# Chemins forestiers: utilisation de scories d'incinération d'ordures ménagères: influence sur les eaux souterraines

Autor(en): **Blanc, Pierre / Hubert, Gérard**

Objekttyp: **Article**

Zeitschrift: **Ingénieurs et architectes suisses**

Band (Jahr): **113 (1987)**

Heft 8

PDF erstellt am: **28.03.2024**

Persistenter Link: https://doi.org/10.5169/seals-76371

**Nutzungsbedingungen**

Die ETH-Bibliothek ist Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Inhalten der Zeitschriften. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern.
Die auf der Plattform e-periodica veröffentlichten Dokumente stehen für nicht-kommerzielle Zwecke in Lehre und Forschung sowie für die private Nutzung frei zur Verfügung. Einzelne Dateien oder Ausdrucke aus diesem Angebot können zusammen mit diesen Nutzungsbedingungen und den korrekten Herkunftsbezeichnungen weitergegeben werden.
Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Die systematische Speicherung von Teilen des elektronischen Angebots auf anderen Servern bedarf ebenfalls des schriftlichen Einverständnisses der Rechteinhaber.

**Haftungsausschluss**

Alle Angaben erfolgen ohne Gewähr für Vollständigkeit oder Richtigkeit. Es wird keine Haftung übernommen für Schäden durch die Verwendung von Informationen aus diesem Online-Angebot oder durch das Fehlen von Informationen. Dies gilt auch für Inhalte Dritter, die über dieses Angebot zugänglich sind.

Ein Dienst der *ETH-Bibliothek*
ETH Zürich, Rämistrasse 101, 8092 Zürich, Schweiz, www.library.ethz.ch

**http://www.e-periodica.ch**

# Chemins forestiers: utilisation de scories d'incinération d'ordures ménagères

## Influence sur les eaux souterraines

par Pierre Blanc et Gérard Hubert, Le Mont-sur-Lausanne

### 1. Introduction

Les produits solides de la combustion des ordures ménagères, composés de matériaux inertes (métaux, verres, cendres des produits combustibles), représentent entre 25 et 30% du poids initial des déchets. Ils se retrouvent:

- à 90% sous forme de *mâchefers,* qui sont les résidus de combustion proprement dits;
- à 10% sous forme de *cendres volantes,* entraînées par les gaz de combustion et recueillies dans les trémies sous chaudière et dans le système de dépoussiérage; elles sont généralement mélangées aux mâchefers.

Les mâchefers sont constitués en moyenne de:

- 1 à 5% d'imbrûlés;
- 10 à 15% de métaux libres (dont 88% de métaux magnétiques);
- 80 à 90% de scories proprement dites.

Dans la suite de l'étude, les mâchefers, après déferraillage grossier, seront appelés *scories.*

La question des risques de pollution par les scories d'incinération est très controversée. La presse a fait état de plusieurs pollutions graves par des scories d'incinération, notamment dans la région de Buchs (Argovie). Par contre, dans une réponse à une question écrite, le Conseil d'Etat de Genève affirme que «les scories constituent des éléments inertes dont la mise en décharge n'est pas de nature à porter atteinte à l'environnement et plus particulièrement aux eaux souterraines».

Le but de cette étude est d'évaluer l'impact de l'utilisation des scories de l'usine d'incinération des ordures ménagères (UIOM) de Lausanne, sur les sols et les eaux souterraines, par lixiviation de sels solubles et de micropolluants métalliques et organiques, dans le cadre de la construction de chemins forestiers.

### 2. Revue bibliographique

Depuis longtemps, les mâchefers ont été utilisés comme matériau de remblai, sous-couche de fondation de chaussée et couverture dans les décharges [12][1]. Le déferraillage en améliore la présentation et la qualité et permet une commercialisation des produits métalliques.

En Suisse, l'aptitude des scories à être utilisées comme couche de fondation de chaussée a été estimée lors d'un essai réalisé à Hagenholz, Zurich, par la commission 3 de l'Union des professionnels suisses de la route [20]. En attendant la publication d'une nouvelle norme SNV, cette commission a élaboré des «Directives relatives à l'emploi des scories d'incinération d'ordures traitées», qui précisent les techniques de préparation et les restrictions d'emploi.

Les scories traitées (réduction de la teneur en eau par stockage intermédiaire de 1 à 3 mois et suppression par tamisage des composants métalliques grossiers) doivent être déposées en couches d'environ 30 cm et compactées pour éviter une percolation de l'eau de pluie. L'évacuation des eaux de surface doit être garantie. L'utilisation des scories n'est pas autorisée en secteur S de protection des eaux et à moins de 30 m d'un cours d'eau. La proportion de matériaux combustibles ne doit pas dépasser 5% du poids sec des scories traitées.

La prise hydraulique des mâchefers a été étudiée en France, par le Laboratoire des ponts et chaussées [2]. Sans activateurs de prise, celle-ci est très lente. Les résistances n'atteignent que 8 bars à 360 jours et 14 bars à 3 ans, bien que l'on ait constaté, sur chantier, des résistances (en compression) pouvant dépasser 50 bars. De plus, cette prise s'accompagne de phénomènes de gonflement indésirables.

La stabilisation des scories au ciment a fait l'objet de recherches en laboratoire par la société Routes en béton avec les scories d'Hinwil [11]. Ces scories, qui ont de très bonnes performances (rapidité de prise, résistance à la compression), ont été utilisées pour la fondation des voies ferrées CFF [11] et pour le chantier de l'aéroport de Genève [14]. La stabilisation des scories au ciment devrait permettre d'écouler les scories pendant la période hivernale où elles n'arrivent pas à sécher naturellement [14].

L'effet corrosif des scories sur les conduites souterraines a été étudié par Petermann [15]. Cette corrosion peut provenir de l'attaque directe par les lixiviats et de phénomènes électrochimiques à l'intérieur des scories. Pour l'acier zingué, le fer et la fonte ductile, après une corrosion initiale, il se forme une couche protectrice qui empêche des corrosions graves. Il n'y a pas d'attaque avec le plomb.

