

TR 48 02568

**Seminar on radioactive effluents from nuclear
fuel reprocessing plants. Karlsruhe, Germany, D.E.
22-24 november 1977**

CEA-CONF--4241

**LE TRAITEMENT DES EFFLUENTS LIQUIDES DES USINES
DE RETRAITEMENT PAR PROCEDE CHIMIQUE :
EXPERIENCE FRANCAISE**

N.FERNANDEZ*- P.POTTIER** - D.TAILLARD*****

COMMISSARIAT A L'ENERGIE ATOMIQUE**

COGEMA**

I - INTRODUCTION

Les usines de retraitement de combustibles irradiés séparent les produits de fissions formés et les concentrent dans des effluents liquides de très haute activité qui sont ultérieurement solidifiés par vitrification. Malgré l'extrême efficacité des techniques employées, la conception actuelle des unités exploitées à MARCCULE et à LA HAGUE entraîne la production d'autres effluents liquides. Ces effluents ont une activité spécifique qui les situe dans les catégories 2, 3 et 4 recommandées par l'AIEA [1] ; ils sont produits sous forme de solutions de nitrates et d'acide nitrique dilué (1 à 2 N) avec des volumes de plusieurs dizaines de milliers de m³ par an. Avant leur rejet dans l'environnement ces effluents de faible et moyenne activité sont soumis à une épuration radioactive. La co-précipitation chimique, qui permet de respecter les limites légales imposées au rejet [2], est le principal procédé utilisé.

II - BASES TECHNIQUES DE LA PRECIPITATION CHIMIQUE

Le traitement par précipitation chimique a pour résultat après séparation solide/liquide de produire un liquide épuré et une suspension aqueuse de solides qui contiennent l'essentiel des radioéléments ; cette suspension est généralement appelée "boues". Les objectifs du traitement sont :

- . obtenir un liquide présentant un niveau d'activité résiduelle autorisant son rejet dans l'environnement,
- . obtenir le plus faible volume de boues compatibles avec le traitement d'immobilisation ultérieur.

Les critères d'appréciation de l'efficacité du traitement sont exprimés par des facteurs. Le facteur de décontamination (FD) pour un radioélément déterminé est donné par le rapport entre l'activité initiale et l'activité résiduelle de l'effluent traité. Le facteur de concentration (FC) s'exprime par le rapport entre le volume d'effluent traité et le volume de boues produites. Plus ces facteurs sont élevés, plus le traitement appliqué est performant.

Le traitement par précipitation chimique devrait théoriquement permettre d'obtenir de très hauts facteurs de concentration car les réactions d'insolubilisation sont spécifiques et les précipités formés ont des limites de solubilité très basses. Etant donné les faibles concentrations des radioéléments ($3,7 \cdot 10^{10}$ becquerels = 1 Curie - correspondent à 11 mg pour le césium 137 et 7 mg pour le ruthénium 106), le volume théorique de boues engendré devrait être faible et par suite les FC très élevés. En pratique et par suite de l'interaction entre les ions ou molécules en solution et par suite de la nécessité d'assurer une bonne séparation solide/liquide on obtient généralement des FC < 100 .

Les principaux phénomènes intervenant dans l'ensemble du procédé de précipitation chimique sont les suivants :

- les limites de solubilité gouvernées par le produit de solubilité des ions ou molécules entrant en réaction.
- la co-précipitation, qui résulte soit de l'isomorphisme des réseaux cristallins des précipités en formation soit de l'adsorption à leur surface, par échange ionique par exemple.
- la cinétique de nucléation qui commande la concentration en germes cristallins formés, elle-même dépendante des concentrations des réactants, de la température, et surtout de l'homogénéité du milieu.
- le potentiel électrocinétique (potentiel zéta) du aux charges entourant chaque particule insoluble dans un électrolyte.

Dans les applications, le procédé de précipitation chimique comprend trois phases successives :

- la coagulation, qui comporte l'introduction des réactifs ajoutés à l'effluent ; cette introduction doit être conduite de manière à obtenir une dispersion rapide et homogène pour provoquer une nucléation maximale dans un minimum de temps et limiter des réactions parasites.

. la floculation qui résulte de la neutralisation du potentiel zéta, éliminant ainsi les charges répulsives des particules et permettant leur agglomération en "flocs" dont la décantation ou la filtration sont fortement améliorées.

La floculation élimine les particules colloïdales dont la présence conduit à une contamination importante de l'effluent traité. On verra FIG.1 la relation entre le potentiel zéta et la turbidité d'une suspension colloïdale en fonction de la dose de flocculant ajoutée. On constate que la turbidité est minimale et proche de zéro lorsque le potentiel zéta est lui-même voisin de zéro. Les flocculants utilisés sont de plus en plus souvent des polyélectrolytes organiques de haut poids moléculaire. Leur efficacité permet de très faibles doses de l'ordre de quelques milligrammes par litre, et, en outre ils assurent aux boues une cohésion qui limite la rupture des flocs formés lors des transferts des boues.

. la séparation solide-liquide qui est souvent assurée par décantation. Elle produit des boues à forte teneur en eau (90-95 %). Une filtration de sécurité est effectuée sur le liquide clarifié, généralement après un temps de stockage pour prévenir les risques de post-précipitation. La filtration directe est peu pratiquée, les boues ayant souvent un caractère colmatant nécessitant l'emploi de précouches. Elle est cependant utilisée pour éliminer une partie de l'eau des boues décantées. La centrifugation n'a pas, à notre connaissance, reçu d'applications industrielles.

III - METHODES SPECIFIQUES D'INSOLUBILISATION

Des méthodes d'insolubilisation ont été mises au point pour éliminer les principaux produits de fission contenus dans les effluents des usines de retraitement : strontium, césium, ruthénium, antimoine.

Strontium. Ses ions forment des composés peu solubles avec les carbonates, phosphates, sulfates.

. précipitation par $\text{Ca(OH)}_2 + \text{Na}_2\text{CO}_3$. Par analogie avec le procédé d'adoucissement des eaux dures, cette méthode fut la première employée à LA HAGUE et à MARCOULE. Elle donne des FD_{Sr} de 30 à 200 mais au prix de FC faibles (20 à 40).

. précipitation par PO_4^{3-} . Certains effluents de décontamination contenant des concentrations élevées en ions PO_4^{3-} , un procédé de co-précipitation a été développé à MARCOULE pour entraîner les ions Sr^{2+} avec les autres ions alcalino-terreux et les ions Al^{3+} présents dans les effluents.

. co-précipitation par $\text{Na}_2\text{CO}_3 + \text{Sr}^{2+}$ inactif. Cette méthode a été mise au point et appliquée industriellement à LA HAGUE [3] [4]. Elle nécessite une addition préalable de doses de 3 à 5 g/l de Na_2CO_3 qui a pour objectif d'éliminer les ions alcalins terreux présents. Avec des doses de 0,1 g/l de Sr^{2+} on obtient des FD_{Sr} de 150 à 200 avec des FC de 100 à 150.

. co-précipitation par adsorption sur le bioxyde de manganèse hydraté. Ce type de précipité obtenu par réaction de H_2O_2 et de cations Mn^{2+} montre une capacité d'adsorption des ions Sr^{2+} . Cette méthode a été mise au point et appliquée à MARCOULE [5]. Elle conduit à des FD_{Sr} de 100 à plus de 500 avec des doses de 200 à 300 mg/l de Mn^{2+} ; elle est conduite en milieu alcalin (pH = 11,5). Une variante de ce procédé, étudiée en laboratoire mais non appliquée industriellement, a montré que des granulés de MnO_2 hydraté utilisés en lit procuraient des $\text{FD}_{\text{Sr}} \geq 500$ avec des $\text{FC} \geq 400$.

. co-précipitation par le sulfate de baryum. Cette méthode a été spécialement développée pour le Centre de LA HAGUE où le dégainage chimique des combustibles de la filière graphite-gaz conduit à des effluents contenant jusqu'à 25 g/l de Mg^{2+} . L'isomorphisme des précipités obtenus par addition de Ba^{2+} et SO_4^{2-} permet d'obtenir des $\text{FD}_{\text{Sr}} \geq 100$ avec des FC élevés à condition de ne pas dépasser un pH final de 8,5 [6]. On verra FIG.2 un exemple de l'influence de doses croissantes d'ions Ba^{2+} sur le FD_{Sr} avec concentration en ions SO_4^{2-} constante (18 g/l).

. adsorption de Sr^{2+} sur résines carboxyliques. Sans être une méthode de précipitation par elle-même, cette technique a été mise au point et employée à LA HAGUE pour le traitement d'effluents à faible concentration en Mg^{2+} et Ca^{2+} [7]. L'échange est effectué en milieu alcalin pH 10 ; la régénération des résines s'effectue à l'aide d'acide nitrique puis de soude caustique dilués. Les éluats sont ensuite traités avec les autres effluents ($FD_{Sr} \geq 100$, FC sur éluats 50 à 100).

