

N° d'ordre : 105

50376
1980
64

50376
1980
64

UNIVERSITE DES SCIENCES ET TECHNIQUES DE LILLE
LABORATOIRE DE PHYSIOLOGIE VEGETALE

EROSION DES ELEMENTS NUTRITIFS ET CONTROLE AVEC DES
CONDITIONNEURS DE SOL
UNE ETUDE AVEC LE SIMULATEUR DE PLUIE



CHRISTIAN HENRI VAN DEN BERGHE

THESE DE DOCTORAT D'UNIVERSITE.

PRESIDENT : PROF. R. BOURIQUET

-1980-

Avant Propos

Ce travail a été élaboré avec la collaboration de plusieurs personnes auxquelles je voudrais exprimer ma sincère gratitude.

J'adresse en première instance mes remerciements à Monsieur le Professeur R. BOURIQUET de l' Université des Sciences et Techniques de Lille qui a bien voulu m' accepter pour ce doctorat. Ses conseils techniques ainsi que son encouragement permanent furent pour moi d'une valeur inestimable.

Je voudrais aussi remercier Monsieur le Professeur CELET et Monsieur le Docteur MANIA, membres de jury.

Mes remerciements sincères vont aussi à Monsieur le Docteur A. MATON Directeur du Centre de Recherche à Gand pour l'encouragement et les discussions techniques.

Je remercie également l' Administration Générale de la Coopération au Développement à Bruxelles et l' Institut International pour l'Agriculture Tropicale à Ibadan (Nigéria). . En effet les travaux actuels ont été faits grâce au support financier de ces deux services.

Je dois aussi remercier tous ceux qui ont contribué à ma formation technique dans les sciences du sol. Je voudrais mentionner spécialement Monsieur le Professeur A. VAN DEN HENDE avec qui j'ai fait ma thèse d' ingénieur et Monsieur MATHIEU, Directeur du Programme Engrais de la F.A.O des Nations-Unies à Rome.

Erosion des Eléments Nutritifs et Contrôle avec des Conditionneurs de Sol.

- Une Etude avec le Simulateur de Pluie -

1. Introduction et objectifs.

2. Historique.

3. Matériaux et méthodes.

3.1. Sols des régions tempérées.

3.1.1. Sable limoneux de Melden (Belgique).

3.1.2. Limon de Burst (Belgique).

3.1.3. Argile sableuse de Eggewaerts (Belgique).

3.2. Sols des régions tropicales.

3.2.1. Sol argileux de Toradja (Indonésie).

3.2.2. Sol limon sableux de Ibadan (Nigéria).

3.2.3. Sol sable limoneux de Ikenne (Nigéria).

3.3. Emploi des engrais solubles dans l'eau et granulés - description.

3.4. Description du simulateur de pluie.

3.5. Description des récipients pour les sols.

3.6. Choix d'une pente et d'une intensité de pluie.

3.7. Méthodes d'échantillonnage.

3.8. Méthodes d'extraction et analyses.

3.8.1. Analyses chimiques.

3.8.2. Analyses physiques.

3.8.3. Analyses minéralogiques.

3.9. Expression des résultats.

3.9.1. Dans le laboratoire.

3.9.2. Sur le terrain.

4. Résultats et discussion.

4.1. Ruissellement des engrais comme déterminé par la dose.

4.1.1. Pertes relatives des éléments nutritifs.

4.1.2. Relations entre le sédiment et l'eau de ruissellement.

4.2. Bilan des engrais en fonction du placement.

4.3. Erosion des différentes fractions de phosphate.

4.4. Distribution des éléments nutritifs en profondeur du sol après la pluie.

4.5. Erosion des éléments nutritifs sous l'influence d'une période de sécheresse.

- 4.6. Mécanisme du ruissellement des éléments nutritifs en fonction du temps.
 - 4.6.1. Vitesse de ruissellement et de percolation.
 - 4.6.2. Ruissellement de N-NO_3^- .
 - 4.6.3. Ruissellement des phosphates.
 - 4.6.4. Ruissellement de la potasse.
 - 4.6.5. Concentrations de phosphate et de potasse dans le sédiment.
- 4.7. Mobilité des éléments nutritifs dans l'eau de ruissellement.
- 4.8. Erosion des engrais comme déterminée par la forme des engrais.
- 4.9. Pertes des éléments nutritifs par érosion, sous l'influence de la longueur de la pente.
 - 4.9.1. Ruissellement et érosion de sol en fonction de la longueur de pente.
 - 4.9.2. Matière colloïdale dans le sol érodé et capacité d'échange.
 - 4.9.3. Pertes de NPK par ruissellement.
 - 4.9.4. Pertes de sol par éclaboussure.
 - 4.9.5. Pertes des éléments nutritifs par éclaboussure.
 - 4.9.6. Conclusions.
- 4.10. Pertes des éléments nutritifs comme déterminées par le taux de pente.
 - 4.10.1. Conditions expérimentales.
 - 4.10.2. Résultats et discussion.
 - 4.10.2.1. Erosion du sol et éclaboussure.
 - 4.10.2.2. Comportement des substances colloïdales dans le ruissellement.
 - 4.10.2.3. Erosion des éléments nutritifs.
- 4.11. Bilan des engrais dans les différentes fractions comme déterminé par l'intensité et l'énergie de la pluie.
 - 4.11.1. Conditions de l'expérience.
 - 4.11.2. Résultats et discussion.
 - 4.11.2.1. Erosion par ruissellement.
 - 4.11.2.2. Erosion des éléments nutritifs en fonction de l'intensité.
 - 4.11.2.2.1. Erosion des nitrates.

4.11.2.2.2. Erosion des phosphates.

4.11.2.2.3. Erosion de la potasse.

4.11.2.3. Erosion par éclaboussure en fonction de l'intensité.

4.11.3. Conclusions.

4.12. Utilisation de méthodes isotopiques pour déterminer l'érosion des éléments nutritifs

4.12.1. Introduction.

4.12.2. Détermination de la potasse dans les différentes fractions résultant de l'application isotopique.

4.12.3. Comparaison de la "méthode isotopique" avec la méthode conventionnelle.

4.12.4. Conclusions.

4.12.5. Relation entre les résultats de l'érosion et les paramètres physiques du sol.

II. Contrôle de l'érosion des éléments nutritifs.

II.1. Introduction.

II.2. Littérature.

II.3. Description des conditionneurs de sol utilisés.

II.3.1. Conditionneurs solubles dans l'eau.

II.3.1.1. Polyacrylamide.

II.3.1.2. Alginates.

II.3.1.3. Uresol.

II.3.2. Conditionneurs sous forme d'émulsion.

II.3.2.1. Emulsions bitumineuses.

II.3.3. Conditionnement du sol par paillage.

II.4. Résultats des expériences avec la polyacrylamide mélangée au sol.

II.4.1. Conditions de l'expérience.

II.4.2. Résultats et discussion.

II.4.2.1. Ruissellement et sol érodé.

II.4.2.2. Erosion des éléments nutritifs.

4.2.2.1. Pertes de nitrate.

4.2.2.2. Pertes de phosphates.

4.2.2.3. Erosion de la potasse.

II.4.2.3. Distribution en profondeur; influence du polyacrylamide.

II.5. Application de la polyacrylamide comme paillis.

II.5.1. Conditions de l'expérience.

II.5.2. Résultats et discussion.

II.5.2.1. Ruissellement du nitrate.

II.5.2.2. Pertes de phosphate par érosion.

II.5.2.3. Pertes de potasse par érosion.

II.5.2.4. Bilan total érosion / percolation.

II.6. Fixation des éléments nutritifs par le traitement des conditionneurs du sol.

II.7. Utilisation des alginates, seuls ou en combinaison avec la polyacrylamide.

II.7.1. Conditions de l'expérience.

II.7.2. Résultats et discussion.

II.7.2.1. Bilan total de l'érosion et de la percolation.

II.7.2.2. Mécanisme du ruissellement des éléments nutritifs.

II.7.2.2.1. Ruissellement des nitrates.

II.7.2.2.2. Erosion des phosphates.

II.7.2.2.3. Erosion de la potasse.

II.7.2.3. Conclusions.

II.8. Comparaison des effets des différents conditionneurs de sol (paillis, bitume et uresol) sur le sol d'Egbeda.

II. 8.1. Erosion de sol par éclaboussure, ruissellement et percolation d'eau.

II.8.2. Erosion des éléments nutritifs.

II.9. Etude sur le terrain pour estimer l'érosion des éléments nutritifs.

II.9.1. Introduction.

II.9.2. Matériaux et méthodes.

II.9.3. Résultats et discussion.

II.9.4. Conclusions.