La toxicité potentielle des mâchefers destinés à être utilisés comme matériau de remblai a été estimée par le Laboratoire régional des ponts et chaussées d'Angers [8], en analysant les lixiviats obtenus lors de 3 extractions successives (agitation pendant 16 h de 100 g de mâchefer sec dans 1 l d'eau saturée en air et $CO_2$). La majeure partie de la matière organique et des métaux se retrouve dans le premier extrait:

| | | |
|---|---|---|
| DCO*: | 600 | mg/l |
| Cd: | 0,16 | mg/l |
| Pb: | 1,85 | mg/l |
| Hg: | 0,7 | mg/l |

Les composés phénolés et les cyanures sont pratiquement absents. Ces toxiques sont davantage dus à l'eau d'égouttage résiduelle qu'au mâchefer lui-même. Celle-ci a en effet des teneurs nettement plus importantes en:

| | | |
|---|---|---|
| DCO: | 2420 | mg/l |
| Cd: | 0,19 | mg/l |
| Pb: | 9,0 | mg/l |
| Hg: | 1,3 | µg/l |
| Composés phénolés: | 0,86 | mg/l |
| Cyanures: | 0,16 | mg/l |
| et un pH très basique: | 12 | |

Les auteurs concluent que les mâchefers peuvent être utilisés sans risque pour le remblaiement s'ils ont subi un égouttage maximal et si possible un lavage plus important. Les risques dus aux sels solubles ne sont pas mentionnés.

Le comportement physico-chimique des mâchefers mis en décharge a été étudié en France par le Service de la carte géologique d'Alsace pour Strasbourg et Mulhouse [19], par le BRGM (Service géologique régional d'Alsace) pour Mulhouse [7] et par le BRGM [17] et l'INSA de Lyon [3] pour la communauté urbaine de Lyon. Les essais de lixiviation en laboratoire et l'analyse des lixiviats de décharge obtenus *in situ* font ressortir les points suivants:

- pH basique: 11;
- présence importante de sels (sulfates, chlorures) alcalins et alcalino-terreux;
- quasi-absence de métaux lourds;
- concentrations des formes azotées très inférieures aux normes pour les eaux de boisson;
- présence d'aluminate ($AlO_2^-$) en quantité parfois appréciable;
- présence de micro-quantités de cyanures, qui sont très rapidement dégradés dans le milieu naturel [3].

Le risque de pollution saline est donc le plus important et un lessivage des sels, préalable à une utilisation des scories, serait donc souhaitable. Celui-ci peut être obtenu en traitant les mâchefers à l'usine d'incinération avec purge du circuit d'eau.

Le procédé BRGM de traitement des mâchefers, par voie humide, en vue du

[1] Les chiffres entre crochets renvoient à la bibliographie en fin d'article.

* Demande chimique en oxygène.

recyclage des métaux, assure la solubilisation d'une quantité importante de sels (0,32% du poids des mâchefers initiaux secs; rendement moyen du lavage: 64%) dans les eaux de circulation générale du traitement [9]. Ce procédé permet en outre de récupérer 20% des éléments contenus, sous forme de métaux ferreux, de cuivre et d'aluminium [10]. L'application industrielle d'un tel procédé se heurte néanmoins à la difficulté de trouver des débouchés pour les produits récupérés.

En Suisse, les directives de 1976 sur les décharges exigent le stockage des scories dans une décharge de classe III, dont les eaux d'infiltration sont collectées pour être traitées dans une station d'épuration.

La dynamique et la composition des lixiviats permettent d'estimer le potentiel polluant des mâchefers sous l'effet des précipitations atmosphériques.

Des tests de lixiviation en laboratoire ont été réalisés sur les mâchefers de l'usine d'incinération Courly à Lyon [3] [18] par agitation mécanique, perco-lixivimètre automatique et colonne avec arrosage constant. De plus, le suivi des lixiviats a été réalisé *in situ* à partir de tas de mâchefers d'épaisseur variable.

Afin de pouvoir comparer les divers tests d'extraction liquide-solide en laboratoire, Revin [18] propose de faire référence au coefficient:

$$\lambda = \frac{\text{masse totale d'eau en contact avec le déchet}}{\text{masse de déchet concerné}}$$

Par contre, *in situ,* le coefficient $\lambda'$, lui, semble plus approprié car la percolation ne pourra se faire qu'après saturation du déchet par les eaux de pluie:

$$\lambda' = \frac{\Sigma \text{ masses de lixiviats récupérés}}{\Sigma \text{ masses de déchets saturés en eau}}$$

Le régime d'extraction peut être statique ($\lambda$ invariable) ou dynamique ($\lambda$ variable), l'état hydrique du déchet noyé ou saturé, l'arrosage naturel ou artificiel.

L'expérimentation *in situ* a permis de mettre en évidence des phénomènes concomitants de carbonatation et d'effet thermique qui modifient le comportement des mâchefers face à la lixiviation et qui n'apparaissent pas à l'échelle des essais en laboratoire [18]. La carbonatation, c'est-à-dire la précipitation de $Ca\,CO_3$, durcit les mâchefers, piège les cations métalliques et fait obstacle à la percolation des lixiviats. L'effet thermique, qui résulte de l'oxydation du carbone imbrûlé et du fer, provoque l'évaporation de quantités significatives d'eau reçue par les mâchefers. 1 m³ de mâchefer peut théoriquement dégager $10^6$ kcal et vaporiser 1,67 m³ d'eau. L'effet thermique prend naissance à partir d'un volume critique d'environ 5 m³. Le régime transitoire est d'environ 2 mois et la température maximale atteinte de 90°C. On a montré [6] qu'il était possible de ne pas obtenir de lixiviats pendant des périodes de plus de 30 mois, quelles que soient les conditions météorologiques, si l'on respecte un certain nombre de conditions. Un brevet a été pris en commun par le Laboratoire de chimie physique appliquée et environnement de l'INSA de Lyon et la société France-Déchets, relatif au traitement des lixiviats de décharge par aspersion sur des tas de mâchefers. Certaines conditions doivent être respectées [5]:

- tas sous forme de tronc de pyramide d'au moins 2 m de haut dont les faces latérales sont recouvertes par un matériau étanche;
- mâchefers ayant les caractéristiques suivantes:
  4 à 14% d'imbrûlés;
  4 à 14% de chaux (CaO)
  12 à 13% de ferrailles
  40 à 50% de silice ($SiO_2$)
  30% d'eau maximum.

Un certain nombre d'additifs (éléments oxydants, chaux, charbon actif, charbon de bois, zéolithes), placés dans des sacs perméables, peuvent être rajoutés aux mâchefers. Le déferraillage n'est pas recommandé car il diminue de 50% le potentiel thermique des mâchefers.

Les propriétés adsorbantes des mâchefers vis-à-vis de certains polluants organiques (phénol, rouge congo, lixiviats de décharge) ont été étudiées en laboratoire sur des colonnes avec écoulement continu par Pillay [16]. En utilisant les isothermes et les cinétiques d'adsorption, il a modélisé l'adsorption de ces polluants et calculé des profils de concentrations en sortie de colonne peu éloignés des profils expérimentaux. D'après Blanchard (com. pers.), 100 tMS de mâchefers ont des propriétés adsorbantes correspondant à 1-1,5 tMS de charbon actif. L'efficacité de l'adsorption proprement dite est complétée par l'effet thermique, la basicité du matériau et son action filtrante.