Césium. L'insolubilisation de ce cation alcalin par les ferrocyanures de divers cations métalliques (Cu, Fe, Ni, Co) est connue depuis longtemps. Effectuée par addition in situ des réactifs cette réaction nécessitait pour être efficace des doses élevées : 300 mg/l de Ni^{2+} et 425 mg/l de $Fe(CN_6)^{4-}$, par exemple. Un progrès important a été fait par la préformation de ces ferrocyanures qui sont ensuite ajoutés sous forme de suspension colloïdale à l'effluent [8] [9]. Des FD_{Cs} de 100 à 500 sont couramment obtenus avec des doses 5 à 10 fois plus faibles de réactifs. On verra FIG.3 qu'en fonction du rapport $R = \frac{Ni^{2+}}{Fe[CN_6]^{4-}}$ le caractère colloïdal des suspensions se traduit par un potentiel zéta négatif jusqu'à des valeurs de $R = 1,05-1,10$. L'efficacité de ces précipités colloïdaux en décontamination du Cs est visible FIG.4.

Ruthénium. Ce radioélément est présent sous des formes cationiques, anioniques ou non ioniques complexes par suite de ses réactions avec les ions inactifs des effluents, en particulier avec les nitrates. Divers types de prétraitements destinés à éliminer les ions NO_2^- et à stabiliser le potentiel d'oxydo-réduction des effluents contenant du ruthénium. Des oxydations, par $KMnO_4$ par exemple, ont montré une efficacité certaine, ~~le traitement~~ ^{de réduction} par l'hydrazine semble ~~le~~ plus efficace. A titre d'exemple on verra FIG.5 l'influence de doses croissantes de N_2H_5OH sur le FD_{Ru} . Celui-ci croît très vite lorsque les ions NO_2^- sont éliminés. Une aération poussée des effluents lors de leur stockage avant traitement a également été utilisée avec succès.

. précipitation par les ions Fe^{2+} . L'effet de réduction des ions Fe^{2+} et la précipitation des hydroxydes à pH = 8,5-9 a d'abord été utilisée. Elle conduit à de faibles FD_{Ru} , 5 à 10, et surtout à des résultats très variables.

. co-précipitation par le parapériodate de plomb. Après stabilisation par oxydation préalable, on effectue des additions successives de 200 mg/l de parapériodate de sodium puis de 400 mg/l de cations Pb^{2+} . Ce traitement, mis au point et appliqué industriellement à MARCOULE [10] a conduit à des FD_{Ru} de 15 à 25.

. co-précipitation par les sulfures de Fe^{2+} et Co^{2+} . Basé sur l'effet réducteur des ions sulfures ce traitement a été mis au point et appliqué industriellement à LA HAGUE où la décontamination en ruthénium est plus spécialement poussée. Des doses de 100 à 200 mg/l d'ions Fe^{2+} ou Co^{2+} et de 200 à 300 mg/l d'ions S^{2-} assurent des FD_{Ru} de 20 à 50. Les ions Co^{2+} permettent une efficacité 2 à 3 fois supérieure à doses égales. Le traitement est beaucoup plus efficace et permet des $FD_{Ru} > 150$ s'il est conduit en milieu acide ; il a jusqu'ici, pour des raisons de corrosion de l'acier inoxydable, été effectué en milieu alcalin [11] .

. co-précipitation par les hydroxydes de Fe^{2+} et Cu^{2+} . Cette méthode a été étudiée et appliquée industriellement à MARCOULE [12] . On verra FIG.6 l'influence de doses croissantes avec un rapport $\frac{Cu^{2+}}{Fe^{2+}}$ de 4, ainsi que l'influence du pH final.

Appliqué avec des doses de 60 à 100 mg/l de Cu^{2+} et de 250 à 400 mg/l de Fe^{2+} , ce traitement conduit à des FD_{Ru} de 15 à 50.

. Antimoine. Ce radioélément ne représente qu'une faible fraction de l'activité initiale des effluents. Cependant la haute efficacité de l'élimination des autres radioéléments et la relative inefficacité des traitements appliqués vis-à-vis de l'antimoine (FD_{Sb} de 1,1 à 1,5) rend celui-ci prépondérant dans les rejets. Une méthode d'élimination a donc été mise au point. Son application industrielle est récente. On verra FIG.7 l'influence de doses croissantes de Ti^{4+} (introduit sous forme de sulfate) sur le FD_{Sb} ainsi que l'effet du pH final.

Ce traitement permet d'obtenir industriellement des FD_{Sb} de 10 à 40.

Autres radioéléments. Les transuraniens, le zirconium, le niobium et le cérium sont généralement entraînés avec des $FD > 100$ et souvent > 500 avec les autres précipités. Aucune méthode particulière n'a donc été recherchée.

Synergie des traitements. Les méthodes d'insolubilisation spécifiques exposées ont parfois montré des phénomènes de synergie. C'est ainsi que le traitement par MnO_2 hydraté élimine Sr mais aussi une part importante du Ru (FD_{Ru} 4 à 6). Les précipités préformés de ferrocyanure de nickel avec $R < 1$ montrent une forte adsorption de Sr^{2+} (FD_{Sr} jusqu'à 100). Le traitement par $Ti(OH)_4$ entraîne également une amélioration du FD_{Ru} (multiplié par 2). L'ensemble de ces phénomènes est utilisé dans la nécessaire combinaison des différents traitements.

IV - EVOLUTION DES PROCÉDES APPLIQUES A MARCOULE ET LA HAGUE

Les procédés appliqués à MARCOULE et à LA HAGUE ont évolué en fonction des besoins résultant des activités de retraitement et des améliorations apportées aux méthodes de traitement [13].

MARCOULE

En 1966, la production annuelle d'effluents est de plusieurs dizaines de milliers de m^3 , contenant quelques milliers de curies dont 10 à 20 % dues au ruthénium. Le traitement par précipitation chimique est le seul employé. On verra FIG. 8 la description des différentes phases du procédé appliqué.

Les effluents dits "HA" ont une activité spécifique de l'ordre de 1 à 15-20 Ci/m^3 et contiennent l'essentiel du ruthénium. Ils ont une concentration de 0,4 à 0,7 M en ions NO_3^- et sont en général acides (0,1 à 0,5 N). L'insolubilisation du ruthénium est obtenue, après oxydation, par la méthode au parapériodate de plomb. La précipitation du césium est ensuite réalisée par addition d'ions ferrocyanures et d'ions nickel.

(doses respectives environ 300 et 400 mg/l). Après séparation, les effluents "HA" traités sont mélangés et traités avec les effluents "Ma" dont l'activité est inférieure à 1 Ci/m³. Une addition de Fe²⁺ (100 à 200 mg/l), puis de chaux et de carbonate de sodium permet une décontamination en ruthénium et l'élimination du strontium.

Après décantation, les boues sont regroupées avec celles du traitement "HM"; une filtration permet de les épaisir avant de les diriger vers une unité d'enrobage par le bitume. Les effluents clairs sont filtrés avant contrôle et rejet.

Les FD observés varient dans les limites suivantes :

FD_{β γ total} 20 à 50, FD_{Sr} > 100, FD_{Cs} > 100, FD_{Ru} : 5 à 20.

Les FC sont compris entre 30 et 40 après enrobage.

A partir de 1970, les volumes d'effluent produits, après une baisse sensible, ont tendance à augmenter depuis 1975. Trois catégories d'effluents sont à considérer (FIG. 9). L'une "HA₁", correspond aux lavages des solvants qui contiennent une partie importante du Ru sous un faible volume. Les liquides sont traités par distillation ; les distillats, décontaminés avec un FD_{Ru} > 10³ sont considérés comme les effluents suspects, et sont rejetés après filtration de contrôle. Les concentrats, mis en décroissance radioactive, sont rejetés lorsque leur activité spécifique en Ru, Zr, Nb est suffisamment faible (quelques années). La seconde "HA₂", comprend le reste des effluents "HA". Leur concentration en ions nitrates a été fortement diminuée par suite de la mise en service à l'usine d'une unité de récupération acide. Leur activité en ruthénium est ainsi diminuée autant par cette récupération acide que par la séparation des effluents de lavage des solvants. Ils sont traités successivement par addition de 100 à 250 mg/l de Fe²⁺ et par des doses réduites (5 fois plus faibles qu'en 1966) de précipités préformés de ferrocyanure de nickel (Fe Cy Ni). La troisième catégorie, effluents "MA", est traitée en milieu alcalin par le procédé au bioxyde de manganèse, en deux étapes, avec recyclage partiel des boues. L'ensemble des boues décantées est traité par filtration avant enrobage dans le bitume. Les liquides clairs sont filtrés avant contrôle et rejet.

Les FD observés sont du même ordre que ceux notés de 1966 à 1970. Les activités en Ru rejetées sont diminuées d'un facteur 5 à 8 et le volume des boues solidifiées est divisé par 8.