1. Introduction et objectifs.

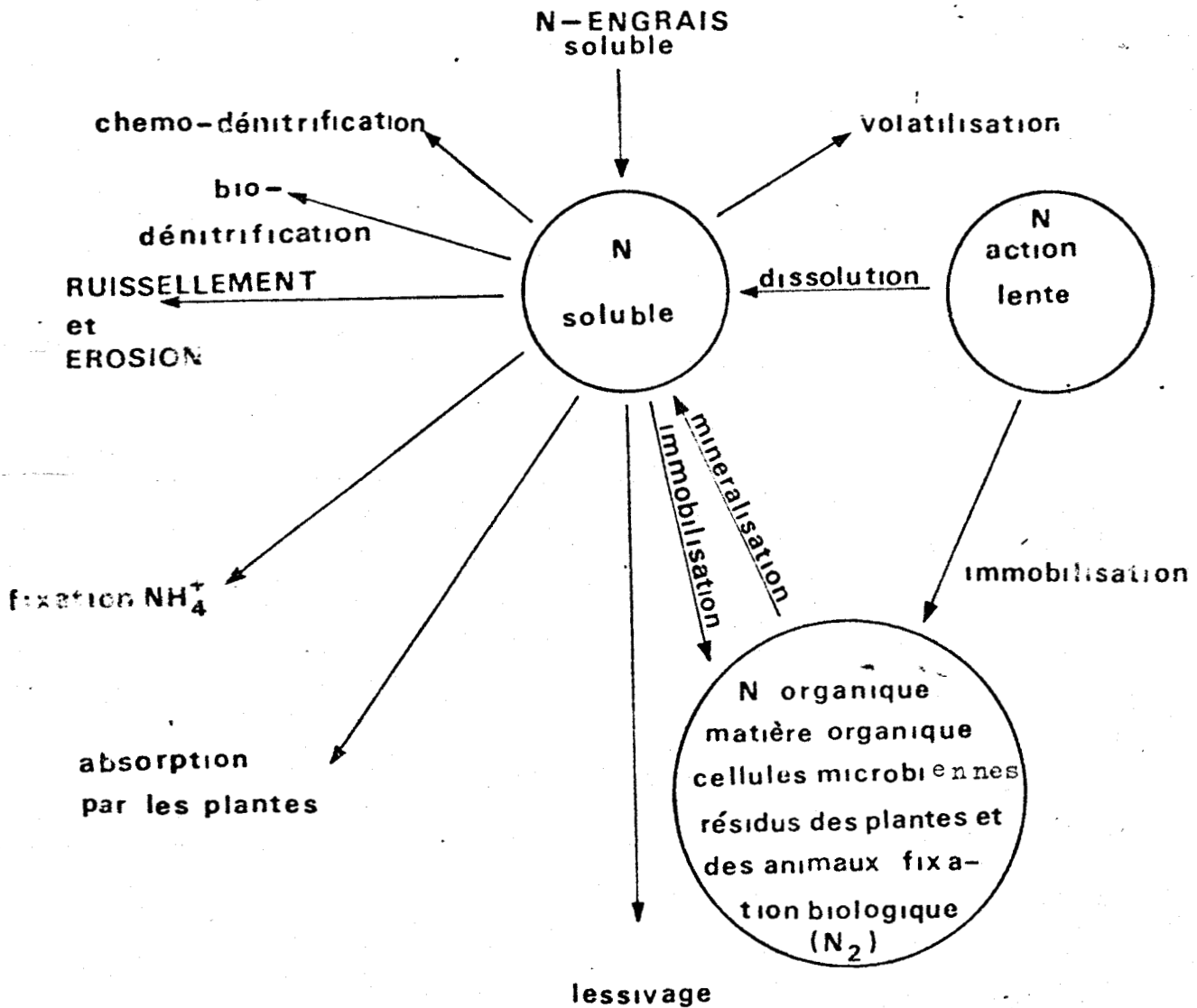
Les trois principaux éléments nutritifs des plantes, l'azote le phosphate et la potasse ont été étudiés intensivement en relation avec la production végétale, mais les mécanismes des pertes de ces constituants ^{par} les sols ont reçu peu d'attention. L'étude présente doit être considérée dans le cadre du cycle des éléments nutritifs dans le sol en relation avec l'application des engrais. Pour situer l'étude il conviendrait de donner une petite représentation de ce que deviennent les engrais dans le sol.

Fig 1 : Le Nitrogène.

Le nitrogène est employé dans les engrais sous forme de nitrates ou d'ammonium ou d'une combinaison de ces deux éléments. L'ammonium est l'engrais dominant, mais même sous cette forme il est converti rapidement en nitrates. La méthode d'application, la dose, le type de plantes, le sol et les variations du climat déterminent l'extraction par les plantes, qui représente à peu près 50 - 80% de la fumure donnée. Une quantité de 10 à 20% est convertie en N_2 et en oxydes d'azote et en cas d'infiltration excessive une quantité non-négligeable peut être perdue par lessivage sous la zone remplie de racines. (Nelson et Hauck, 1965). La figure numéro 1 donne une représentation de ces phénomènes. (Parr, 1973).

L'azote des engrais peut être perdu par écoulement et érosion spécialement sur des pentes excessives et sous une précipitation intense quand la pluie suit immédiatement l'application des engrais sur la surface et aussi quand le terrain n'est pas protégé par des plantes; cela particulièrement avec des sols qui ont une pauvre infiltration résultant d'une mauvaise condition physique.

Fig 1 : Action des engrais solubles à base d'azote dans le sol.



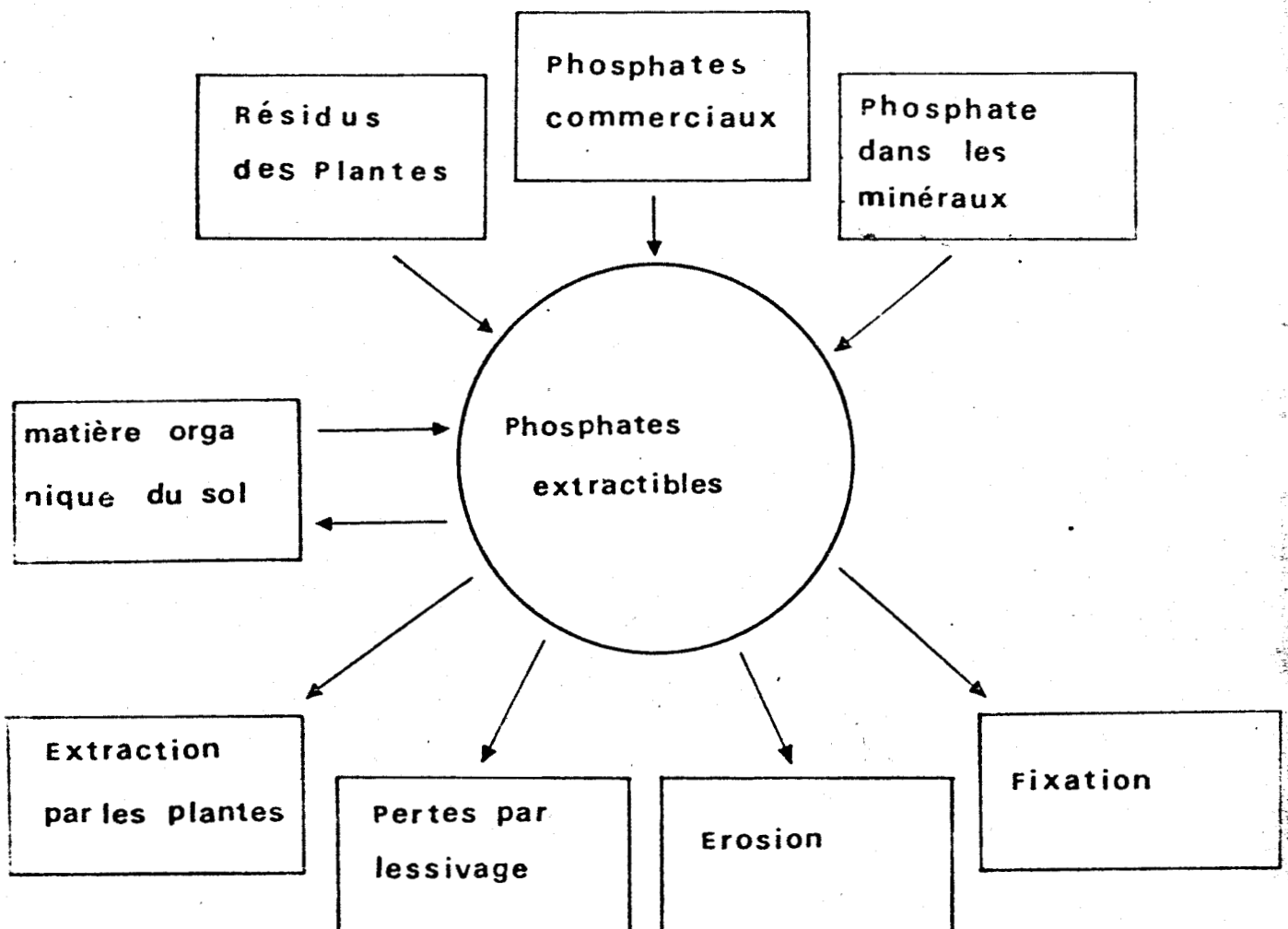
A l'échelle mondiale le bilan de l'azote a reçu une grande attention car il est l'élément principal (en volume). Les estimations de Stanford et al. (1969) ont montré que presque 30% de l'azote consommé par les plantes est perdu par érosion, la quantité totale étant de 3.0 millions de tonnes par an en 1969 pour les Etats-Unis.

2. Les phosphates.

Les phosphates des engrais solubles dans l'eau comme le monocalcique et les phosphates d'ammonium se dissolvent très rapidement et réagissent avec les constituants du sol pour former des composés beaucoup moins solubles ou insolubles. Le phosphate dicalcique et les produits moins solubles se dissolvent très lentement dans la solution du sol mais leur réaction finale avec le sol est la même que pour les engrais très solubles. Les phosphates s'accumulent dans la partie superficielle du sol et la perte est surtout due à l'érosion du sol de surface.

La représentation est donnée dans la figure 2.

Fig 2 : Action des phosphates commerciaux dans le sol.