## 3. Echantillonnage et analyse des scories

Les scories ont été utilisées pour:

- l'analyse élémentaire (dates prélèvements: du 23 au 30 avril 1984);
- l'essai de compactage (dates prélèvements: du 8 au 15 août 1984);
- l'essai de lixiviation (dates prélèvements : du 8 au 15 août 1984).

Les prélèvements ont été effectués heure par heure (sur 24 heures). On a récolté chaque fois environ 1,5 kg de mâchefers à la chaîne d'extraction de chaque four. Les échantillons ont été mélangés et

- déferraillés manuellement pour l'analyse élémentaire et l'essai de lixiviation;
- criblés à 2 mm pour les essais de compactage.

Il convient de rappeler qu'à l'UIOM, l'eau d'extinction des mâchefers et d'entraînement des cendres d'électrofiltre circule en circuit fermé avec appoint. Les pertes en eau sont principalement dues à l'humidité des scories sortantes. L'eau de traitement est saturée et aucun lavage de sels n'a lieu. Les sels se retrouvent au niveau des scories:

- soit dissous dans l'eau de rétention pour les sels solubles et une partie des sels semi-solubles à des concentrations identiques à celles de l'eau de traitement;
- soit non dissous pour une grande partie des sels semi-solubles ($CaSO_4$).

L'eau de lavage des fumées, chargée en métaux lourds, sera prochainement trai-

TABLEAU 1. — *Analyse des scories de l'UIOM de Lausanne.*

Granulométrie (poids humide):
0- 3 mm: 32,5% (cendres volantes comprises)
3-10 mm: 14,0%
> 10 mm: 53,5%

Teneur en eau: 26,5% poids humide ou 36% poids sec.

Analyse chimique (en % poids sec):

| | | |
|---|---|---|
| Imbrûlés (pertes au feu à 700°C) | | 6,3 |
| Alumine | $Al_2O_3$ | 7,7 |
| Chaux | CaO | 7,6 |
| Cadmium | Cd | 0,003 |
| Cuivre | Cu | 0,14 |
| Oxyde ferrique | $Fe_2O_3$ | 11,7 |
| Mercure | Hg | 0,03 |
| Phosphore | $P_2O_5$ | 2,5 |
| Plomb | Pb | 0,11 |
| Etain | Sn | 0,03 |
| Silice | $SiO_2$ | 61,0 |
| Zinc | Zn | 0,27 |
| Chlorures (solubilisables) | Cl | 0,1 |
| Divers (B, Cr, Mg, Mn, Mo, Ni, Ti, V, carbonates, sulfates, Na, K, etc.) | | 2,52 |
| | | 100,00 |

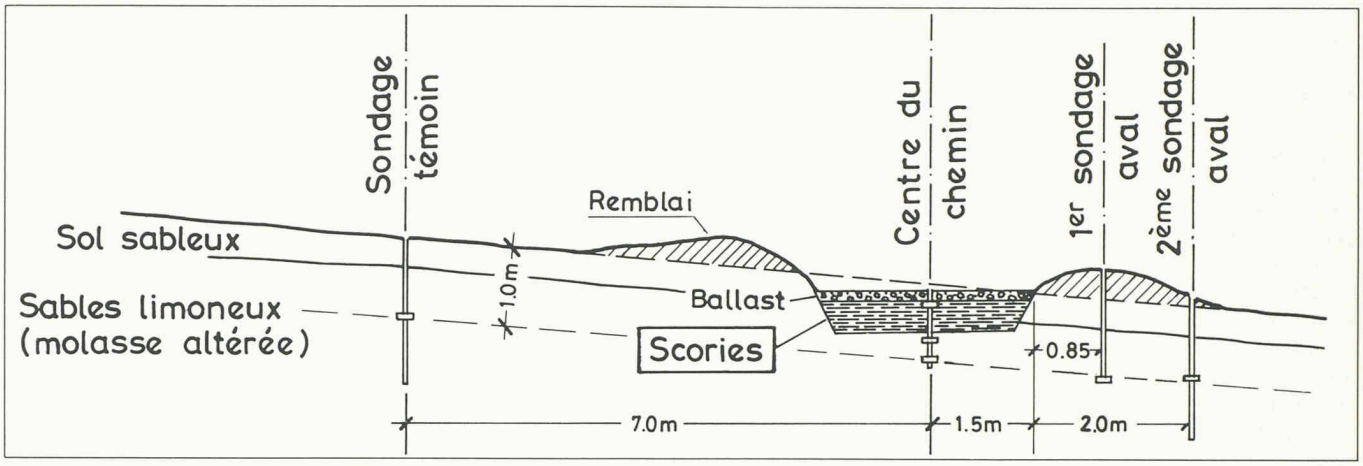



*Fig. 1. — Coupe du chemin et position des sondages.*

tée dans une station d'épuration spécialement conçue. La destination des boues produites devrait être une décharge de classe IV, mais un tel type de décharge n'existe pas en Suisse.

L'analyse des scories nous a été communiquée par la Direction des travaux, service d'assainissement, Lausanne (tableau 1).

## 4. Etude d'un chemin existant

Un chemin a été réalisé en été 1983 avec des scories non déferraillées de l'UIOM de Lausanne. Il est situé dans le Jorat, au lieu dit Montagne du Château, sur le territoire de la commune de Montpreveyres (coordonnées 544-255/159-225). Les essais ont été entrepris un an après la réalisation du chemin. En encaissement dans des sables limoneux provenant de l'altération de la molasse sous-jacente, ce chemin est constitué d'environ 45 cm de scories compactées, recouvertes d'environ 10 cm de ballast (fig. 1). Des sondages ont été effectués dans le chemin et à ses abords pour des essais d'infiltration et échantillonnage.

Les essais d'infiltration montrent toujours, dans un premier temps, une très forte absorption par les scories, puis une infiltration plus ou moins stabilisée après saturation du matériel. La perméabilité après absorption est d'environ $2 \cdot 10^{-6}$ m/s dans le ballast. Dans les scories, la perméabilité augmente de haut en bas, passant de 2 à $8 \cdot 10^{-5}$ m/s. Dans le soubassement sablo-limoneux, la perméabilité est d'environ $4 \cdot 10^{-5}$ m/s.

Pour évaluer l'incidence de la lixiviation sur la pollution des sols, des échantillons ont été prélevés dans les sondages, sous et immédiatement en aval du chemin et analysés (tabl. 2). Par rapport au sondage témoin, réalisé en amont du chemin, les seules différences significatives dans les éléments solubles à l'eau, concernent les sels totaux, les chlorures et les sulfates, à 15 et 35 cm sous les scories et au 1er sondage aval (0,85 m du chemin). Au 2e sondage aval (2 m du chemin), toutes les teneurs sont semblables à celles du témoin, à l'exception de celles des sulfates qui restent supérieures.