En 1977, les trois catégories d'effluents soumis aux traitements chimiques restent les mêmes. Les volumes ont tendance à augmenter ainsi que les activités en ruthénium, césium et antimoine. Les effluents "HA₁" toujours constitués par les lavages de solvants sont traités par distillation et décroissance comme précédemment. Les effluents "HA₂", plus actifs en Ru, Cs, Sb malgré la séparation des lavages solvants, reçoivent un traitement d'efficacité améliorée. L'élimination du Ru est effectuée au moyen des hydroxydes mixtes de Cu²⁺ et Fe²⁺ en deux étapes. L'élimination du césium est assurée par l'addition de précipités préformés de ferrocyanure de nickel et celle du titane s'effectue par ajout de Ti⁴⁺. Ce traitement "HA₁" est conduit à un pH de 8 à 8,5. Les boues sont séparées en trois temps pour assurer une efficacité maximale de chaque phase du procédé. (FIG. 10)

Les effluents clairs après traitement "HA₁" sont additionnés de 0,5 g/l d'ions PO₄³⁻ avant d'être mélangés aux effluents "MA" qui en contiennent des quantités suffisantes. Après addition de 40 à 100 mg/l de Fe²⁺, le pH est porté à 11 ce qui assure une bonne élimination des phosphates alcalino-terreux et ferreux entraîneurs du strontium. Un dernier stade de traitement à pH 8,5, après séparation des phosphates, assure une élimination complémentaire du ruthénium et du césium. Comme précédemment les boues regroupées sont filtrées et enrobées dans le bitume (Noter que lors de cet enrobage on assure également la solidification de solvants dégradés : exemple TBP jusqu'à 5 % en poids). Les liquides clairs sont filtrés et contrôlés avant rejet. Les FD_{β, γ} totaux varient de 50 à 200, le FD_{Ru} de 15 à 50, le FD_{Cs} est ≥ 500, le FD_{Sr} ≥ 100, le FD_{Sb} de 10 à 50. Les FD concernant les autres éléments sont très élevés et au moins égaux à 1000. Le FC global obtenu est d'environ 50 (après enrobage des boues dans le bitume).

LA HAGUE

Le traitement des effluents appliqué en 1966 dérivait de la conception initiale qui prévoyait l'application du seul procédé chaux-carbonate de sodium. Les installations comprenaient deux chaînes de floculation fonctionnant en parallèle. Les boues décantées étaient ensuite dirigées vers des réservoirs de stockage temporaire. Les liquides clarifiés étaient filtrés et rejetés après contrôle par une conduite sous-marine. Dès 1967 des compléments de traitement ont été apportés : précipitation au carbonate de strontium, addition de ferrocyanure de nickel et de fer ferreux qui ont amélioré la décontamination en strontium, ruthénium et césium. Les FD variaient comme suit : FD_{Dy} total : 3 à 10, FD_{Ru} : 2 à 5, FD_{Cs} : 50 à 100, $FD_{\text{Sr}} > 100$. Les FC étaient faibles et variaient de 20 à 40.

Depuis 1970, les traitements appliqués sont illustrés par la FIG. 11. Les effluents à traiter sont produits en volumes variant entre 20 et 50 000 m³/an ; ils sont séparés en deux catégories :

- "FA" d'activité spécifique < 5 Ci/m³
- "MA" d'activité spécifique > 5 Ci/m³

Cette dernière catégorie comprend les effluents résultant du dégainage par dissolution nitrique des combustibles comportant une gaine en magnésium, dont l'activité peut atteindre de 100 à 300 Ci/m³. Les effluents FA reçoivent un traitement par le ferrocyanure de nickel préformé qui élimine le césium. L'effluent, à pH 10,5, est ensuite traité pour éliminer le strontium sur échangeurs d'ions à fonction acide faible carboxylique. Après cette épuration les effluents sont filtrés et contrôlés avant rejet. Les régénérants utilisés pour les résines sont successivement de l'acide nitrique (pour éliminer le strontium adsorbé) et la soude caustique (pour régénérer la forme sodium des échangeurs). Ces régénérants sont ensuite traités avec les effluents "MA".

Du fait de la présence fréquente de magnésium dans les effluents "MA" un traitement spécial d'insolubilisation du strontium a dû leur être appliqué.

D'autre part, l'activité très élevée en ruthénium de ces effluents a rendu nécessaire l'adoption d'une insolubilisation plus performante. Les effluents "NA" reçoivent successivement : de l'acide sulfurique (5 à 20 g/l), du ferrocyanure de nickel préformé (50 à 200 mg/l) en milieu acide. Après ajustement du pH vers 8,5, les effluents sont ensuite additionnés d'ions sulfures, d'ions cobalt et d'ions baryum (si nécessaire, des ions Ti^{4+} sont introduits en tête de traitement, en milieu acide pour éliminer l'antimoine). Cette combinaison de traitement permet d'obtenir les performances suivantes :

$FD_{\beta\gamma}$ global : 20 à 50 - FD_{α} global > 1000
 FD_{Ru} : 6 à 30 - FD_{Cs} > 100 - FD_{Sr} > 100
 FC de 30 à 60.

Traitement futur. Le volume et l'activité des effluents à traiter ayant augmenté, une nouvelle chaîne de traitement a été étudiée et devrait fonctionner dans les années qui viennent. Elle permettra d'assurer le traitement en une seule ligne des divers effluents. Ceux-ci continueront cependant à être stockés séparément pour limiter les doses de réactifs à employer et rendre ainsi minimale la production de boues. Toutes les possibilités de traitement seront utilisables ; les différentes phases seront les suivantes (cf FIG. 12) :

- Réduction par l'hydrazine [14] (élimination de NO_2^-) et addition simultanée de Ti^{4+} (sulfate de titane pour éliminer Sb) [15] et d'ions SO_4^{2-} .
- Addition des ions S^{2-} et Co^{2+} en milieu acide pour améliorer l'efficacité de la décontamination en Ru.
- Addition de ferrocyanure de nickel préformé (élimination du césium).

- Addition d'ions baryum en milieu alcalin (pour former $BaSO_4$ et éliminer Sr) et d'ions Fe^{3+} pour affiner le potentiel zéta des suspensions avant floculation. Les boues obtenues après décantation seront solidifiées par enrobage. Les liquides clarifiés seront filtrés avant contrôle et rejet.

Les performances attendues sont les suivantes :

$FD_{\beta\gamma}$ total : 80 à 100

FD_{Sr} : 100 à 200

FD_{Cs} : 100 à 200

FD_{Ru} : 50 à 250

FD_{Sb} : 20 à 100

FC de 30 à 50 (15 à 20 pour effluents magnésiens).

Traitements de finition. On observe parfois des précipitations retardées lors de stockages prolongés d'effluents avant contrôle et rejet. Une part non négligeable de l'activité résiduelle est entraînée par ces insolubles. Ceux-ci, jusqu'à présent sont éliminés par une filtration complémentaire. Des traitements de finition sont donc étudiés pour éviter cette précipitation retardée, et par la même occasion, éliminer encore plus efficacement les traces de radioéléments. Parmi les résultats obtenus nous citerons :

- un traitement, adapté aux conditions de MARCOULE, au moyen d'échangeurs d'ions faiblement acides, à caractère complexant, devrait permettre d'éliminer 90 % du strontium résiduel et 30 à 40 % du ruthénium.

- des essais d'ultrafiltration montrent qu'avec des seuils de coupure des membranes correspondant à un poids moléculaire de 500, on peut éliminer 80 à 90 % du ruthénium.

Il est donc possible d'espérer une amélioration des performances des traitements chimiques, mais ce sera au prix d'une complication accrue des installations et d'un important effort technologique pour nucléariser certaines techniques.

V - CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Au cours des 20 années d'exploitation industrielle des usines de retraitement françaises, un effort constant a été apporté pour accroître l'efficacité des procédés de décontamination des effluents de faible et moyenne activité. Cet effort s'est manifesté à la fois par une amélioration des conditions de fonctionnement des usines en limitant la charge saline des effluents ou en évitant leur production par recyclage interne et par un accroissement des performances des procédés de précipitation chimique. Des FD supérieurs à 100 sont maintenant possibles pour les principaux radioéléments avec des FC de 30 à 50.

Ces accroissements de performances sont obtenus avec des combinaisons de traitements qui conduisent à des schémas complexes dont l'exploitation industrielle nucléaire pose de sérieux problèmes, spécialement dans le domaine de l'intervention. Par ailleurs ces procédés conduisent à la production d'importants volumes de déchets à stocker.

Malgré les perspectives d'amélioration existantes, et qui pourront être utilisées sur les installations actuelles, il semble bien que les procédés chimiques aient donné leur maximum et qu'il faille dès maintenant s'orienter vers d'autres traitements, basés sur un maximum de recyclage interne. Une autre communication française vous en précisera les aspects au cours de ce séminaire.