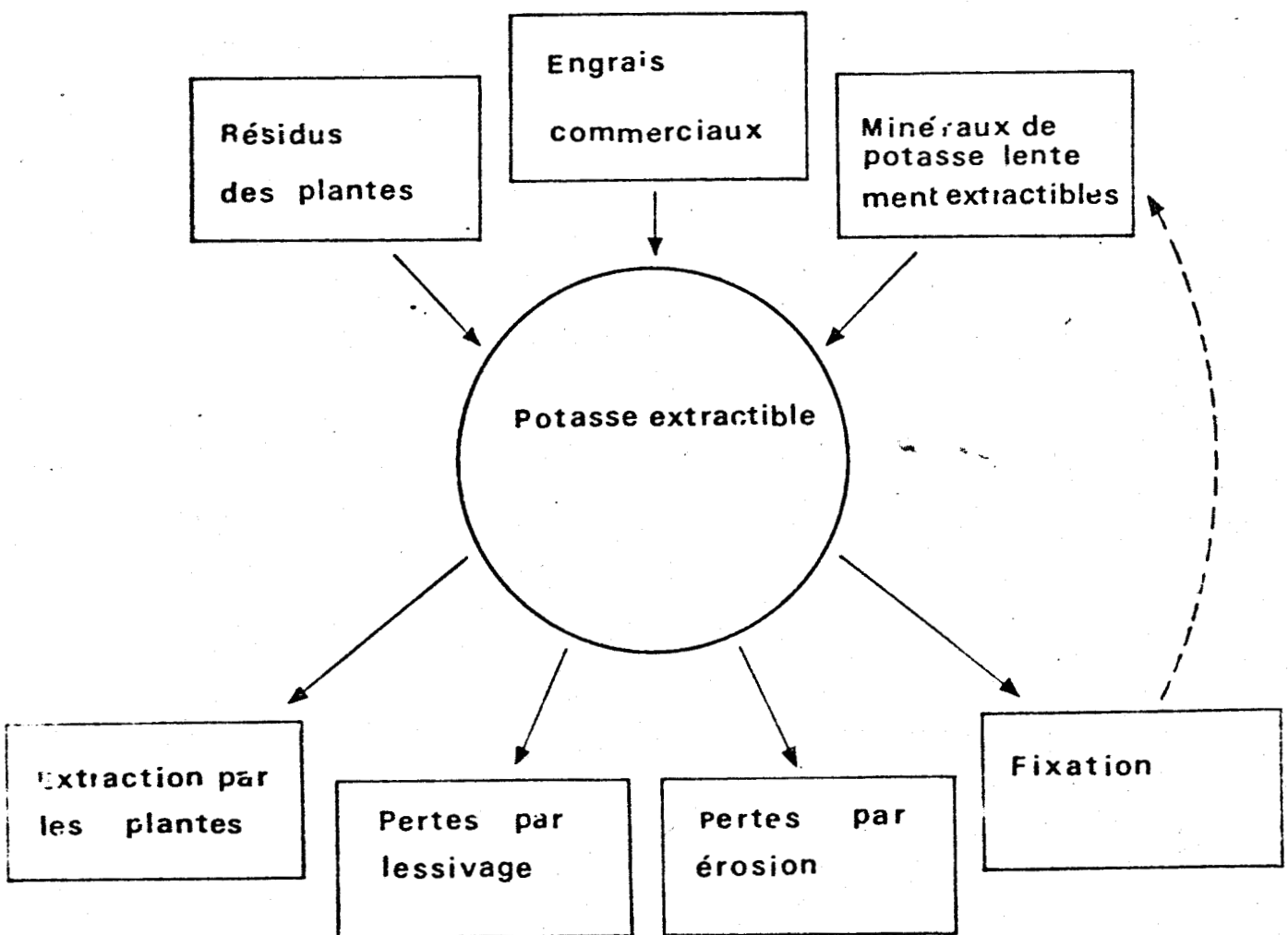


Les phosphates dont les pertes par lessivage sont de loin inférieures à celles du nitrogène sont plus exposés à l'érosion.

3. La potasse.

La quantité de potasse extractible perdue par lessivage et érosion est plus grande que celle de nitrogène et de phosphates. La figure 3 donne une représentation de ce que deviennent les engrais potassiques dans le sol.

Fig 3 : action de la potasse commerciale.



L'exemple suivant (table 1) sur une pente de 4% au Missouri (USA) (en lbs/acre) illustre la gravité des pertes des éléments nutritifs par érosion.

Tableau 1 : comparaison entre les pertes par érosion et l'ex-
===== traction par des cultures. (x)

Condition		N	P ₂ O ₅	K ₂ O
Erosion	- culture de maïs	66	41	729
	-rotation de blé, de maïs et de trèfle.	26	18	258
Extractions par les plan- tes (rotation)		75	30	60

(x) Miller M.F et M.M. Krusekoph, 1932

Ce n'est qu'à partir des années 1955 - 1965 que les pertes des engrais par érosion du terrain ont reçu une attention considérable, lorsque la dégradation du milieu fut reconnue comme le plus grand problème que l'industrie et l'agriculture avaient à résoudre dans les années à venir.

En Europe l'attention allait principalement à la pollution et à l'enrichissement des eaux de surface par le sédiment et les éléments nutritifs dans le cadre de l'eutrophication et de la contamination de l'eau potable. Même en cas de fertilisation intensive, la pollution d'origine agronomique n'est pas un désastre, contrairement à ce que l'on croit généralement.

Les pays en voie de développement (qui connaissent en général un climat humide tropical) se trouvent confrontés à des problèmes plus graves relatifs à l'usage efficace des engrais.

En effet, la plus grande quantité des matières organiques dans les sols tropicaux est concentrée dans la couche super-

ficielle du profil. Il y a même une diminution abrupte dans les couches plus basses et c'est surtout la couche riche et fertile qui disparaît par érosion. Cette dénudation sous une précipitation intense peut causer des pertes considérables. C'est pourquoi le travail de laboratoire sur le mécanisme de cette érosion des éléments nutritifs doit être considéré comme une recherche préliminaire pour les études dans les régions tropicales où l'érosion n'a pas encore atteint des dimensions spectaculaires.

1. Objectifs de l'étude.

Le but de cette étude est de déterminer avec le simulateur de pluie l'impact de l'écoulement, de la percolation et de l'éclaboussure sur la mobilité et le bilan des éléments nutritifs quand le sol subit l'influence d'un ruissellement à nappe à cause de la battance de la surface par l'impact des gouttes de pluie. Le but de cette étude n'est pas d'entrer trop profondément dans les conditions physiques qui sont à l'origine du ruissellement et de l'éclaboussure. Les paramètres qui produisent le ruissellement et l'éclaboussure comme la pente (longueur et degré), l'énergie de la pluie ainsi que l'infiltration, la perméabilité et la stabilité des agrégats y sont également discutés. Les paramètres qui sont inhérents à l'utilisation des engrais comme la dose, le placement et la forme sont eux aussi pris en considération, de même que les relations entre l'eau de ruissellement et la terre érodée, et l'influence d'une période de sécheresse. Dans l'un des cas, l'on établit la relation entre les pertes par érosion sur le terrain et dans le laboratoire.

Il me semble nécessaire de mentionner que l'étude avec le simulateur de pluie nous donne seulement une idée de ce ^{qui} peut se passer sur le terrain quand se produit l'érosion en nappe. Dans un bassin, le problème est beaucoup plus complexe et la perte des engrais peut être influencée par la sédimentation à des points situés plus bas dans le bassin et par l'écoulement sous la surface et latérale. De cette manière les chiffres présentés représentent l'interaction de différents para-

mètres énergétiques.

Nous espérons que la compréhension de ces mécanismes d'érosion et les résultats obtenus seront utiles aux chercheurs dans les pays humides tropicaux pour la conservation de la fertilité du sol dans les différents systèmes d'agriculture.

Les résultats obtenus dans des bassins seront comparés avec les données obtenus ^{avec} le simulateur de pluie pour voir si le modèle actuel permet de simuler ces observations.

2. Historique.

Le problème de la perte des éléments nutritifs dans le milieu est très complexe et a été abordé par un grand nombre d'études spécialement dans les rivières drainant des bassins et sur des champs-unités dans des collecteurs. En effet, la composition de l'eau qui sort d'un champ arable est influencée par beaucoup de facteurs dont l'action n'est pas comprise totalement.

Déjà en 1932, Miller et Krusekoph ont montré que même sous des pentes légères, les pertes par érosion peuvent dépasser l'extraction par les plantes et les rotations sur le terrain. Le nitrogène et le phosphate sont les polluants principaux. Les pertes par ruissellement et percolation sont les plus importantes causes de cette pollution (Metselaar, 1974).

Olness et al. (1975) ont indiqué ^{que} les pertes de nitrate de 1.0 jusqu'à 5.5 kg/ha/an sont le plus souvent observées avec des concentrations de 0.1 jusqu'à 20 (ppm) parts par million, mais généralement inférieures à 5 ppm. Pour le phosphore on trouvait 0.02 - 4 kg/ha/an avec une quantité de 1.0 kg/ha/an comme P soluble. Pour la potasse, qui n'est pas considérée comme un polluant, on trouve peu de données.

Les écologistes comme Commoner (1968) ont exprimé que les engrais sont des polluants très importants mais des études récentes de Hood (1976) en Angleterre montrent que les doses de nitrate employées pour le moment ne sont pas dangereuses

pour la santé mais que la situation doit être suivie de très près.

L'emploi en surface des éléments nutritifs minéraux peut résulter dans des pertes considérables car ces éléments sont associés avec la fraction colloïdale du sol qui est détachée et transportée la première et représente la plus haute fertilité du sol (Neal, 1944).

Les particules du sol, spécialement cette fraction colloïdale, sont les agents principaux qui déterminent l'érosion de l'azote et du phosphore des terres arables (Taylor, 1967), la perte d'azote sous forme organique dans le ruissellement étant très importante (Gambrell et al., 1975). Le N total dans le matériel érodé peut être 3 à 5 fois plus élevé que dans le sol original (Allison, 1973).

Dans des sols minéraux, les phosphates sont fixés en général sous forme insoluble très près du point d'application (Kurtz, 1970) et des grandes pertes ont été constatées par Smith (1974) quand cet élément était appliqué à la surface. Le phosphore total est principalement associé avec les sédiments (Duley, 1926 et Munn et al., 1973) et la concentration dans le ruissellement est en relation directe avec la concentration du sédiment transporté par l'eau (Hanway, 1974).