Le risque, pour la végétation, lié à un accroissement de la salinité à proximité immédiate du chemin, est pratiquement nul.

Enfin, aucune différence significative n'est apparue dans les teneurs en métaux lourds, disponibles et totaux, quel que soit l'endroit de prélèvement.

## 5. Compactage des scories

Un essai de détermination de l'optimum Proctor par compactage selon ASSHO-Standard [1] a été réalisé sur des scories tamisées à 2 mm à l'EINEV (Ecole d'ingénieurs de l'Etat de Vaud) d'Yverdon.

TABLEAU 2. — *Analyse du sol et des scories.*

| *Eléments solubles mg/100 g MS* | *Dans le sol* | | | | | *Dans les scories* |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | *Témoin* | *15 cm sous scories* | *35 cm sous scories* | *1er sondage aval* | *2e sondage aval* | |
| Sels totaux | 13,0 | 23,1 | 16,9 | 17,8 | 13,0 | 393 |
| Cl | 1,0 | 1,4 | 2,0 | 1,4 | 1,0 | 1,0 |
| $SO_4$ | 4,7 | 12,6 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 434 |

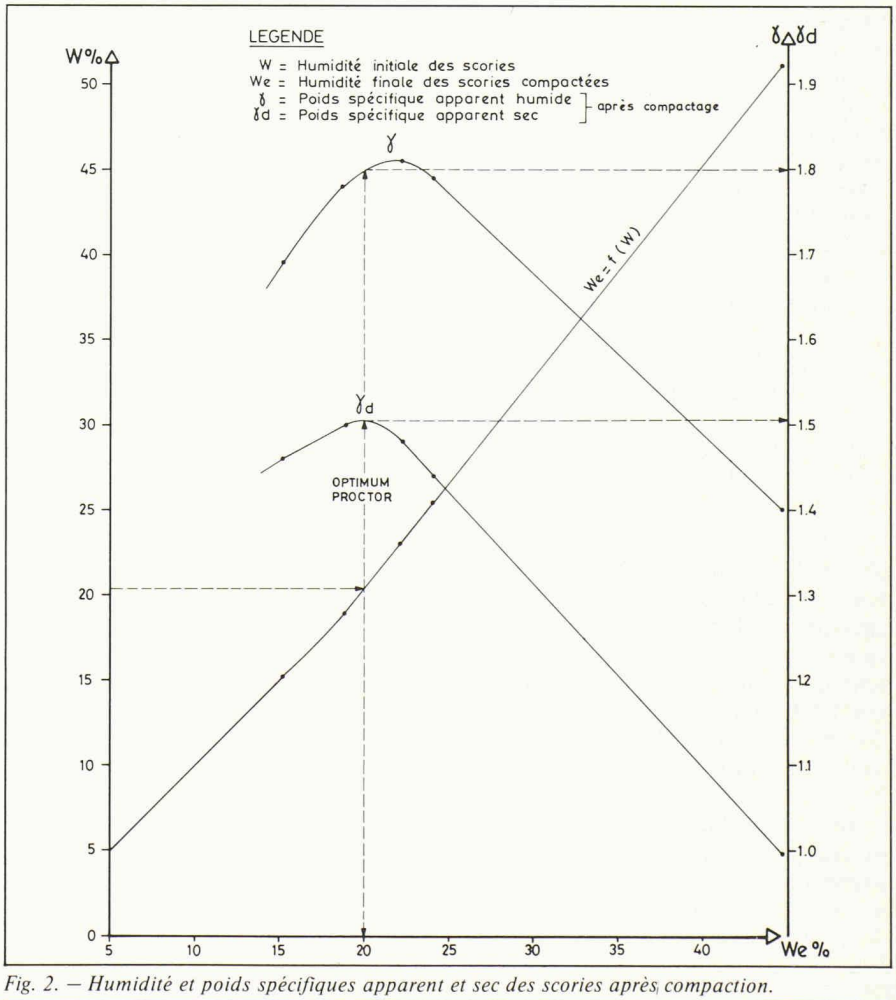



*Fig. 2. — Humidité et poids spécifiques apparent et sec des scories après compaction.*

L'eau extraite au cours du compactage a été estimée en mesurant l'eau déplacée dans un lit de sable inerte placé au fond du moule avec géotextile intermédiaire (fig. 2).

Cet essai montre que la teneur en eau optimale des scories en vue d'un compactage est de 20% du poids sec des scories, pour un poids spécifique apparent sec maximal de 1,5 t/m³. Ces chiffres sont légèrement différents de ceux cités par Palli [13] avec les scories de Genève (14,6% $H_2O$ et 1,7 t/m³). Le tamisage préliminaire à 2 mm n'est certainement pas pleinement représentatif des conditions de terrain (criblage recommandé à 50 mm).

Pour des scories qui ont, avant compactage, une humidité de 18,5%, 20,35% (correspondant à l'optimum Protector), 25% et 50%, les volumes d'eau évacués sont respectivement de 0, 8, 17 et 60 l/m³ de scories compactées.

L'eau s'écoulant gravitairement de scories humides (51,1% $H_2O$) et celle obtenue par pressage de ces mêmes scories ont été analysées (tabl. 3). Ces analyses font ressortir une forte salinité, surtout pour l'eau de pressage (tabl. 3), qui doit être considérée lors de la compaction *in situ* des scories.

## 6. Lixiviation en lysimètre

Les scories, séchées à l'air libre jusqu'à 16,8% $H_2O$ et grossièrement déferraillées, ont été compactées dans un lysimètre en 3 couches successives d'environ 15 cm (après compaction). La réduction en volume des scories par compaction a été de 35,5%. Les scories ont été recouvertes d'un ballast sable-graviers (tout-venant 0-15) de 10 cm d'épaisseur (après compaction). Au sommet du ballast, des trous d'écoulement ont été effectués dans la paroi du lysimètre afin de simuler le ruissellement (fig. 3).

Les caractéristiques des scories compactées sont les suivantes:

- volume: 77,2 l
- poids humide (à 16,8% $H_2O$): 117,3 kg
- poids sec: 100,4 kg
- poids spécifique apparent humide: $\gamma = 1{,}52$ kg/l
- poids spécifique apparent sec: $\gamma d = 1{,}3$ kg/l.

L'ensemble lysimètre-pluviomètre a été mis en place le 11 mars 1985 au Mont-sur-Lausanne et démonté le 23 mars 1986. La pluviométrie cumulée pendant cette période a été de 1400 mm et on a recueilli 174,2 l de lixiviats correspondant à 1005 mm. Le début de la percolation s'est produit à partir de 87 mm de pluie. On peut supposer que $87 \times 1005/1400 = 62$ mm, soit 10,8 l, ont servi à saturer les scories. Le volume total d'eau des scories saturées est donc de $16{,}9 + 10{,}8 = 27{,}7$ l et la capacité de rétention en eau de 27,6%. On peut ainsi calculer les coefficients d'extraction, tels que définis par Revin [18].