REFERENCES

- [1] IAEA - Technical reports series N° 101 - IAEA VIENNE (1970)
- [2] FERNANDEZ N., En. Nucl. 5,4 (1963) 284
- [3] WORMSER G, RODIER J, DE ROBIEN E, FERNANDEZ N, Proc.Conf. GENEVE 1964 - 14 - U.N, NEW YORK (1964)219
- [4] CHAUVET P, FERNANDEZ N, JOURDE P, - CEA/DMCN-SECA-118 Avril (1967)
- [5] AUCHAPT J, GAUDIER JF, - BF N° 6903 090 du 10.2(1969)
- [6] BERTON Y, CHAUVET P, - BF N° 158541 du 9.7 (1968)
- [7] AROD J, FRANCAIS J, GAUCHON JP, - BF N° 6.941.196 du 28.11(1969)
- [8] DES LIGNERIS J. - Thèse DI N° 49 - Fac.Sc.CLERMONT-FERRAND - oct.(1969)
- [9] BERTON Y, CHAUVET P, DES LIGNERIS J. - BF N° 6939 272 du 14.11(1969)
- [10] AUCHAPT J. - CEA-R.3231 (1967)
- [11] BERTON Y, CHAUVET P. CEA/DCA-CAC-09 - septembre(1973)
- [12] BERTON Y, CHAUVET P, CLAPIT S, FERNANDEZ N. BF N° 7.104.147 du 8 février(1971)
- [13] FERNANDEZ N, JOURDE P, POTTIER P. - IAEA SM-137/22 Symp. Aix-en-Provence, septembre (1970), IAEA VIENNE (1970)373
- [14] BERTON Y, CHAUVET P. BF N° 77.02285 du 27.1(1977)
- [15] BERTON Y, CHAUVET P. BF N° 76.09307 du 31.3(1976).

Fig.1. POTENTIEL ZETA ET TURBIDITE

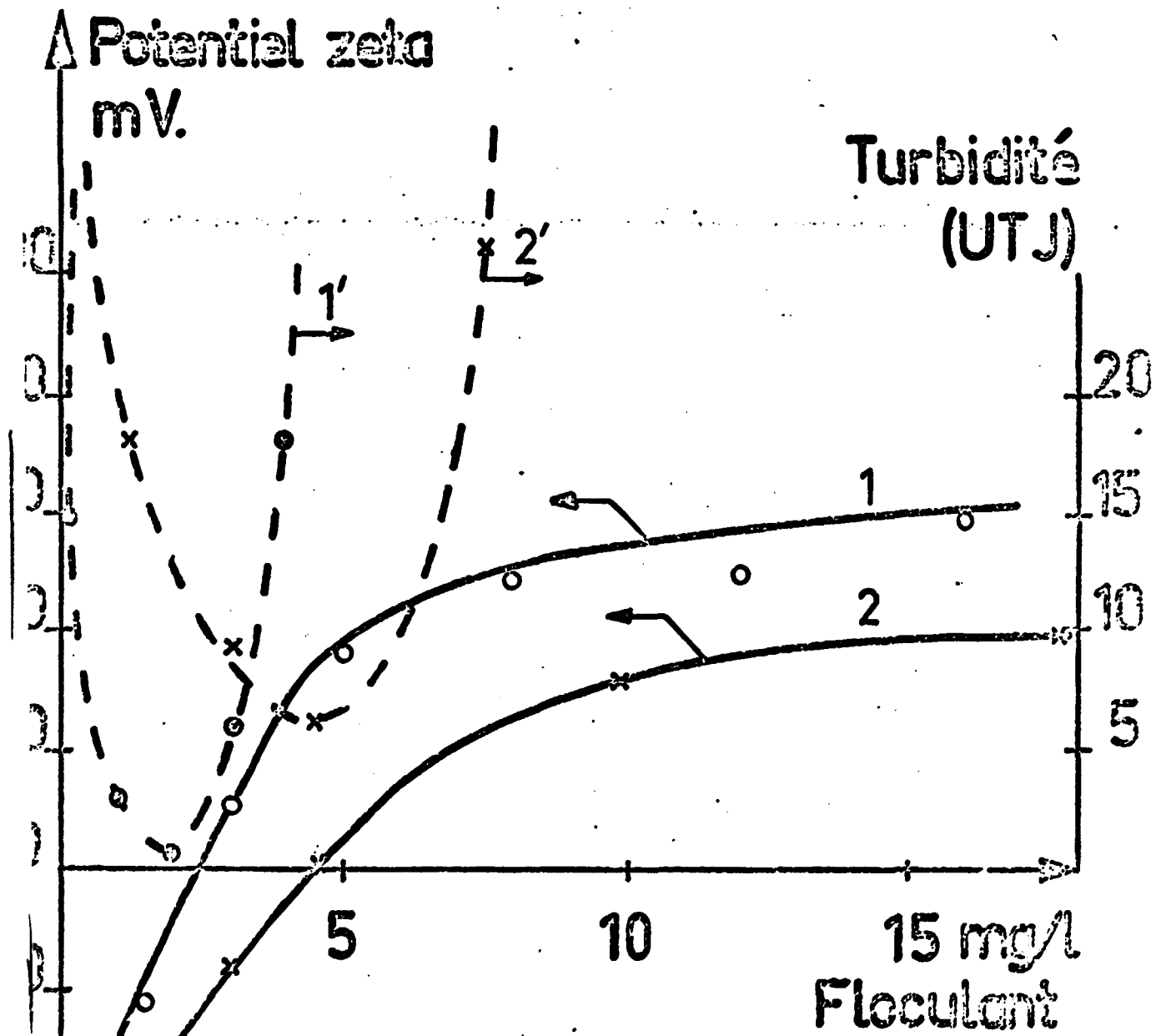
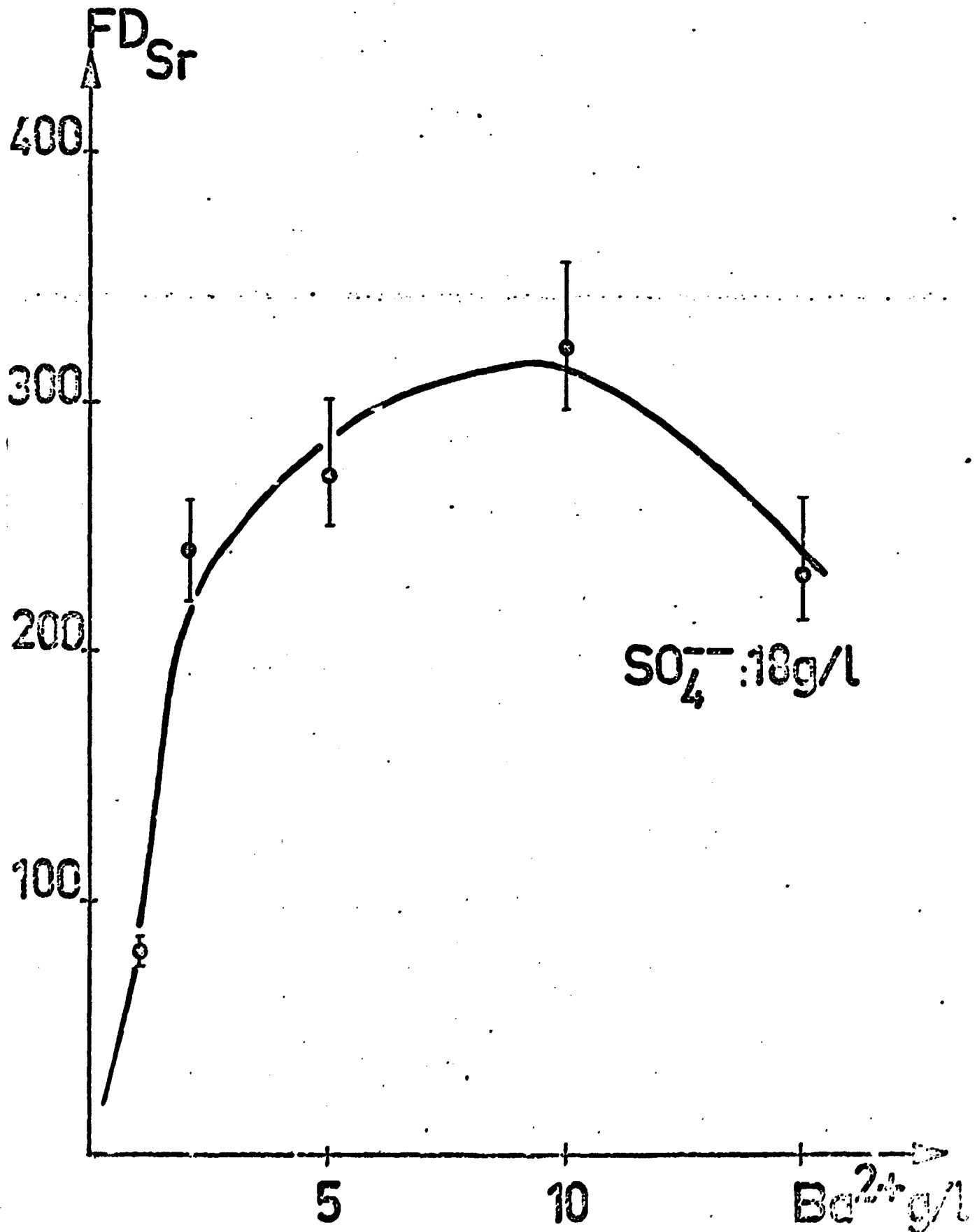