Dans les conditions naturelles, la perte des éléments nutritifs par érosion est fonction des caractéristiques de la pluie comme l'intensité, la quantité et la distribution. Avec des différentes intensités qui produisent des quantités différentes de ruissellement, la perte de ces éléments est contrôlée principalement par la quantité d'eau de ruissellement. Spécialement dans les régions tropicales sous une précipitation excessive, de grandes quantités d'azote peuvent être perdues. Sous une précipitation faible l'écoulement sous surface est plus important que la perte par surface et les nitrates seront moins perdus. (Moe et al., 1968 et White et al. 1968).

Il faut remarquer que les concentrations de nitrates et d'autres éléments ne sont pas seulement déterminées par l'application des engrais.

Les études à Blanket Bog (Eire) par Burke (1975) ont révélé que la contribution moyenne de N-NO_3^- , P et K dans la précipitation étaient respectivement 6, 0.7 et 18 kg par ha et par an. Schuman et Burwell (1974) ont découvert que 69% d'azote perdu par ruissellement doivent être attribués à la précipitation, en Caroline Du Nord (USA). Une source très importante est la minéralisation de la matière organique par des cycles de sécheresse (Birch, 1958). En séchant, la vitesse de dénitrification peut monter proportionnellement. (Ariella et Avnimeleh (1977)).

La plupart des études ont été effectuées sur des terrains arables et forestiers sous la végétation. A Garden City (USA) White et Williamson (1973) ont trouvé une relation entre la concentration du phosphore total trouvé dans la phase aqueuse et le sédiment, mais ils n'ont pas trouvé cette relation sous une culture de maïs. Sous une forêt de pins dans le nord du Mississippi Schreiber et al., (1976) ont trouvé des pertes de resp. 0.32, 0.04 et 3.31 kg/ha pour le N-NO_3^- , P-PO_4 et K. Les pertes de nitrates étaient fortement liées au ruissellement total de l'eau.

Pour des régions sous herbe, White et al. (1967) ont trouvé une perte d'engrais avec le ruissellement de 0.15% de l'application de 224 kg/ha causée par l'infiltration élevée sous cette végétation.

Schumann et Burwell (1973) ont observé un effet du stade de la culture sur la perte par érosion. Les plus grandes concentrations étaient trouvées au début de la saison et diminuaient progressivement au cours de l'année.

En comparant les différentes méthodes de labour Römken et al. (1973) ont trouvé que ces méthodes déterminent la composition du ruissellement pour N et P. Même en mettant des

animaux sur le terrain, la concentration des éléments nutritifs dans le ruissellement peut être augmentée considérablement (Edwards et al., 1972).

En général les différentes concentrations trouvées dans l'eau de ruissellement correspondent au dosage des engrais même dans des conditions favorable à la dénitrification (Kilmen et Gilliam, 1975), particulièrement pour les doses élevées. Pour des doses plus faibles cette relation peut être masquée.

Dans la littérature on trouve très peu de données pour la perte de potasse par érosion. Cet élément est inclus dans cette étude pour sa relation importante avec la production des cultures.

A cause de l'hétérogénéité des caractéristiques du sol, sur le terrain la relation entre ces caractéristiques physiques et le bilan sont très peu connus pour les différentes applications des engrais. Pour le nitrate, et ceci est aussi valable pour les autres éléments, les bassins étudiés montrent une grande variabilité, les observations en un point sont seulement valables pour ce point et peuvent difficilement être extrapolées pour l'évaluation de grandes surfaces. (Jackson et Asmussen, 1979.)

L'idée de la stabilisation du sol avec des produits artificiels a été introduite dans les années cinquante et considérée comme ayant la même importance que l'emploi des engrais. Parce que l'augmentation de la récolte était moins spectaculaire l'attention accordée fut moins grande. Il existe une littérature étendue sur l'emploi des conditionneurs de sol et leur influence pour combattre l'érosion. On peut citer les travaux de De Boodt (1975) et de Moldenhauer et Gabriels (1972). Sur le terrain les couvertures de paille (mulching) sont le plus souvent employées. L'action et la description des conditionneurs employés vont être discutées en détail dans le chapitre correspondant sur le conditionnement des sols.

3. Matériaux et méthodes.

Pour les différents essais six sols ont été choisis, trois sols des tropiques humides et trois sols des régions tempérées. La quantité limitée des sols ne permettait pas de faire toutes les expériences sur les sols tropicaux qui ont été étudiés dans le cadre du contrat de l'auteur avec le Gouvernement Indonésien et l'Institut pour l'Agriculture Tropicale à Ibadan (Nigéria). Une courte description des sols suit :

3.1. Sols tropicaux.

3.1.1. Sol argileux de Toradja (Indonésie).

Le sol employé venait de l'horizon A ^{d'un}oxisol de la région de Toradja. L'analyse de la texture donnait 48% d'argile, (0-2 μ) 13.4% de limon (2-50 μ) et 38.6% de sable (> 50 μ). La matière organique et le carbonate de calcium représentaient respectivement 2.9% et 0%, le pH H₂O : 4.77, pH KCl : 4.11 et la capacité d'échange : 9.5 maeq/100g de sol. La conductivité était de 54.5 μ mho's, le nitrate, la potasse et les phosphates échangeables (exprimés en N, K et P) de 20 ppm, 12 ppm et 33 ppm.

3.1.2. Sol limon sableux d'Ibadan. (Nigéria)

Ce sol appartient aux séries d'Egbeda. L'analyse de la texture donnait 15.5% d'argile (0-2 μ), 10.8% de limon (2.50 μ) et 74.2% de sable (> 50 μ). La matière organique représentait 2.82%, le CaCO₃ : 0.50%, le pH H₂O : 6.96 et le pH KCl : 6.46. Le C.E.C. était de 6.0 maeq/100g et la conductivité de 139 μ mho's. Les analyses de N-NO₃⁻, P et K donnaient respectivement 10.0 ppm, 7.5 ppm et 3.5 maeq/100g.

3.1.3. Sol sable limoneux d'Ikenne (Nigéria).

Ce sol se trouvait sur une toposéquence et était situé plus haut que le sol Egbeda. Il appartient aux séries Alagba. Il contenait moins d'argile 0-2 μ : 11.4%, moins de limon (2-50 μ) : 7.7% et plus de sable (> 50 μ) : 80.9%. La matière organique et le carbonate de calcium représentaient 1.88% et

0.37%, le pH H_2O : 6.62, le pH KCl : 5.95 et le C.E.C. : 5.0 maeq/100g. Les teneurs en $N-NO_3^-$, P et K extractibles étaient respectivement de 5.9 ppm, 6.3 ppm et 0.6 maeq/100g. L'analyse de la conductivité donnait : 128 μ mhos.

3.2. Sols des régions tempérées.

3.2.1. Le sable limoneux de Melden (Belgique).

Ce sol venait du Sud de la Flandre. Il contenait 4.1% d'argile (0-2 μ), 25.2% de limon (2-50 μ) et 70.7% de sable (> 50 μ). La capacité d'échange était de 9.29 maeq/100g, le pH H_2O 7.03, le pH KCl : 6.61, la matière organique et le carbonate de calcium représentaient respectivement 2.22% et 0.25%. Les teneurs en $N-NO_3^-$, P et K extractibles étaient respectivement de 11.0 ppm, 266.5 ppm et 1.07 maeq/100g. La conductivité était de 162 μ mho's.

3.2.2. Le sol limoneux de Burst (Belgique).

L'analyse de la texture de ce sol donnait 17.5% d'argile (0-2 μ), 61.4% de limon (2-50 μ) et 21.2% de sable (> 50 μ). La matière organique et le carbonate de calcium représentaient respectivement 0.24% et 13.25%. Le pH H_2O , le pH KCl et le C.E.C. étaient respectivement 8.53, 7.40 et 8.32 maeq/100g. La conductivité était de 145 μ mhos. Les teneurs en N-nitrate, P et K extractibles étaient de 5.3 ppm, 5.1 ppm et 0.15 maeq/100g. respectivement

3.2.3. Sol argile sableuse d'Eggewaerts (Belgique).

L'analyse de la texture donnait 21.9% d'argile (0-2 μ), 18.7 de limon (2-50 μ) et 59.4% de sable (> 50 μ). La matière organique et le calcium représentaient respectivement 3.33% et 4.5%. L'analyse du pH H_2O , pH KCl et la capacité d'échange donnaient resp. 8.03, 7.01 et 14.42 maeq/100g. La teneur en N-nitrate, P et K extractibles donnait 6.0 ppm, 148.6 ppm et 1.0 maeq / 100g. La conductivité était de 186 μ mhos.

3.3. Emploi des engrais - description.

La plupart des expériences furent exécutées avec des engrais solubles dans l'eau, ce qui permettait une bonne distribution sur la surface du sol au moyen d'un pulvérisateur à pression. Les quantités furent appliquées à raison d'un litre par mètre carré sous forme de NaNO_3 , NaH_2PO_4 et KCl et calculées en N, P et K purs (20 - 100 et 200 kg par hectare).

Dans deux expériences des engrais granulés furent employés, comme le nitrate d'ammonium (26%N), le superphosphate (17% P_2O_5) et le KCl (40% K_2O).

Sur des sols tempérés sous une production intensive, on emploie souvent des doses élevées. Sur des sols tropicaux, pour des raisons économiques, on applique souvent des doses plus faibles, par exemple 100 kg/ha.

Le nitrate d'ammonium fut introduit parce que, spécialement dans des sols tropicaux, la couche superficielle (0.2 cm) contient plus d'ammonium que de nitrates. Des valeurs extrêmes de 48 ppm N et 13.5 ppm N-NO_3^- ont été rencontrées. Des expériences dans le laboratoire ont montré qu'à 41-42°C la nitrification s'arrête et l'ammonification continue.

Dans une expérience les engrais sont mélangés au sol. Dans tous les cas l'application en solution se fait très lentement pour ne pas faire exploser les agrégats.