TABLEAU 3. — *Analyse de l'eau extraite des scories.*

| | | | *Eau gravitaire* | *Eau de pressage* |
|---|---|---|---|---|
| pH ($H_2O$) | | | 8,3 | 7,2 |
| Conductivité | | mS | 5,08 | 7,27 |
| Sels totaux (résidu sec) | | g/l | 4,8 | 6,2 |
| Chlorures | Cl | mg/l | 1540 | 2060 |
| Sulfates | $SO_4$ | — | 740 | 2050 |
| Nitrates | $NO_3$ | — | 18 | 47 |
| Phosphates ortho | $PO_4$ | — | 0,03 | 0,23 |
| Sodium | Na | — | 580 | 740 |
| Calcium | Ca | — | 274 | 950 |
| Magnésium | Mg | — | 1,3 | 32 |
| Fer | Fe | — | 0,04 | 0,10 |
| Manganèse | Mn | — | 0,01 | 0,13 |
| Cadmium | Cd | — | <0,01 | <0,01 |
| Cuivre | Cu | — | 0,07 | <0,01 |
| Nickel | Ni | — | <0,10 | <0,10 |
| Plomb | Pb | — | <0,10 | <0,10 |
| Zinc | Zn | — | <0,01 | 0,02 |
| Mercure | Hg | — | <0,02 | <0,02 |
| Dureté totale (d° français) | | | 69 | 251 |

$$\lambda = \frac{\text{volume d'eau ayant pénétré les scories}}{\text{poids des scories sèches}} = \frac{174{,}2 \times 27{,}7}{100{,}4} = 2{,}01$$

$$\lambda' = \frac{\text{volume d'eau ayant percolé}}{\text{poids des scories saturées}} = \frac{174{,}2}{100{,}4 \times 27{,}7} = 1{,}36$$

La charge polluante des lixiviats a été analysée dans des échantillons correspondant à 16 événements pluvieux (fig. 4). Son évolution peut être résumée comme suit:

Le pH des lixivitats reste stationnaire au voisinage de la neutralité (7,4). La salinité totale diminue très rapidement. Le résidu sec passe de 9,0 g/l, après 60 mm de percolation, à 2,8 g/l après 316 mm et 1,40 g/l après 940 mm. Cette diminution est surtout le fait des chlorures dont la teneur passe de 5,3 g/l, après 60 mm, à 0,2 g/l après 316 mm. La teneur en sulfates demeure pratiquement constante à 1,6 g/l jusqu'à 576 mm puis tombe à 0,8 g/l jusqu'à 1005 mm. La teneur en cal-