FIG. 2: COPRECIPITATION DE Sr PAR BaSO₄



INFLUENCE DE K₂[Fe(CN)₆] SUR LE POTENTIEL ZETA

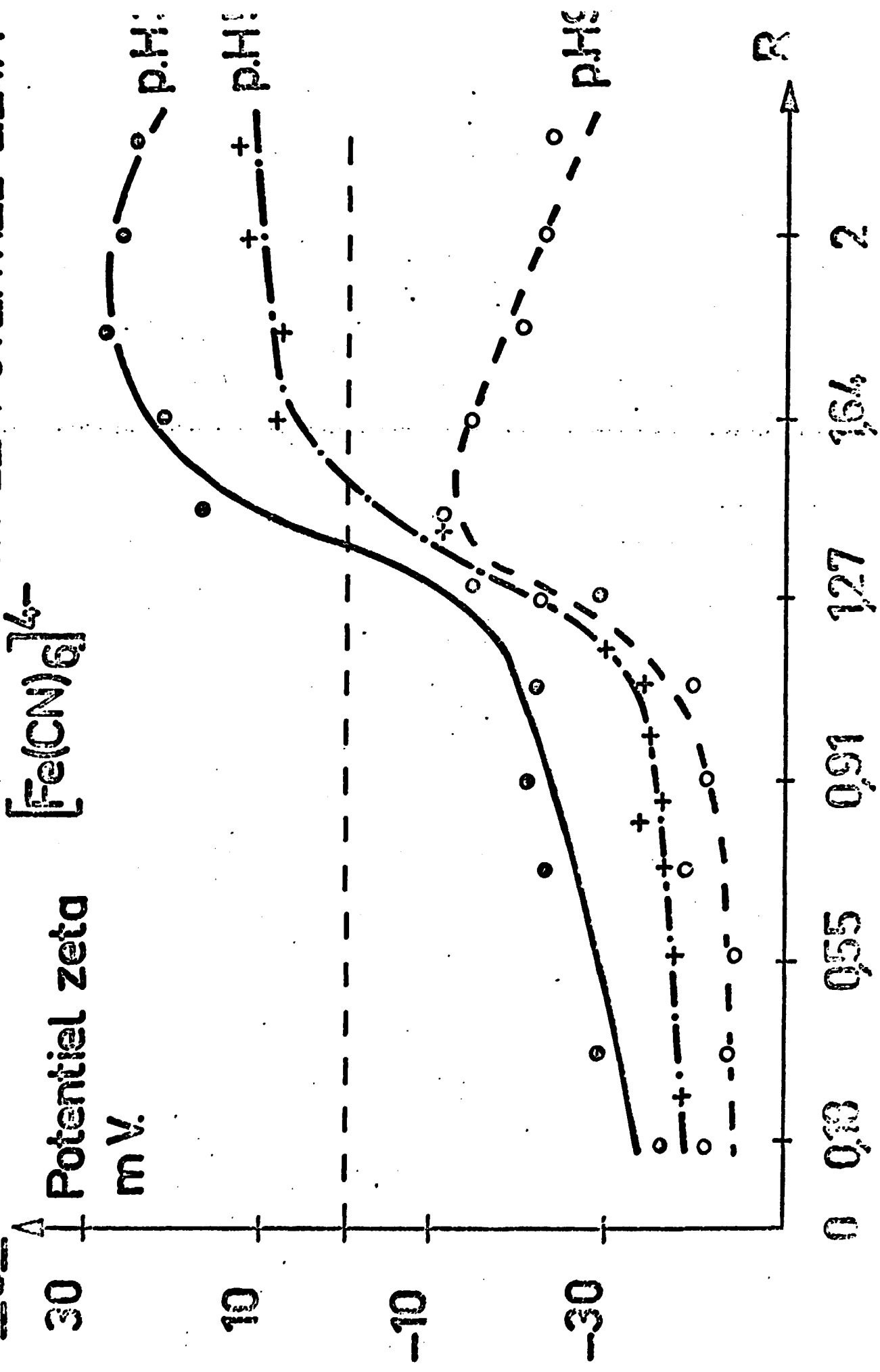


Fig.4: INFLUENCE DE $R = \frac{(\text{Ni})^{2+}}{[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{4-}}$
SUR LE FD_{Cs}

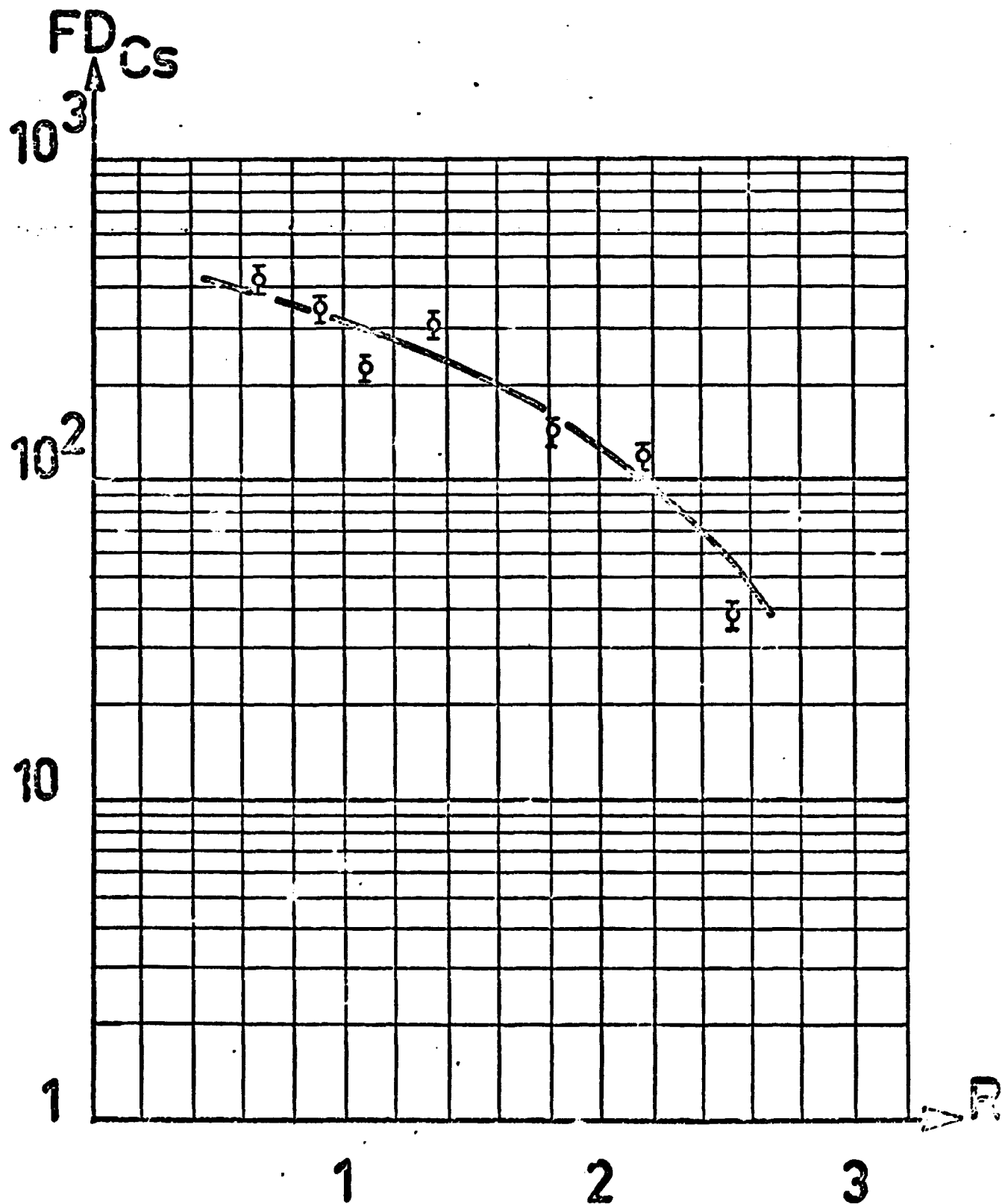
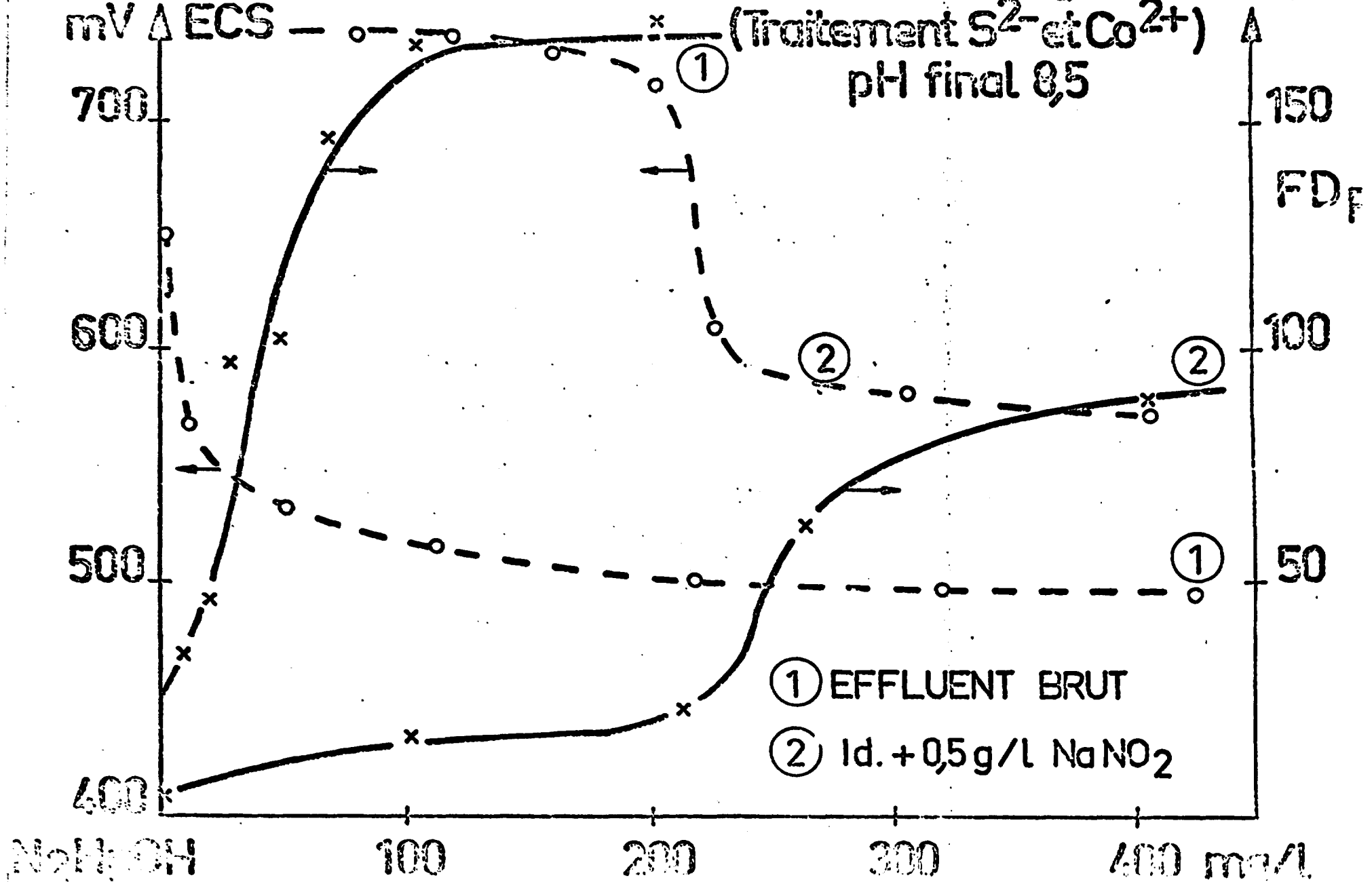