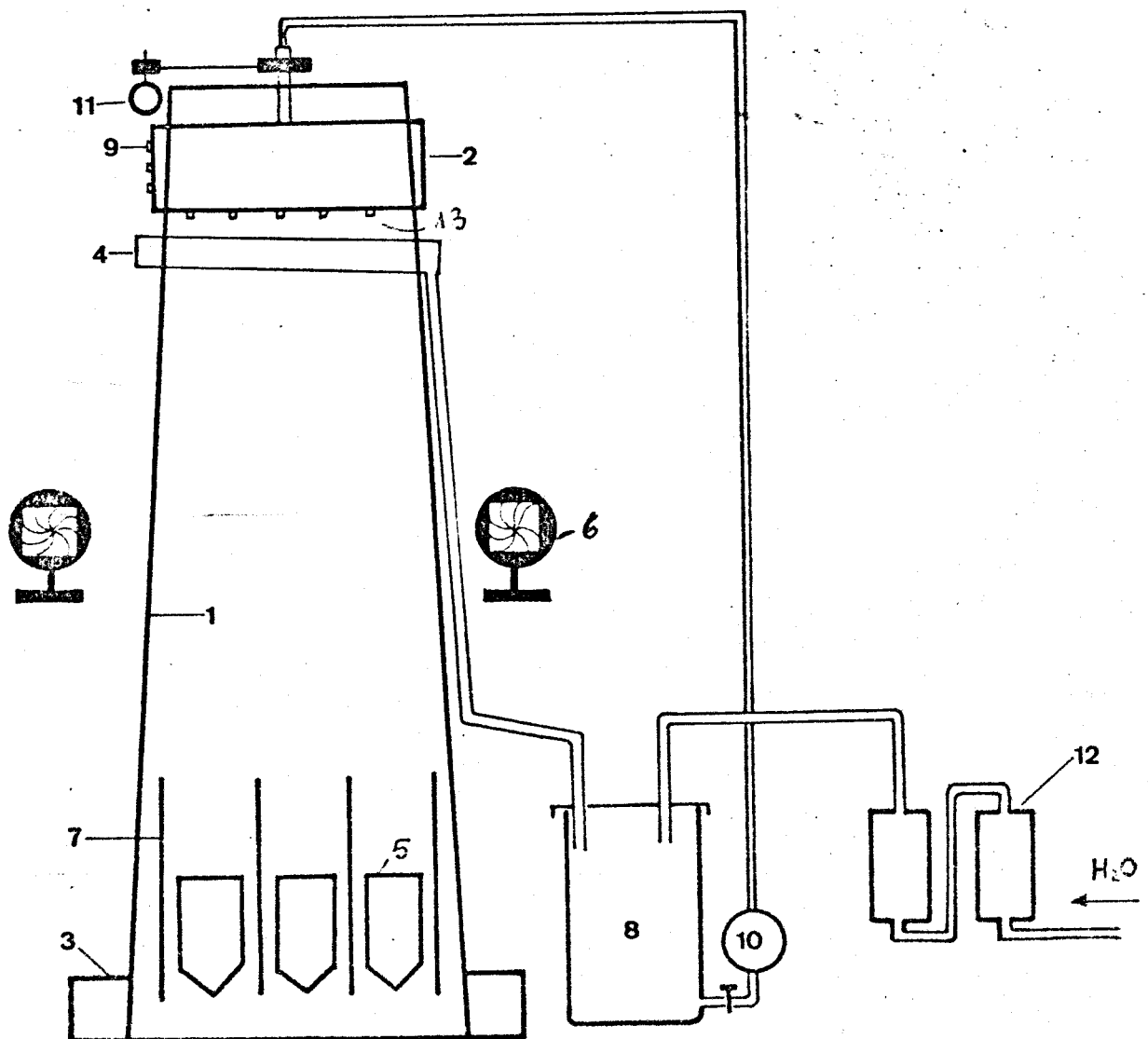
3.4. Description du simulateur de pluie.

Le type de simulateur employé a été développé à l'université de Gand, au département de la physique de sol par Gabriels et De Boodt (1975) et est représenté dans la figure N° 4.

Les capillaires (13) de l'applicateur de gouttes sont faits de cuivre et placés en spirale au fond du réservoir d'eau (2) qui se trouve à une hauteur de 2.80m. Le volume de la goutte formée est fonction de la surface de base du capillaire et de la hauteur de l'eau au dessus des capillaires qui est

ajustable par l'utilisation de tubes (9) qui peuvent être ouverts à différentes hauteurs. Un moteur maintient le réservoir en rotation pendant l'expérience (11). L'excédent d'eau peut sortir du réservoir (2) par les tubes (9) pour aboutir dans une gouttière (4) et retourner au réservoir principal (8). L'intensité de la pluie obtenue peut varier de 7.5mm jusqu'à 64.5mm par heure et est mesurée avec des pluviomètres qui sont placés à côté des récipients (5) remplis de sol. A côté de ces récipients des panneaux (7) sont placés pour collecter l'éclaboussure. Des aspirateurs (6) électriques placés à un mètre de hauteur des deux côtés simulent le vent et tournent en sens opposé. Toutes les expériences ont été réalisées avec de l'eau désionisée (12).

Fig 4 : Description du simulateur de pluie



- | | |
|----------------------------|------------------------------------|
| 1. Construction métallique | 8. Réservoir principal |
| 2. Réservoir | 9. Tubes |
| 3. Collecteur de pluie | 10. Pompe |
| 4. Gouttière pour excédent | 11. Moteur |
| 5. Récipients | 12. Echangeurs (cations et anions) |
| 6. Aspirateurs | 13. Capillaires |
| 7. Panneaux d'éclaboussure | |

3.5. Description des récipients pour le sol.

Des récipients en acier de différentes dimensions furent employés. Un faux fond couvert d'un papier-filtre permettait un bon drainage à travers l'échantillon de sol. Pour des études comparatives des récipients de 30 x 19.3 et 30 x 30 cm suffisaient. Pour des études où une percolation équilibrée était nécessaire, furent choisis des récipients de 30 x 60, 30 x 90, 27.0 x 51.8 et 50.2 x 20.0. Ces récipients peuvent être placés à des degrés de pente différents.

Pour collecter l'éclaboussure des panneaux furent placés à 2 ou 3 cm des récipients. Pour l'étude avec le K^{42} des panneaux spéciaux furent construits pour éliminer la contamination du milieu.

3.6. Choix d'une pente et d'une intensité de pluie.

Une question importante dans le travail en laboratoire est de savoir ^{avec} quelle intensité de pluie et quel degré de pente on doit travailler. Cette décision est fonction de nos objectifs. Pour des études comparatives (par exemple : pour étudier différentes conditions physiques ou des stabilisateurs de sol) il est possible d'employer n'importe quelle pente ou intensité pour une durée pratique. En dernière instance il est nécessaire d'appliquer une énergie assez destructive que pour simuler les conditions maximales des averse~~s~~ naturelles. En tout cas la comparaison entre le terrain et le laboratoire employant l'énergie totale (Indice E.I.) n'est pas totalement acceptable parce qu'il n'y a pas une corrélation exacte entre les contributions de l'écoulement et de la percolation au mouvement des éléments nutritifs.

Spécialement pour les sols tropicaux des intensités élevées (40-60 mm) furent employées. Pour les sols tempérés le paramètre intensité fut étudié en détail, toujours en employant une intensité constante sans variation dans le spectre. Pour être plus réaliste, il serait nécessaire de connaître le spectre de l'énergie des pluies naturelles et de simuler autant que possible leur action destructive. Un exemple pour le calcul des énergies dans le laboratoire et sur le terrain suit.

Si la surface du récipient est de 1400 cm^2 , le volume de 100 gouttes : 2.50 cm^3 on peut calculer la vitesse de chute d'une hauteur de 2.80 m (Laws, 1941). En effet une goutte, ayant un rayon de 0.36 cm ($V = 4/3 \pi r^3$) a une vitesse de chute de 6.8 m/sec. Pour une intensité de 15 mm/heure qui est équivalente à $15 \text{ kg/m}^2/\text{heure}$ on trouve 1.5630 kg/heure pour 1040 cm^2 . L'énergie cinétique est de $\frac{1}{2}(1.5630) \times (6.8)^2 = 36.1 \text{ joules/heure}$.

Supposons sur le terrain qu'il tombe 0.031 cm de pluie et que l'intensité soit 0.020 cm/heure et que l'intensité maximale pendant une demi-heure (I_{30}) soit de 0.037 cm.

D'après Wischmeier et Smith (1958) l'énergie est $E = 210.3 + 89 \log I = 59.092 \text{ joules/m}^2/\text{an}$. L'énergie cinétique totale est de $59.092 \times 0.031 = 1.832$ quand il s'agit d'une seule averse. L'indice EI_{30} est $\frac{1.832 \times 0.037}{100} = 0.0007$ et correspond au facteur de pluviosité.

Remplissage des récipients.

Les récipients furent remplis de sol séché à l'air et ayant une distribution de grandeur des agrégats bien déterminée à une épaisseur de 5 cm au dessus du faux fond qui est couvert d'un papier-filtre. La grandeur des agrégats et leur distribution (passés à travers un tamis de 8 mm) de l'échantillon correspondait à celles de l'échantillon séché en provenance du terrain. Après remplissage la surface fut nivelée et le récipient incliné au degré de pente désiré.

Le travail fut effectué essentiellement sur des échantillons perturbés. La corrélation avec les conditions du terrain est plus proche quand le sol de surface vient d'un sous-sol bien drainé. Même sur le terrain le sol est aussi perturbé à cause du labour.

Pour avoir des conditions comparables le travail est effectué sur le sol séché à l'air. Une teneur en eau plus élevée va certainement causer une battance et un écoulement plus rapide. Le mouvement des engrais est aussi influencé, spécialement avec des sols contenant beaucoup d'argile du type illite qui ont une capacité de fixation variable dépendant des cycles de sécheresse et d'humidification.