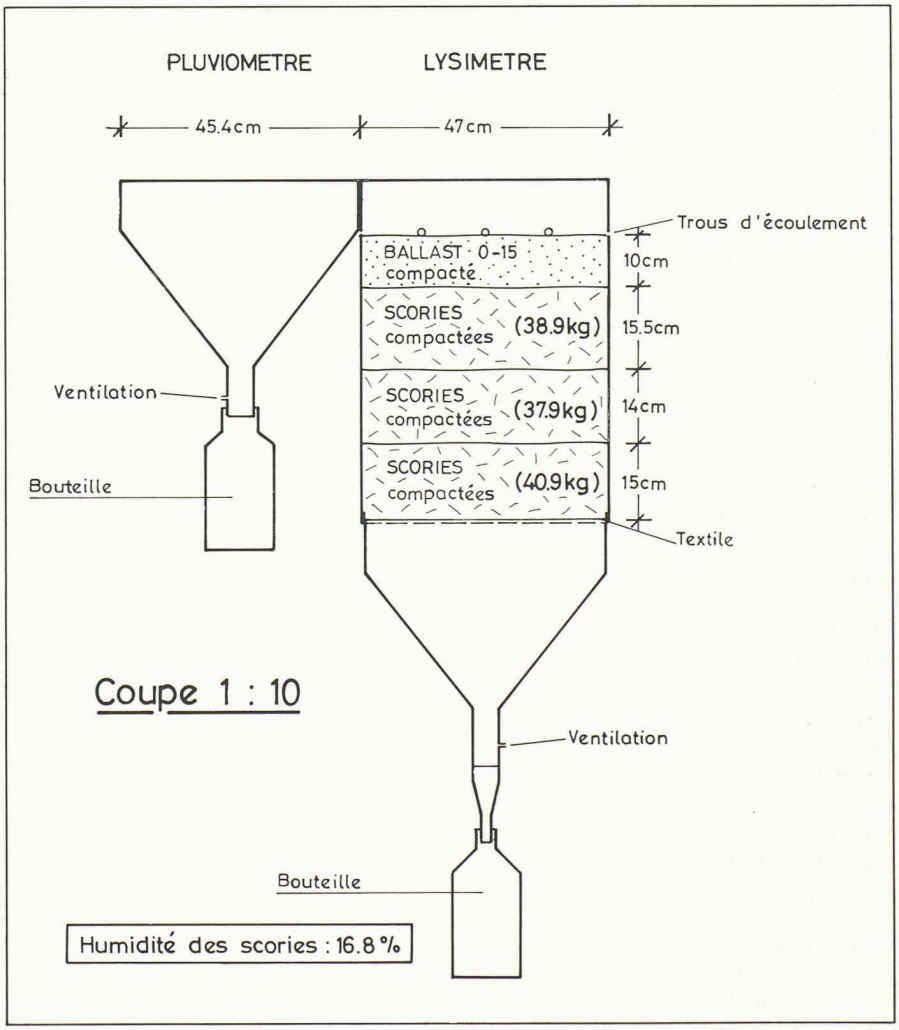



*Fig. 3. — Essai de lixiviation : dispositif expérimental.*

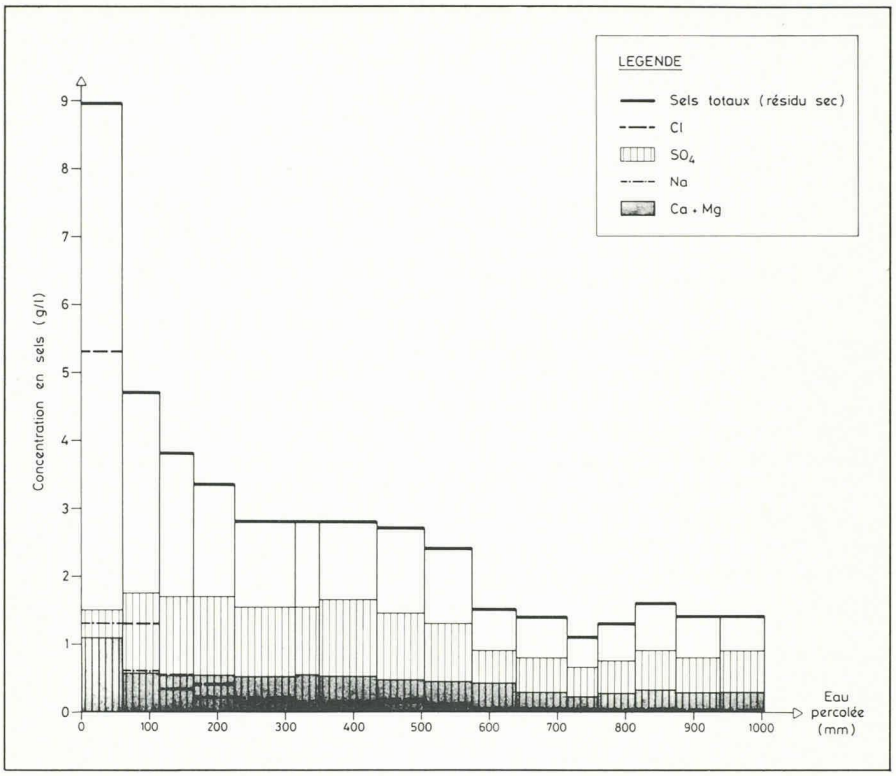



*Fig. 4. — Evolution des concentrations en sels des lixiviats.*

cium + magnésium est de 1,1 g/l après 60 mm, demeure constante à 0,55 g/l jusqu'à 576 mm et tombe à 0,3 g/l jusqu'à 1005 mm. La teneur en sodium, de 1,3 g/l après 60 mm, passe graduellement à 0,05 g/l à partir de 576 mm.

Les teneurs des lixiviats en métaux lourds, très faibles, sont récapitulées dans le tableau 5, en fonction des millimètres d'eau percolée (en mg/l).

Aucun PCB n'a pu être détecté. Les PAH sont non détectables ou ont des concentrations extrêmement faibles. Des concentrations 20 à 50 fois plus fortes sont communément rencontrées dans les eaux de pluie. Non seulement les scories ne libèrent pas de micropolluants organiques, mais encore elles joueraient un rôle de filtre vis-à-vis de ces substances.

Le bilan pondéral s'établit comme suit:

TABLEAU 4. — *Bilan pondéral des principaux éléments lixiviés.*

| *Eléments* | *Après 681 mm de pluie* | | *Après 1400 mm de pluie* | |
|---|---|---|---|---|
| | *g/m³ scories* | *g/t scories sèches* | *g/m³ scories* | *g/t scories sèches* |
| Sels totaux | 3984 | 3065 | 6148 | 4729 |
| $Cl^-$ | 1074 | 826 | 1149 | 884 |
| $SO_4^{2-}$ | 1584 | 1282 | 2822 | 2171 |
| $NO_3^-$ | 11 | 8 | — | — |
| $PO_4^{3-}$ | 0,12 | 0,09 | — | — |
| $Na^+$ | 302 | 232 | 392 | 302 |
| $Ca^{2+}$ | 597 | 459 | 1023 | 787 |
| $Mg^{2+}$ | 8 | 6 | 14 | 11 |

Les teneurs en polychlorobiphényles (PCB) et en hydrocarbures polyaromatiques (PAH) dans les eaux des scories ont été analysées par l'Institut du génie de l'environnement de l'EPFL, dans les lixiviats regroupés à 149 mm d'eau percolée (tabl. 6).

TABLEAU 5. — *Teneurs des lixiviats en métaux lourds*

| *Après* | *16 mm* | *113 mm* | *316 mm* |
|---|---|---|---|
| Fe | 0,22 | 0,08 | 0,04 |
| Mn | 0,18 | 0,03 | 0,02 |
| Zn | 0,05 | 0,03 | 0,02 |
| Cd | 0,02 | 0,02 | <0,01 |
| Cu | 0,05 | <0,01 | <0,01 |
| Ni | 0,20 | <0,1 | <0,1 |
| Pb | 0,20 | <0,1 | <0,1 |

TABLEAU 6. — *Teneurs des lixiviats en polychlorobiphényles et hydrocarbures polyaromatiques.*

| | |
|---|---|
| PCB | N.D. |
| PAH | |
| Naphtalène | N.D. |
| Acenaphthène | N.D. |
| Fluorène | N.D. |
| Phénanthrène | 5 |
| Anthracène | 0,4 |
| Fluoranthène | 7 |
| Pyrène | 2 |
| Benzo (a) Anthracène | 4 |
| Chrysène | N.D. |
| Benzo (e) Pyrène | N.D. |
| Benzo (b) Fluoranthène | 1 |
| Benzo (k) Fluoranthène | 0,3 |
| Benzo (a) Pyrène | 0,2 |
| Dibenz (ah) Anthracène | 0,2 |
| Benzo (ghi) Perylène | 0,5 |

Résultats exprimés en ppt.
N.D. = Non détecté
Analyse des PCB:
GC — colonne capillaire SE-52 — détecteur ECD
Analyse des PAH:
HPLC — détecteur de fluorescence

## 7. Impact des scories sur les eaux souterraines

Les concentrations maximales pour les divers éléments ont été rencontrées dans l'eau des scories qui apparaît au cours de la compaction (c) et dans le premier échantillon de lixiviat (après 16 mm d'eau percolée). Si on les compare (tabl. 7) avec les normes pour les eaux potables, on constate que ce sont les chlorures, le résidu sec et les sulfates qui sont les plus excédentaires.

Après 480 mm de pluie (soit 316 mm de lixiviat), tous les paramètres chimiques sont inférieurs aux normes pour les eaux potables à l'exception du résidu sec et des sulfates qui restent largement excédentaires.

Après 890 mm de pluie (soit 505 mm de lixiviat), la composition des lixiviats se rapproche de celle de certaines eaux minérales sulfatées calciques réputées (tabl. 8).