Fig. 5. INFLUENCE DE N_2H_5OH SUR LE FDRu
 mV Δ ECS (Traitement S^{2-} et Co^{2+})
 pH final 8,5



INFLUENCE SUR LE $\Delta \text{FD}_{\text{Ru}}$ DE Fe^{++} ET Cu^{++}
 (E.D. 9)
 $\left(\frac{\text{Fe}^{++}}{\text{Cu}^{++}} = 4 \right)$

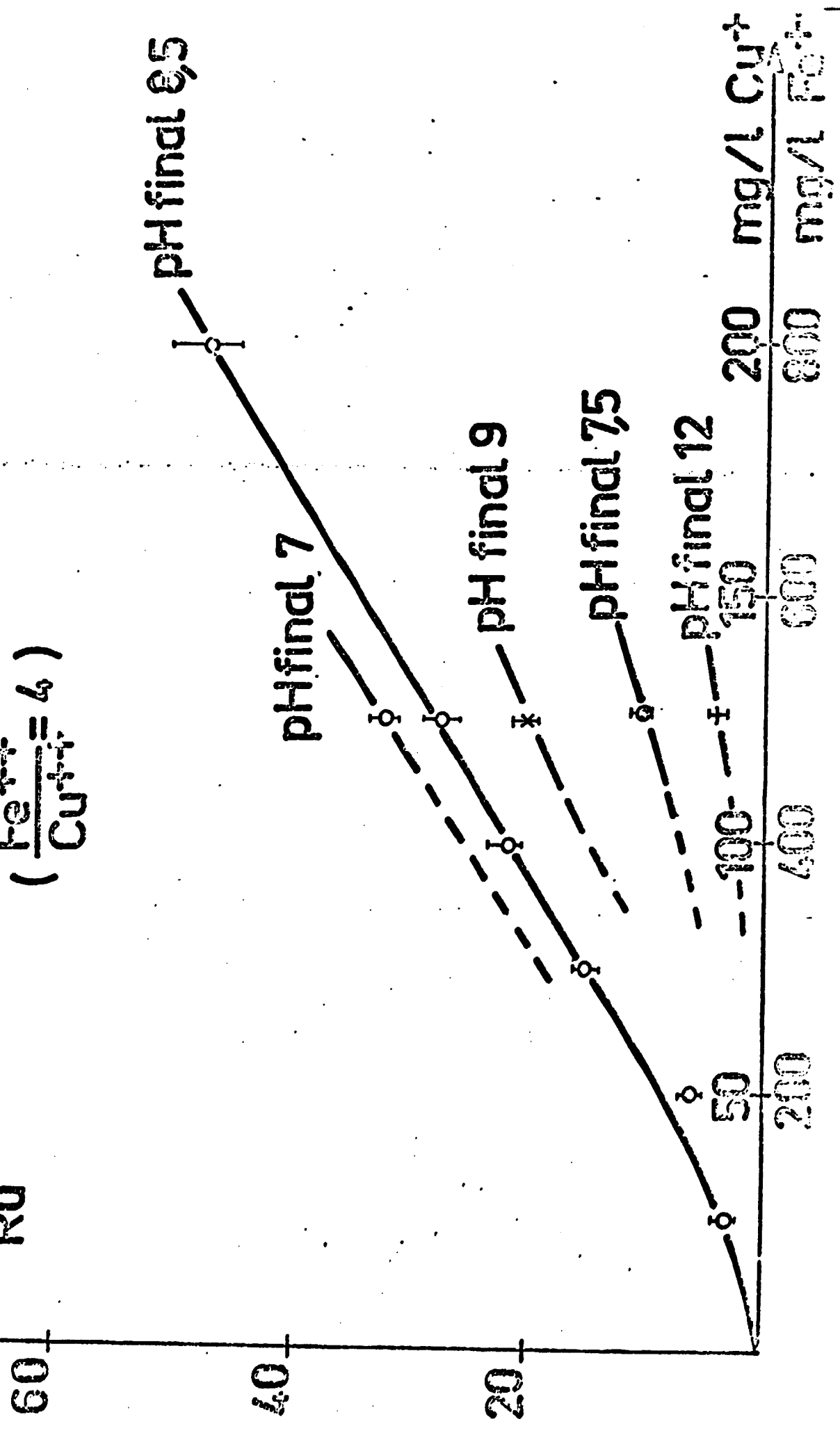


Fig 7
INFLUENCE DE Ti(OH)₆
SUR LE FD S_b

FD S_b

pH final 6

75

50

25

pH final 8

75

pH final 9,5

50

25

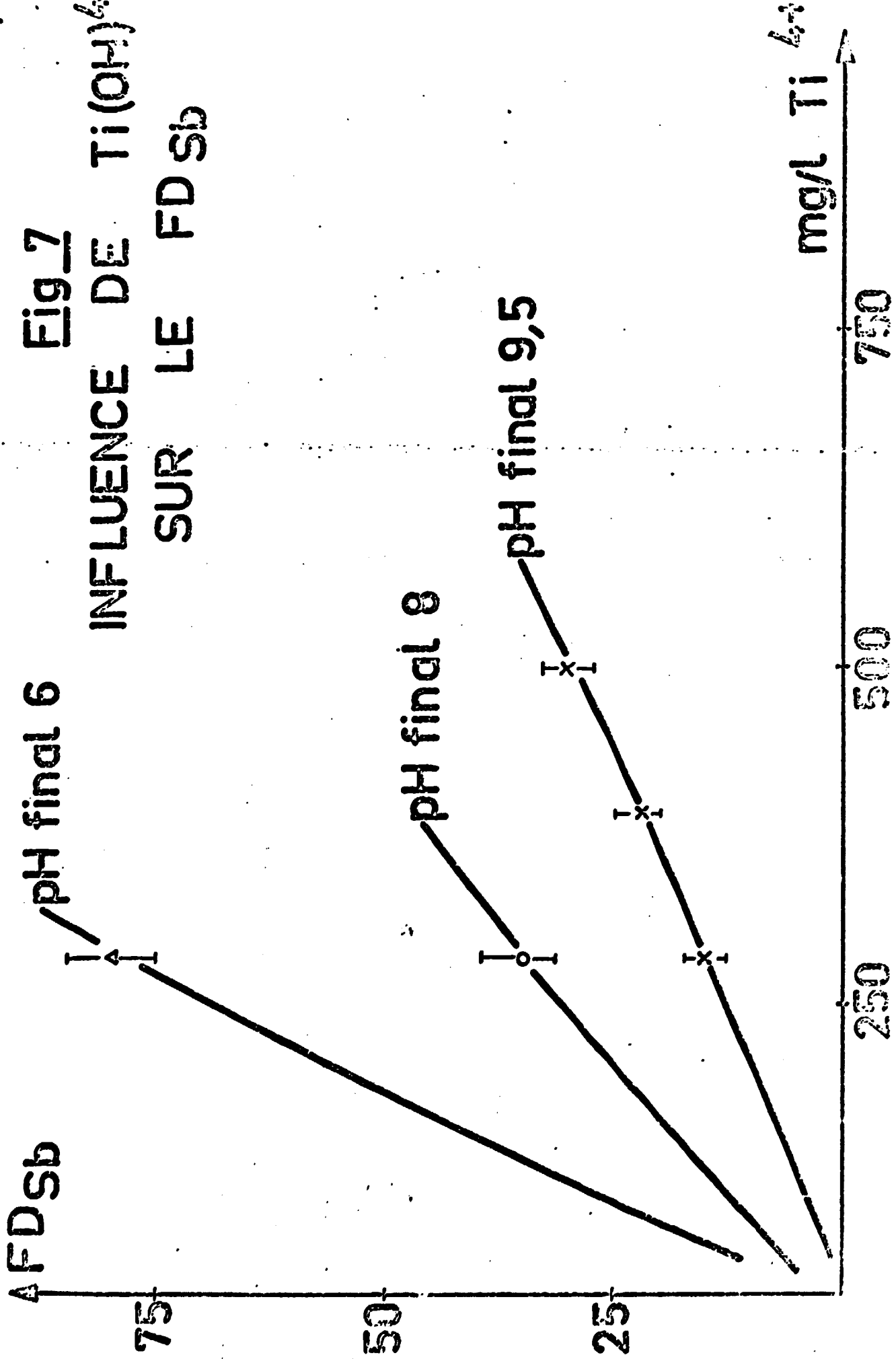
75

mg/l Ti

250

500

750



LIVRE
MARCOULE 1966