3.7. Méthode d'échantillonnage.

Pendant l'expérience ou après des échantillons représentatifs de 50 ml de l'écoulement, de la suspension de l'éclaboussure et de la percolation furent prélevés après mélange de la suspension de sol ou l'eau. Des essais préliminaires montrèrent une erreur de moins de 5% causée par cette méthode d'échantillonnage.

Les échantillons de l'écoulement et de l'éclaboussure furent prélevés en double pour la détermination des éléments solubles dans l'eau et ceux liés au sédiment.

Après prélèvement, ces échantillons furent réfrigérés à 4°C après qu'on y eut ajouté du formaldéhyde pour leur conservation. Slutskaya (1974) a montré l'effet du séchage des échantillons sur la teneur en potasse et Klingaman et Nelson (1976) recommandent la préservation à basse température des échantillons non filtrés et l'emploi de HgCl_2 (40 mg/l) comme agent préservatif. La méthode a déjà été employée par Römken et Nelson (1974).

Dans quelques expériences des échantillons furent pris en fonction de la profondeur du sol, après la pluie, pour déterminer si une gradation des éléments nutritifs avait été établie. Aussi la croûte formée fut étudiée par prélèvement de 2 mm de sol de la surface.

Dans les méthodes conventionnelles les éléments nutritifs venant des engrais sont calculés comme étant la différence entre le total et les quantités obtenues en employant le sol non fertilisé. Les teneurs des éléments nutritifs sont estimées dans l'écoulement, l'éclaboussure et la percolation. En employant le K^{42} les quantités provenant des engrais et du sol peuvent être estimées directement.

3.8. Méthodes d'extraction et d'analyses.

Après filtration les échantillons sont analysés directement. Les suspensions de sol sont extraites avec des solvants recommandées par Cottenie et al. (1976).

Pour le nitrate, il n'y a pas de différences entre les échantillons extraits avec $KAl(SO_4)_2$ et les échantillons aqueux extraits ont été trouvés parce que ces nitrates ne sont pratiquement pas absorbés au sédiment, qu'il existe des agrégats dans la suspension et qu'une occlusion dans les pores est éliminée. Pour l'éclaboussure les teneurs en nitrates sont supposées être transportées au même temps que le sédiment. Pour l'ammonium seulement la fraction soluble dans l'eau est donnée à cause de la quantité limitée de l'écoulement dans certains cas.

Pour le phosphate et la potasse NH_4AC et EDTA sont ajoutés aux mêmes quantités que pour l'analyse du sol ordinaire. Le pH est ajusté à 4.67 avec de l'acide acétique. Pour des sols tropicaux la méthode d'extraction Bray N° 1 (1945) fut employée. Les éléments associés avec le sédiment furent estimés par différence entre les quantités totales et celles trouvées dans la fraction aqueuse.

3.8.1. Méthodes d'analyses chimiques.

Dans le filtrat le nitrate est mesuré avec l'électrode spécifique pour les nitrates (Cottenie et Velghe, 1975). -A cette fin, on ajoute à 20 ml d'échantillon 5 ml de $KAl(SO_4)_2$ 5%. Pour l'ammonium fut employé l'électrode spécifique pour le NH_4^+ . Dans ce cas 10 ml de KCl 2N fut

ajouté à 10 cc de l'échantillon et le potentiel en mV mesuré. Les phosphates furent déterminés avec la méthode calorimétrique de Scheel à 700 nm. La potasse fut déterminée avec le photomètre à flamme avec une flamme de propane à 768 nm. Un étalon approprié fut employé pour les solutions aqueuses et pour l'extrait avec l'acétate d'ammonium.

La méthode de Jackson (1958) fut employée pour l'étude du mouvement des différentes fractions des phosphates dans le sédiment de l'écoulement et le sol. Pour les sols tropicaux, la détermination des oxydes de fer et d'aluminium fut faite avec une solution de tiron alcalin comme décrite par Biermans et Baert (1977).

Enfin la capacité d'échange fut déterminée par saturation du complexe d'absorption avec NH_4^+ en le déplaçant avec K^+ après lessivage de l'excès du NH_4^+ avec de l'éthanol.

3.8.2. Analyses physiques.

A côté de l'analyse de la texture, la perméabilité fut déterminée suivant Williams et al. (1966) et la stabilité structurale suivant De Leenheer et De Boodt (1954) et par Henin et al. (1958) pour évaluer la validité du modèle de simulateur de pluie.

3.8.3. Analyses minéralogiques.

L'argile fut extraite suivant les méthodes décrites dans le manuel de l'USDA Soil Conservation Service (1972) en employant la méthode de Jackson (1956) pour la destruction du carbonate de calcium, le procédé de Kilmer et Alexander (1949) pour la matière organique et celui de Aguilera et Jackson (1953) et Mehra et Jackson (1966) pour l'élimination du fer.

Les études avec des rayons X sur les argiles furent effectuées sur l'appareil de Philips-Debye-Scherrer avec une source de Cobalt et un filtre de fer. La longueur d'onde était de 1.7899 Angstrom.

3.9. Expression des résultats.

3.9.1. Dans le laboratoire.

Les résultats du simulateur de pluie sont difficilement comparables aux essais sur le terrain. Les plus utiles seront les résultats exprimés en pourcentage de pertes des engrais employés et les résultats en ppm dans l'eau d'écoulement. Ces chiffres donnent une approximation et peuvent être extrapolés à des conditions semblables (Kilmer et Gilliams, 1974). Dans cette étude sont données les quantités totales, ppm et les pourcentages des engrais appliqués dans les différentes fractions.

3.9.2. Etudes sur le terrain.

Les résultats obtenus à Melden furent calculés en kg/ha ou tonnes par ha en employant la méthode de Wischmeyer et Smith (1958). Supposons une érosion de sol de a g/6x1 m sur une pente de 5%.

Le rapport $\frac{L \ S \ 100m.9\%}{L \ S \ 6m.5\%} = X$ ou $L \ S = \sqrt{X} (0.0013 \ s^2 + 0.00965 \ s + 0.0138)$ avec X : la longueur du champ d'essai et s : sa pente en pourcentage. Pour une largeur de 1 m la perte de sol par érosion est: $10^{-6} \times \frac{100}{1} \times g/6m^2 \times X = \text{tonnes/ha.}$

Résultats et discussion.

1. Le ruissellement des engrais comme déterminé par la dose.

1.1. Pertes relatives des éléments nutritifs.

Sur le terrain certains auteurs (Hanway et Laflen, 1974) ont montré que ni les concentrations, ni les quantités des éléments nutritifs dans le ruissellement ne correspondaient à la quantité des engrais appliqués, mais d'autres, comme Kilmer et Gilliams (1978), ont trouvé des teneurs en P et K correspondant à la dose des engrais. Les doses employées étaient très élevées: 112 - 84.24 et 448 - 192.24 kg/ha *Net P.*

Pour le Corn Belt aux Etats-Unis, Klepper (1978) a montré que les fluctuations du niveau de nitrate dans les rivières correspondaient largement à l'emploi des nitrates comme engrais. Römken et Nelson (1974) ont établi des relations entre la quantité de phosphates érodés et la dose appliquée. Pour le phosphate soluble la relation est: $Y = 0.0033 X + 0.061$, $r = 0.94$. Et pour le phosphate extractible lié au sédiment $Y = 0.0033 X + 15.25$, $r = 0.97$ avec X et Y en kg/ha.

Sans doute une petite différence de dose serait-elle difficile à détecter pour des bassins. Le but de cette expérience était de voir comment le simulateur de pluie peut servir à déterminer l'effet de petites doses.

Ainsi un sol très fixant pour le phosphore et la potasse a été choisi. Le sol de Toradja répondait à ces normes.

La distribution des agrégats séchés était la suivante: tableau 3.

: Tableau 3: Distribution des agrégats pour le sol de Toradja.

1.0 mm	: 19.0%
1 - 2.83mm	: 25.0%
2.83 - 5.35mm	: 35.0%
5.35 - 8.00mm	: 31.0%

Le taux de pente et la surface étaient respectivement de 33% et 579 cm². La fertilisation était 20 - 100 et 200 kg/ha NPK et l'application de la pluie^{faite} après 5 jours de sécheresse. Le ruissellement et la percolation se produisaient à resp. 17 et 15 minutes. Les quantités de pertes d'eau et de sol sont données dans le tableau 3. L'intensité de la pluie était constante, à 60 mm/heure pendant deux heures.

Tableau 3 :
=====

Dose (application de surface)

<u>Ecoulement</u>	0-0-0	20-20-20	100-100-100	200-200-200
a. Sédiment	38.6	36.9	42.2	39.8
b. Eau	3570	4070	4625	3985
<u>Percolation</u>	2130	2345	1230	1130

Les quantités des engrais dans les différentes fractions sont données dans le tableau 4.