On peut raisonnablement admettre que les lixiviats issus des scories seront rapidement dilués par les eaux d'infiltration,

TABLEAU 7. — *Dilution nécessaire des lixiviats pour atteindre les normes de potabilité.*

| *Elément* | *Concentration maximale rencontrée (mg/l)* | *Normes eaux potables (mg/l)* | *Taux de dilution nécessaire* |
|---|---|---|---|
| Résidu sec | 9530 (c) | 500 | 19 |
| Cl | 5600 | 200 | 28 |
| $SO_4$ | 2050 (c) | 200 | 10 |
| $NO_3$ | 47 (c) | 40 | 1 |
| $PO_4$ | 0,23 (c) | 3 | — |
| Na | 1360 | — | — |
| Ca | 1260 | — | — |
| Mg | 32 (c) | 30 | 1 |
| Fe | 0,22 | 0,1 | 2 |
| Mn | 0,18 | 0,05 | 4 |
| Cd | 0,02 | 0,01 | 2 |
| Cu | 0,05 | 1,5 | — |
| Ni | 0,20 | — | — |
| Pb | 0,20 | 0,05 | 4 |
| Zn | 0,05 | 1,5 | — |

TABLEAU 8. — *Comparaison lixiviats/eau potable.*

| | *Lixiviat de scories (après 9 mois)* | *Contrexéville* Source Pavillon* |
|---|---|---|
| Résidu sec (g/l) | 2,4 | 2,2 |
| $Cl^-$ (mg/l) | 101 | 7 |
| $SO_4^{2-}$ – | 1322 | 1220 |
| $Na^+$ – | 120 | 7 |
| $Ca^{2+}$ – | 437 | 482 |
| $Mg^{2+}$ – | 7 | 94 |

*«Eaux minérales: un étiquetage en mutation», *J'achète mieux* (journal de la Fédération romande des consommatrices), N° 5, septembre 1986.

si la surface du chemin ne représente qu'une faible partie de la surface du bassin versant. Par contre, si le chemin est encaissé dans des terrains moins perméables que les scories, il se produira un écoulement longitudinal selon la pente du chemin, conduisant au point de sortie à une concentration et à une non-dilution des lixiviats. En zone karstique, on peut ainsi craindre de voir les eaux suivre l'encaissement du chemin en zone non fracturée, puis s'écouler massivement dans les failles.

Dans le cas d'aménagements effectués avec des scories sans revêtement d'enrobé bitumineux, sur de grandes surfaces, et non de manière rectiligne comme pour les chemins, la dilution avec des eaux d'infiltration extérieures sera réduite et les écoulements pourront présenter des concentrations en sulfates excédentaires pendant une longue période et jusqu'à une distance importante du dépôt.

Avant d'autoriser un dépôt de scories, il conviendra de connaître la perméabilité des terrains encaissants, la situation des aquifères et, compte tenu de l'action corrosive des sulfates sur les ciments conventionnels, de recenser les ouvrages et canalisations en ciment dans un rayon suffisant.

## 8. Conclusions

Moyennant certaines précautions, l'utilisation des scories d'incinération des ordures ménagères pour la construction de chemins forestiers est parfaitement envisageable.

Sur un plan géotechnique, des essais de compactage selon ASSHO-Standard ont montré que la teneur en eau optimale des scories en vue d'un compactage sur le terrain est de 20% du poids sec (optimum Proctor), alors qu'à la sortie de l'usine d'incinération avant égouttage, celle-ci est voisine de 50%. Il convient donc de les laisser sécher. L'eau extraite au compactage contient des quantités importantes de sels solubles (chlorures, sulfates). Les mâchefers doivent être déferraillés et criblés avant leur utilisation comme scories. La présence d'objets métalliques grossiers crée des hétérogénéités dans le compactage qui facilitent la percolation des eaux et sont néfastes pour la qualité des chemins. Il existe certains équipements de traitement déplaçables.

L'étude de la pollution du sol au voisinage d'un chemin forestier réalisé un an auparavant avec des scories a montré, par rapport au sol témoin situé en amont, un accroissement de la salinité jusqu'à 35 cm sous le chemin et jusqu'à 2 m en aval, mais le risque pour la végétation est quasi nul. Aucune différence significative n'est apparue dans les teneurs en métaux lourds quel que soit l'endroit d'échantillonnage.

Un essai de lixiviation des scories en lysimètre, sous l'action des précipitations atmosphériques, a été suivi pendant plus d'une année au Mont-sur-Lausanne. La hauteur d'eau percolée à travers les scories représente 72% des précipitations. La salinité des lixiviats, très élevée au début (9 g/l), diminue rapidement. La concentration en sulfates demeure néanmoins élevée pendant toute la durée de l'essai (1,5 g/l au départ, 0,9 g/l à la fin).

Les métaux lourds sont quasi inexistants dans les lixiviats. Malgré ce pouvoir de confinement des scories, il conviendrait de séparer, au niveau de l'usine d'incinération, les mâchefers proprement dits, des cendres volantes et des boues de lavage des fumées qui sont très chargées en métaux lourds. Les micropolluants organiques (PCB, PAH) ont des teneurs inférieures à celles des précipitations atmosphériques. Les scories joueraient

*Bibliographie*


[1] *Compactage selon ASSHO-Standard — Norme SNV 70330*, élaboré et édité par l'Union suisse des professionnels de la route (VSS), 1959.

[2] BAUCHARD, M.: *Perspectives d'utilisation des mâchefers d'incinération d'ordures ménagères en technique routière*, bull. liaison Lab. ponts et chaussées, N° 90, juillet-août 1977, pp. 21-28.

[3] BLANCHARD, J. M.; NAVARRO, A.; REVIN, PH.; VERON, J.: *Comportement physico-chimique en décharge de mâchefers d'incinération d'ordures ménagères*, Laboratoire de chimie appliquée, INSA, Lyon, 1979.

[4] BLANCHARD, J. M.; REVIN, PH.: *The impact of landfilling on a porous geological site with residue resulting from the incineration of municipal wastes.* 5th European Sewage and Refuse Symposium, EAS, pp. 789-808, Munich, 1981.

[5] BLANCHARD, J. M.; NAVARRO, A.; REVIN, PH.; SIMOND, J.; VERON, J.: *Procédé de traitement d'effluents pollués*, brevet France, N° 8219718, 1982.

[6] BLANCHARD, J. M.; REVIN, PH.; SIMOND, J.: *Le traitement des lixiviats de décharge: Traitement physico-chimique par les mâchefers d'incinération d'ordures ménagères*, symposium «Protection des sols et devenir des déchets» La Rochelle, pp. 253-259, Ministère de l'environnement + ANRED, novembre 1983.

[7] BRGM, RÉGION ALSACE: *Etude d'impact concernant la création d'une décharge de mâchefers sur le territoire de la ville de Mulhouse (Haut-Rhin)*, 1981.

[8] CENTRE D'ÉTUDES TECHNIQUES DE L'OUEST (BRETAGNE, PAYS DE LOIRE), LABORATOIRE RÉGIONAL DES PONTS ET CHAUSSÉES D'ANGERS: *Etude de la toxicité du mâchefer de l'usine d'incinération du district urbain d'Angers*, 1982.