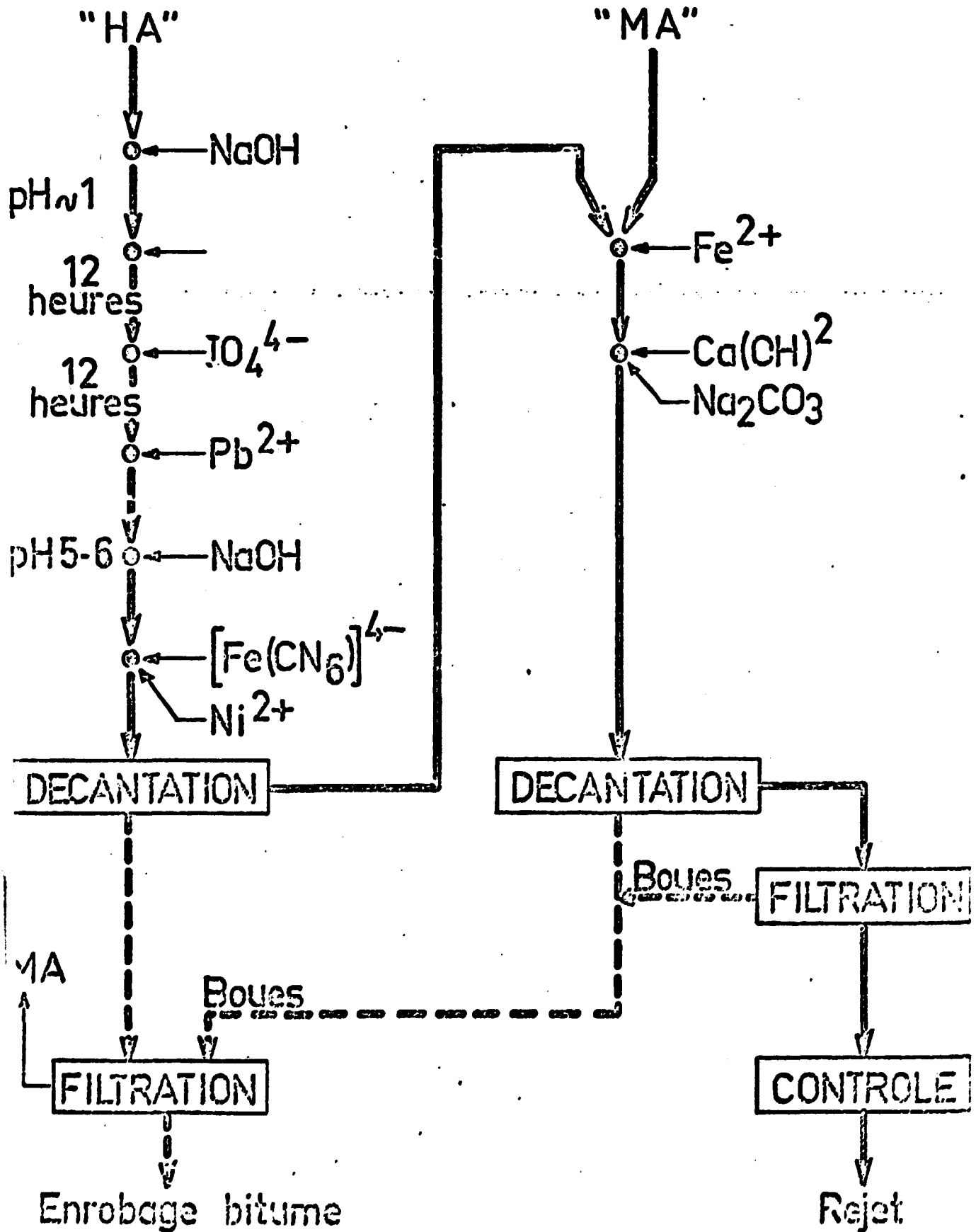


Fig. 9
MARCOULE 1970

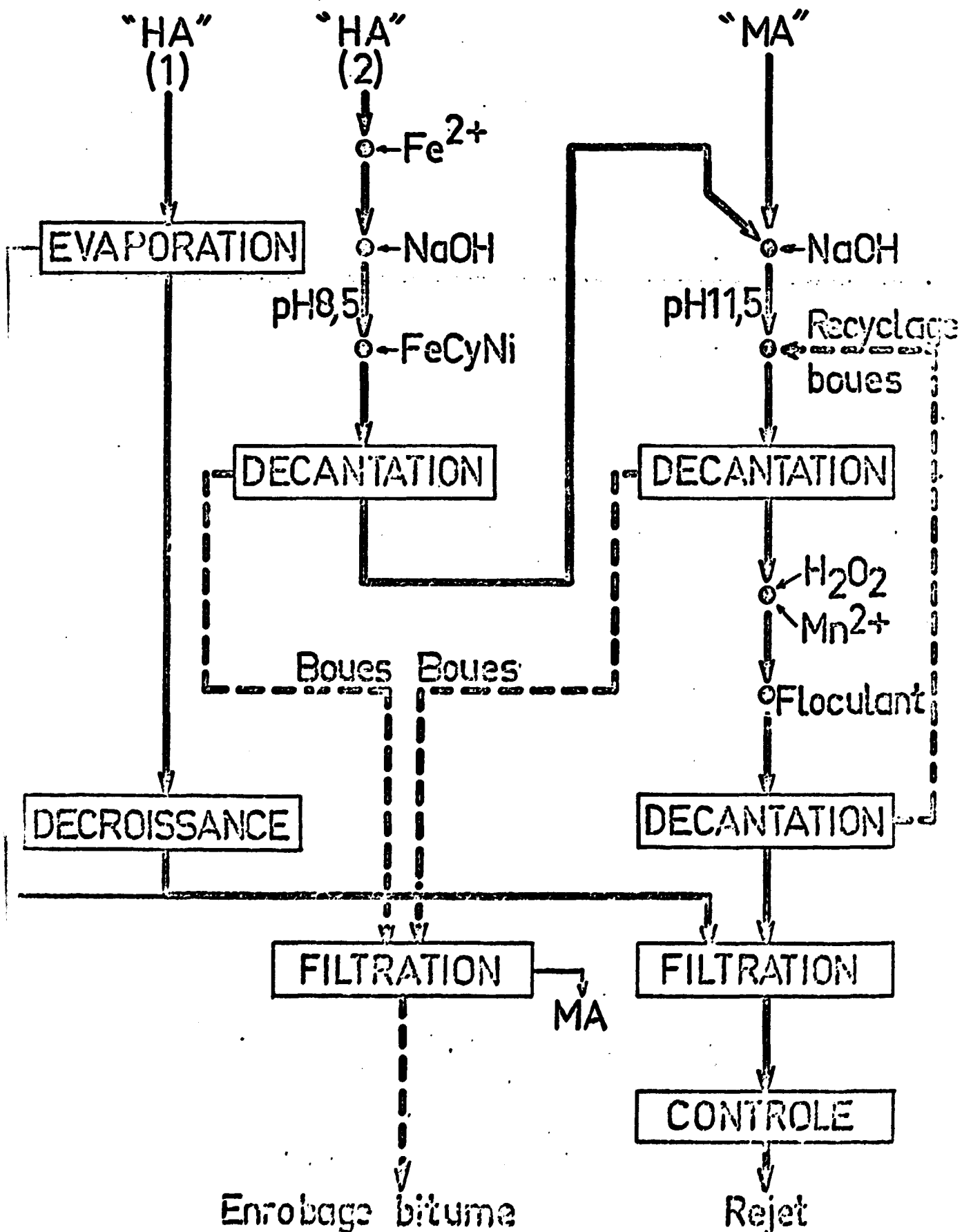
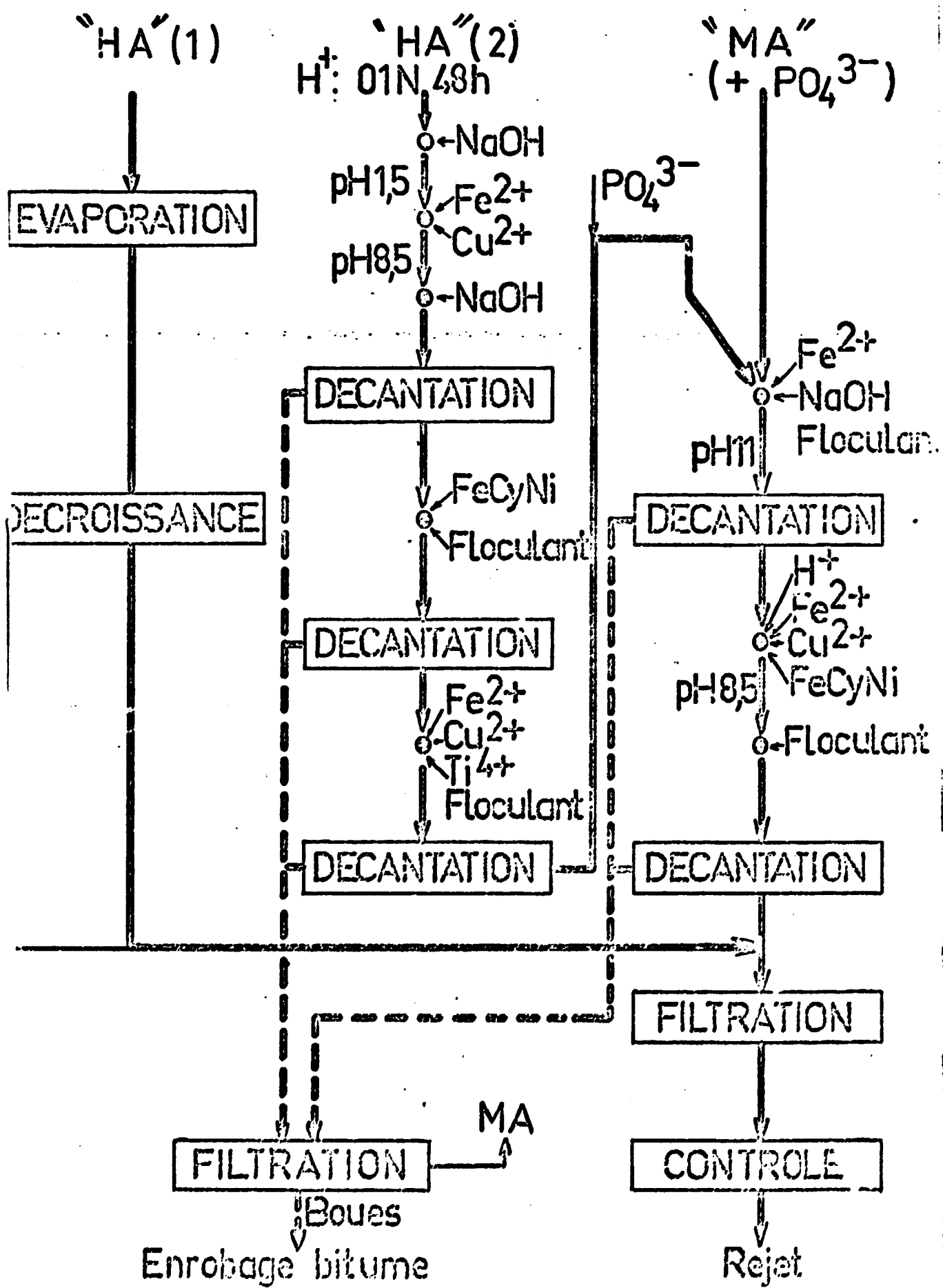
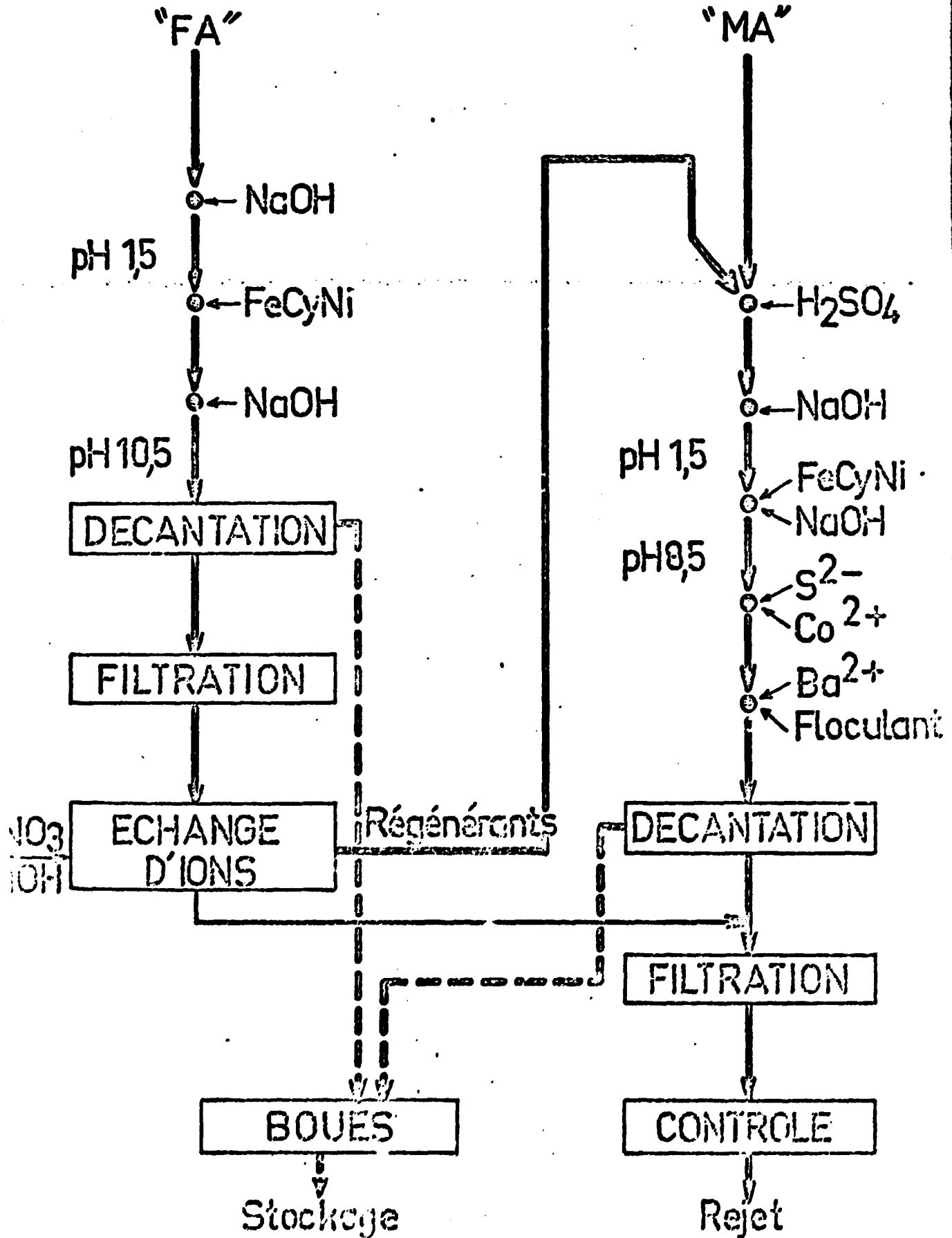


FIG. 10
MARCOULE 1977



LA HAGUE 1970



LA HAGUE (Prévision)