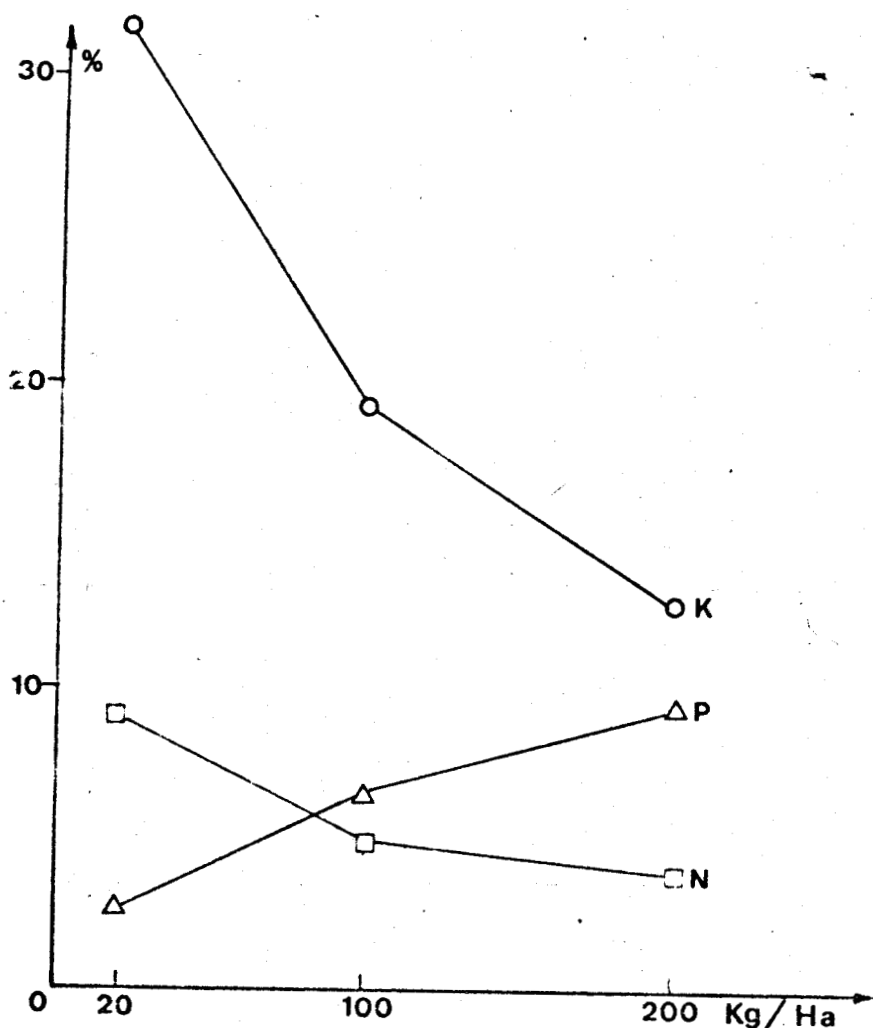
Tableau 4 : Quantités des engrais (en % de la dose appliquée)
===== dans les différentes fractions :

	0-0-0			20-20-20		100-100-100		200-200-200	
	ppm	ppm	% dose	ppm	% dose	ppm	% dose	ppm	% dose
N-NO₃⁻									
Ruissel.	0.4	2.4	7.4	5.8	4.3	11.2	3.8		
Percol.	0.9	22.1	41.7	115.8	24.0	142.4	13.6		
P									
Ruissel.	Tr	0.3	1.2	4.9	3.9	20.9	7.2		
Sédim.	Tr	46.1	1.6	118.5	0.9	369.3	1.3		
Percol.	Tr	Tr	Tr	1.5	0.3	9.6	0.9		
K									
Ruissel.		0.6	2.1	5.3	4.2	12.0	4.1		
Sédim.	10.0	783.3	25.0	1675.0	12.2	1826.6	6.2		
Percol.	0.2	2.7	4.8	25.6	3.2	59.0	5.2		

Parmi les engrais, la plus grande quantité des nitrates est retrouvée dans la percolation, ce qui est conforme aux études de Ayres et Hagihara (1953) et Chang et Thomas (1963) qui ont constaté que les anions sont absorbés avec ^{la} relation d'intensité suivante : phosphate > sulfate > nitrate.

Les quantités de phosphates retrouvées dans l'eau de percolation sont très basses parce que les latosols comme le sol de Toradja sont connus pour leur forte capacité de fixation pour les phosphates. (Raya, 1973) Dans ce cas l'absorption/fixation rapide (Kuo et Lotse, 1974) entre en jeu parce que la pluie tombait déjà deux jours après l'application des engrais. Les quantités de N, P et K extractibles perdues par érosion (écoulement + éclaboussure) comme fonction de la dose appliquée sont données dans la figure 5.

Fig 5 : Pertes de N, P et K par érosion en fonction de la dose des engrais.



En général on peut dire qu'il y a une corrélation entre les doses des engrais et les concentrations moyennes dans le ruissellement.

Les pertes de NPK à 20 kg/ha sont dans l'ordre suivant : $K > N > P$, mais à une dose très élevée $K > P > N$. Aussi la percolation de P correspondait aux doses de phosphates données. Le même effet est observé par Chaiwanakupt (1976) dans des colonnes où la percolation des phosphates était positivement corrélative aux doses mais négativement à la matière organique, les teneurs des oxydes de fer et d'aluminium, le pH et le taux de gypse appliquée.

Avec la méthode décrite il est possible d'obtenir des résultats différents même pour des doses très basses, ce qui montre la sensibilité extrême de cette procédure avec le simulateur de pluie.

1.2. Relation entre les concentrations de P et K dans le sédiment et dans l'eau de ruissellement.

Une caractéristique importante du ruissellement est la relation entre les concentrations de P et K dans le ruissellement et le sédiment. Le sol de Toradja a été comparé à un sol argile sableux d'Eggewaerts (Belgique) avec la distribution des agrégats suivante : (tableau 5)

Tableau 5 : Distribution des agrégats :

=====

0-1 mm	32.8%
1-2 mm	9.9%
2-5 mm	29.2%
5-8 mm	24.5%

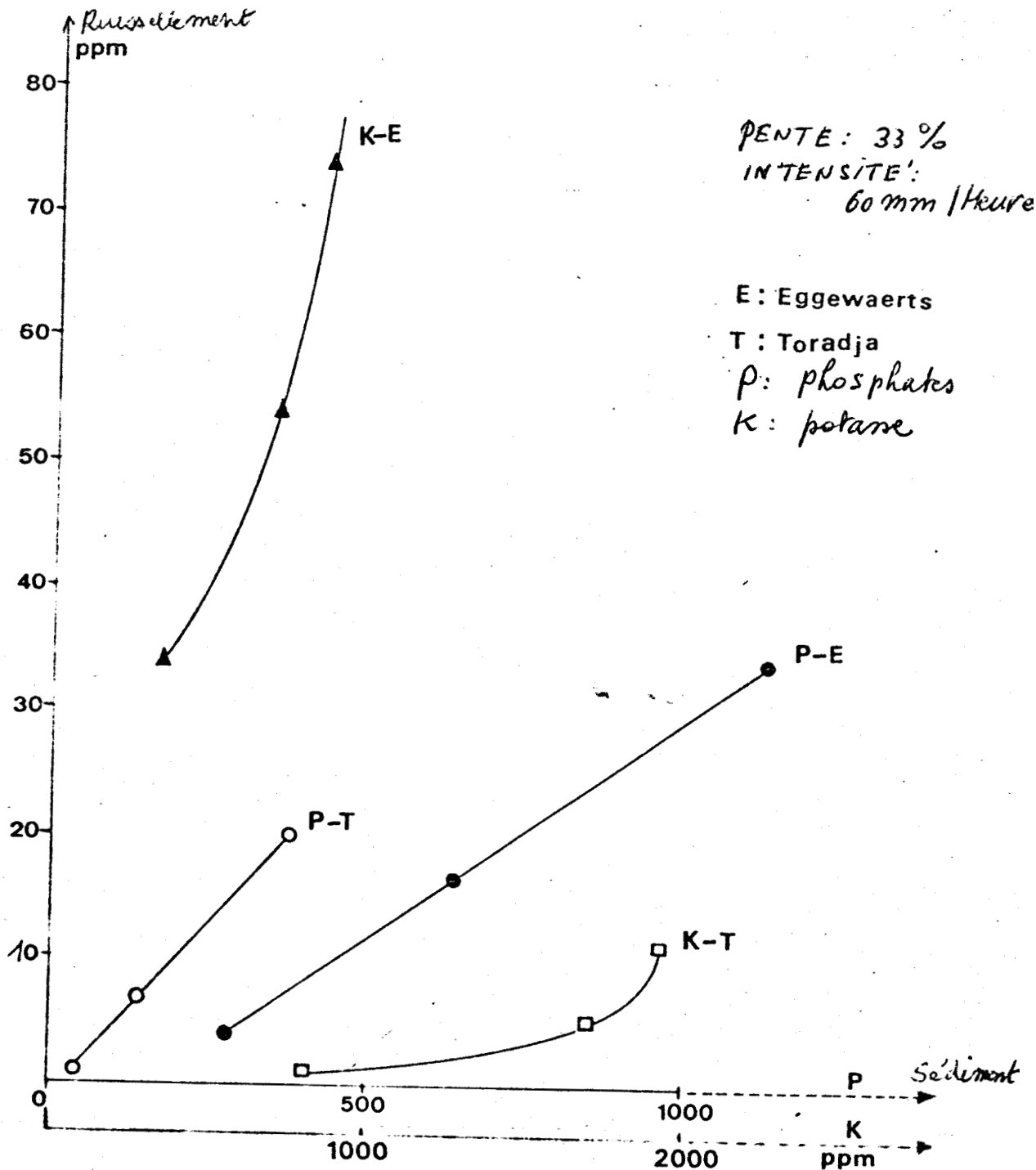
Les conditions de pente, des récipients et de l'intensité de la pluie étaient les mêmes. Les résultats sont donnés dans la figure N° 6.

Il y a une corrélation linéaire entre les concentrations moyennes des phosphates dans le sédiment et l'eau de ruissellement. Ceci correspond aux études de Romkens et Nelson (1974) qui ont trouvé la même relation sur un sol limoneux sur le terrain aux Etats-Unis.

Les concentrations résultant des différentes doses d'engrais (20 - 100 et 200 kg P et K /ha) sur le sédiment sont plus élevées pour Eggewaerts que pour Toradja. Si on compare les taux de Fe_2O_3 et Al_2O_3 amorphes on constate que pour le Fe_2O_3 : Toradja > Eggewaerts (5.43 - 2.57%) pour Al_2O_3 (24.6% - 9.8%). Les quantités d'eau de ruissellement sont comparables : Toradja : 3585 ml et Eggewaerts : 3450 ml.