[9] CLIN, F.; KERLOVEOU, C.; PROUST, F.: *Bilan et répartition des éléments solubles des mâchefers d'ordures ménagères pendant et après traitement par le procédé BRGM*, BRGM, Orléans, 78 SGN 338 MIN, 1978.

[10] GONY, J. N.; CLIN, F.: *BRGM processes for resource recovery from French urban waste*, BRGM Orléans, publ. interne, 1980.

[11] O. G.: «Kehrichtschlacke für den Gleisbau», *Journal suisse des entrepreneurs*, N° 32, p. 17, 1984.

[12] OCDE: *Utilisation des déchets et sous-produits en technique routière*, rapport préparé par un groupe de recherche routière, pp. 116-122, Paris, 1977.

[13] PALLI, P.: «Scories d'incinération en construction routière», *Journal suisse des entrepreneurs*, N° 4, pp. 32-34, 1982.

[14] PALLI, P.: *Matériaux de remplacement, conditions d'emploi*, cours de perfectionnement pour cadres de la construction routière (FSCC, VESTRA), Département des travaux publics du canton de Genève, 1986.

[15] PETERMANN, R.: «Scories d'incinération et construction routière: protection des câbles et conduites des services publics», colloque du 23 mars 1979 à Genève, *Strasse und Verkehr*, N° 6, pp. 253-258, 1979.

[16] PILLAY, G.: *Etude des propriétés d'adsorption des mâchefers d'incinération des ordures ménagères. Application à l'épuration des lixiviats de décharge*, thèse doctorat, INSA, Lyon, 1985.

[17] PUTALLAZ, J.: *Analyse des eaux de lixiviation des cendres et des scories de l'usine d'incinération de la ville de Lyon*, BRGM, Orléans: 77 SGN 423 JAL, 1977.

[18] REVIN, PH.: *Proposition méthodologique pour l'étude de la mise en décharge des déchets industriels*, thèse doctorat troisième cycle, Université de Savoie, Faculté des sciences et techniques de Chambéry, 1984.

[19] SERVICE DE LA CARTE GÉOLOGIQUE D'ALSACE ET DE LORRAINE: *Etude des problèmes posés par la création de décharges en Alsace: étude spécifique des mâchefers de stations d'incinération d'ordures*, 1976.

[20] VSS (Union des professionnels suisses de la route): «Emploi des scories d'incinération des ordures ménagères comme matériau routier», *Strasse und Verkehr*, octobre 1975.

donc un rôle de filtre pour ces substances.
L'impact des scories sur l'environnement est donc très faible. Les lixiviats, très chargés dans un premier temps en sels solubles, devraient normalement être très rapidement dilués par les eaux d'infiltration pour atteindre les normes de potabilité. Sur un plan pratique, le seul problème concerne l'action corrosive possible des sulfates sur les ciments conventionnels.

Adresse des auteurs:
Pierre Blanc, Dr ès sciences
Gérard Hubert, ing. agronome
Impact P. Blanc
Route du Grand-Mont 33
1052 Le Mont-sur-Lausanne

*Remerciements*

Les auteurs remercient la direction des Services industriels de la Ville de Lausanne, en particulier le Service des eaux, de leur avoir aimablement accordé l'autorisation de publier la présente étude, résultat d'un mandat attribué par ce Service.

# Exemple de construction mixte appliquée à des bâtiments à plusieurs niveaux

## Immeuble de bureaux Val de la Pétrusse à Luxembourg



*Fig. 1. – Vue extérieure.*

### Les données du projet

Pour l'investisseur, les conditions essentielles – en dehors des coûts de la construction – dans le choix de la conception de cet immeuble de bureaux construit à Luxembourg, étaient:

- des délais de construction serrés, afin d'avancer au maximum le rendement des fonds investis;
- une hauteur d'étage minimale, afin de pouvoir réaliser, dans une zone où la hauteur des bâtiments est limitée par le plan d'aménagement, un volume bâti se situant au-dessus du seuil de rentabilité;
- un potentiel d'adaptation élevé de la surface utile, pour pouvoir rapidement et à peu de frais procéder aux changements de destination auxquels sont soumis périodiquement de tels bâtiments;
- une structure garantissant une résistance au feu de nonante minutes.

Ces exigences ont été déterminantes dans l'évaluation de la compétitivité des conceptions à l'étude et ont amené architecte et investisseur à opter pour une structure mixte acier/béton AF qui

- en raison du degré de préfabrication élevé réduit les délais de construction;
- par sa compacité permet de réaliser des hauteurs de construction minimales;
- par sa grande capacité de portance permet un espacement maximal des éléments porteurs et la réduction à un minimum de leur section, donnant ainsi une grande flexibilité à l'aménagement intérieur du bâtiment;
- garantit sans application d'une protection antifeu une résistance au feu de nonante minutes.

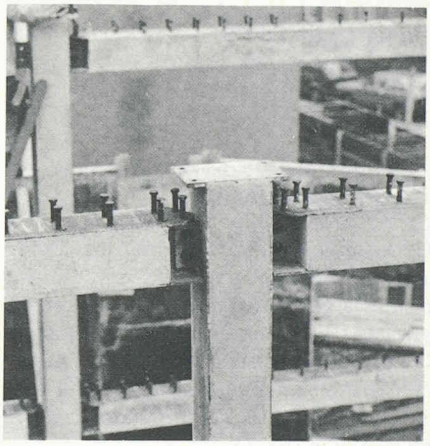


*Fig. 2. – Elément de colonne en construction mixte.*

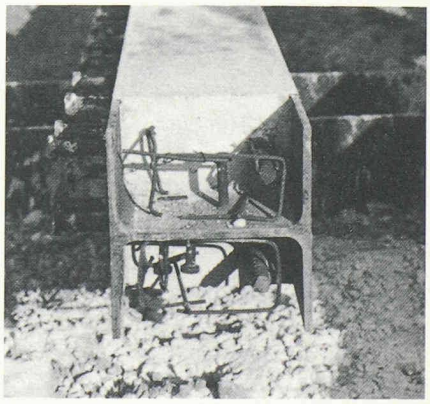


*Fig. 3. – Elément porteur visible avant l'aménagement intérieur.*

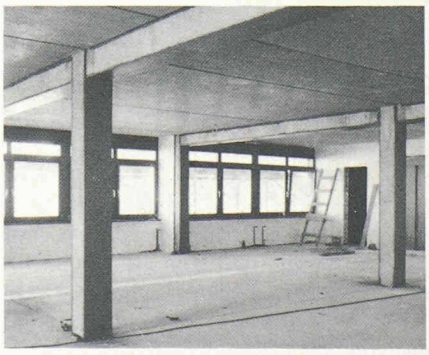


*Fig. 4. – Assemblage colonne – sous-poutres.*