (1986). Acidic Deposition - Materials and Health Effects. IEA Coal Research TR36.

Haynie, F.H. (1986). Atmospheric Acid Deposition Damage due to Paints. US Environmental Protection Agency Report EPA/600/M-85/019.

Haynie, F. H. and Spence, J. W. (1984). Air Pollution Damage to Exterior Household Paints. *Journal of Air Pollution Control Association* **34** (1984), 941-944.

Haynie, F.H., Spence, J.W., and Upham, J.B. (1976). Effects of Gaseous Pollutants on Materials - A Chamber Study. US EPA Report: EPA-600/3-76-015.

Holland, M.R. and Haydock, H. (2001) Economic consequences of ozone damage to paint and rubber. *In preparation*.

Hoos, D., Jansen, R., Kehl, J., Noeke, J., and Popal, K. (1987). Gebäudeschäden durch Luftverunreinigungen - Entwurf eines Erhebungsmodells und Zusammenfassung von Projektergebnissen. Institut für Umweltschutz, Universität Dortmund, 1987.

Kucera, V. (1994). The UN ECE International Cooperative Programme on Effects on Materials, Including Historic and Cultural Monuments. Report to the working group on effects within the UN ECE in Geneva, Swedish Corrosion Institute, Stockholm, 1994.

Kucera, V. *et al* (1988). Corrosion of Steel and Zinc in Scandinavia with Respect to the Classification of the Atmospheres. Degradation of Metals in the Atmosphere, ASTM STP **965**, pp. 264-281, 1988.

Kucera, V., Henriksen, J., Knotkova, D., Sjöström, Ch. (1993b). Model for Calculations of Corrosion Cost Caused by Air Pollution and Its Application in Three Cities. Report No. 084, Swedish Corrosion Institute, Roslagsvägen, 1993.

Kucera, V., Henriksen, J., Leygraf, C., Coote, A.T., Knotkova, D. and Stöckle, B. (1993a). Materials Damage Caused by Acidifying Air Pollutants - 4 Year Results from an International

Exposure Programme within UN ECE. International Corrosion Congress, Houston, September 1993.

Lee, D.S., Holland, M.R. and Falla, N. (1996) The potential impact of ozone on materials. *Atmospheric Environment*, 30, 1053-1065.

Lipfert, F.W. (1987). Effects of Acidic Deposition on the Atmospheric Deterioration of Materials. *Materials Performance*, **12**, National Association of Corrosion Engineers, 1987.

Lipfert, F.W. (1989). Atmospheric Damage to Calcareous Stones: Comparison and Reconciliation of Recent Findings. *Atmospheric Environment*, **23**, 415.

Newby, P.T., Mansfield, T.A. and Hamilton, R.S., (1991). Sources and Economic Implications of Building Soiling in Urban Areas. *The Science of the Total Environment*, **100**, 347.

NTUA (1997) National Technical University of Athens, personal communication.

Rabl A 1999. "Air Pollution and Buildings: an Estimation of Damage Costs in France". *Environmental Impact Assessment Review*, vol.19(4), pp. 361 – 385. See also Rabl A & L Teulère 1999. "Estimation des coûts attribuables à la pollution de l'air dans le secteur du bâtiment". *Pollution Atmosphérique*, vol.164, octobre-décembre 1999, pp.81-91.

Spence, J. W. *et al* (1975). Effects of Gaseous Pollutants on Paints: A Chamber Study. *Journal of Paint Technology* **47** (1975), 57-63.

Tolstoy, N., Andersson, G., Sjöström, Ch., and Kucera, V. (1990). External Building Materials - Quantities and Degradation. Research Report TN:19. The National Swedish Institute for Building Research, Gävle, Sweden, 1990.

Webster, R. P. and Kukacka, L. E. (1986). Effects of Acid Deposition on Portland Concrete. In: *Materials Degradation Caused by Acid Rain*. American Chemical Society, 1986, pp. 239-249.