Ces résultats sont concordants avec la littérature (Hase-man et al., 1950; Kittrick et Jackson, 1955; Gastuche et al., 1963; Hsu, 1965). Ces auteurs attribuent un effet très marqué aux sesquioxides de fer et d'aluminium, aussi bien cristallins qu'amorphes et aux argiles du type kaolin sur la rétention des phosphates. De plus il y a l'effet du pH. Hsu et Rennie, 1962b, et Hsu, 1964-1965 ont montré que les activités des ions Al^{3+} et Fe^{3+} en solution sont limitées par le pH. L'effet est donc plus prononcé avec le sol de Toradja (pH = 4.77). Taylor et al. (1964) ont montré que l'hydroxyde d'aluminium est la substance principale responsable de la rétention des phosphates dans les sols acide, l'oxyde de fer étant beaucoup moins actif.

Fig 6 : Relation entre les éléments nutritifs dans le sédiment et l'eau de ruissellement.



Avec des concentrations élevées, les oxydes réagissent avec le phosphate et peuvent transformer les oxydes en phosphates de fer ou d'aluminium (Haseman et al., 1950; Tamini et al., 1964 - 1968).



Le mécanisme qui contrôle l'adsorption/désorption des phosphates entre le sédiment et l'eau de ruissellement était "le transport en masse". La concentration d'équilibre d'orthophosphate dans la phase liquide est proportionnelle à la concentration de P sur la phase solide par l'isotherme de Langmuir. (Shah et al., 1975).

Pour la potasse la concentration dans le sédiment est beaucoup plus faible pour Eggewaerts que pour Toradja ce qui est provoqué par la nature de l'argile. En effet, la fraction argileuse d'Eggewaerts contient presque uniquement de l'illite qui peut fixer beaucoup de potasse en séchant, une condition qui apparaissait après l'application des engrais solubles sur la couche superficielle. La plus grande concentration dans l'eau de ruissellement d'Eggewaerts vient de la plus grande teneur en potasse (1.06 maeg/100g) que pour Toradja (0.03 maeg/100g). Cette action de l'illite a été décrite par Scott, et al., (1957).

Les concentrations élevées de potasse échangeable se rencontrent souvent pour des sols tropicaux. En effet en Inde, Bisnoi (1974) trouvait des différences de 394- jusqu'à 1153ppm pour la potasse et Leal et Velloso (1973) ont trouvé 230- jusqu'à 700 ppm^P pour un latosol. L'adsorption de 400 ppm dans notre étude correspond donc bien à ces résultats.

2. Le bilan des engrais en fonction du mode d'application

L'application des engrais a reçu une attention croissante au cours des dernières années, spécialement dans l'agriculture sous irrigation. Par exemple, l'application des engrais en bandes un peu au-dessus de la nappe d'eau dans les canaux d'irrigation produit un lessivage plus réduit du nitrate (Kemper et al., 1975). Dans des régions arides les engrais ammoniacaux doivent être couverts pour éliminer la volatilisation. Aussi, l'application des engrais en bandes dans des sols fixant fortement les phosphates peut réduire cette fixation.

Pour l'érosion les engrais appliqués à la surface impliquent une grande source de pollution comparé aux engrais mélangés dans le sol (Smith, 1974). Holt et al. (1970) ont trouvé des faibles concentrations de P dans l'eau de ruissellement avec un placement profond.

Les mêmes conditions que sur le sol de Toradja étaient employées pour démontrer cet effet. Dans l'application dite "Mélangée", le sol était traité avec 100 kg NPK/ha et en même temps mélangé. Pour une dose de 100 kg/ha, la quantité des engrais dans les différentes fractions est donnée dans le tableau 6.

Tableau 6 : Bilan des engrais après deux heures de pluie à
===== 60 mm/heure sur une pente de 33% et une dose de
100 kg/ha N,P et K.

Fraction	dose 0-0-0		dose 100-100-100 kg NPK					
	mg	ppm	surface			mélangé		
	mg	ppm	mg	ppm	%	mg	ppm	%
<u>Ruissel.</u>								
NO ₃ ⁻	1.3	0.4	26.2	5.8	4.3	1.9	0.6	0.3
P eau	0.0	0.0	22.5	4.9	3.9	0.0	0.0	0.0
séd.	0.0	0.0	5.0	118.5	0.9	0.0	0.0	0.0
K eau	0.0	0.0	24.4	5.3	4.2	0.0	0.0	0.0
séd.	0.1	100.0	70.7	1675.0	12.2	0.2	19.6	0.5
<u>Percol.</u>								
NO ₃ ⁻	3.6	0.9	142.4	115.8	24.0	7.0	2.0	1.2
P eau	0.0	0.0	1.9	1.5	0.3	0.0	0.0	0.0
K eau	0.8	0.2	19.2	15.6	3.2	3.5	1.0	0.6
<u>Eclab.</u>								
NO ₃ ⁻	1.2	-	2.8	-	0.5	0.1	-	0.5
P séd.	0.0	0.0	8.8	-	1.5	0.0	-	0.0
K séd.	0.0	0.0	18.2	-	3.1	0.0	-	0.0

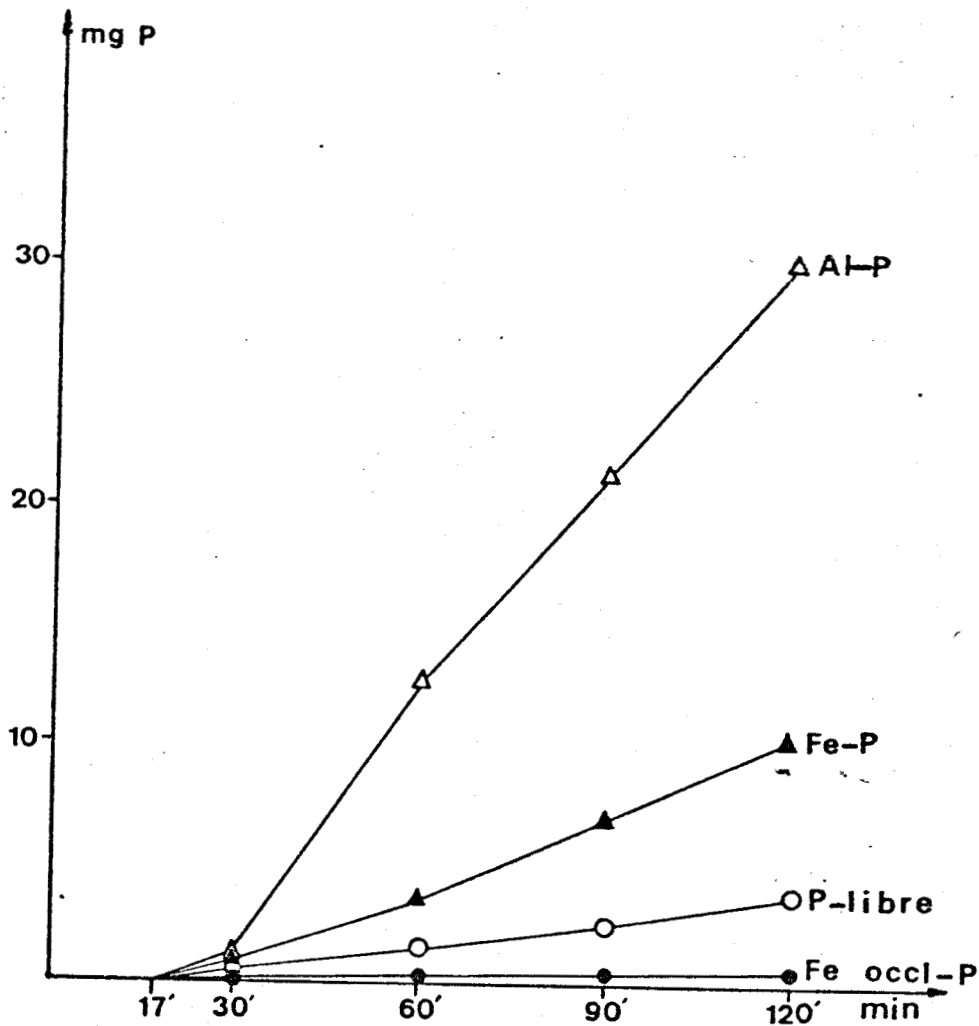
Le mélange des engrais avec le sol avait pour résultat une diminution de l'érosion des éléments nutritifs (les concentrations dans les différentes fractions et les pourcentages de perte des engrais appliqués). Les concentrations de P et K sur le sédiment sont aussi inférieures à celles de l'application en surface parce que le contact avec le sol est différent. Un contact avec plus d'argile et d'oxydes de fer et d'aluminium correspond à une fixation plus intense. Aussi l'éclaboussure est-elle influencée d'une manière positive. De manière générale on peut dire qu'une concentration moins grande à la surface entraîne une érosion moindre car l'érosion est surtout un phénomène de surface.

3. Erosion des différentes fractions de phosphate pour le sol de Toradja.

Dans cette expérience les mêmes conditions de pente et d'intensité que dans § 1 et § 2 étaient employées. L'intensité était également de 60 mm/heure pendant 2 heures.

Dans le sédiment de l'écoulement la méthode de fractionnement de Jackson (1956) a été appliquée et les résultats en fonction du temps sont donnés dans la figure 7.

Fig 7 : Pertes cumulatives des différentes fractions de phosphate liées au sédiment.



Les différentes fractions de phosphate étaient perdues dans l'ordre suivante : Al-P > Fe-P > P libre > Fe-incl.P. Ce qui correspond aux teneurs en Al_2O_3 et Fe_2O_3 du sol original qui étaient respectivement de 24.6% et 5.43%. La liaison préférentielle à l'aluminium est causée par la plus grande réactivité de cette substance. (Biermans, 1976 et Hageman, 1973 et Hsu et Rennie, 1962b).

La comparaison de ces chiffres avec les teneurs originales du sol en Al et Fe-phosphates (12.8 mg/100g Al-P et 14.3 mg/100g Fe-P) confirme la théorie selon laquelle les phosphates d'aluminium se changent graduellement en phosphates de fer au cours du temps (Singh, 1976).

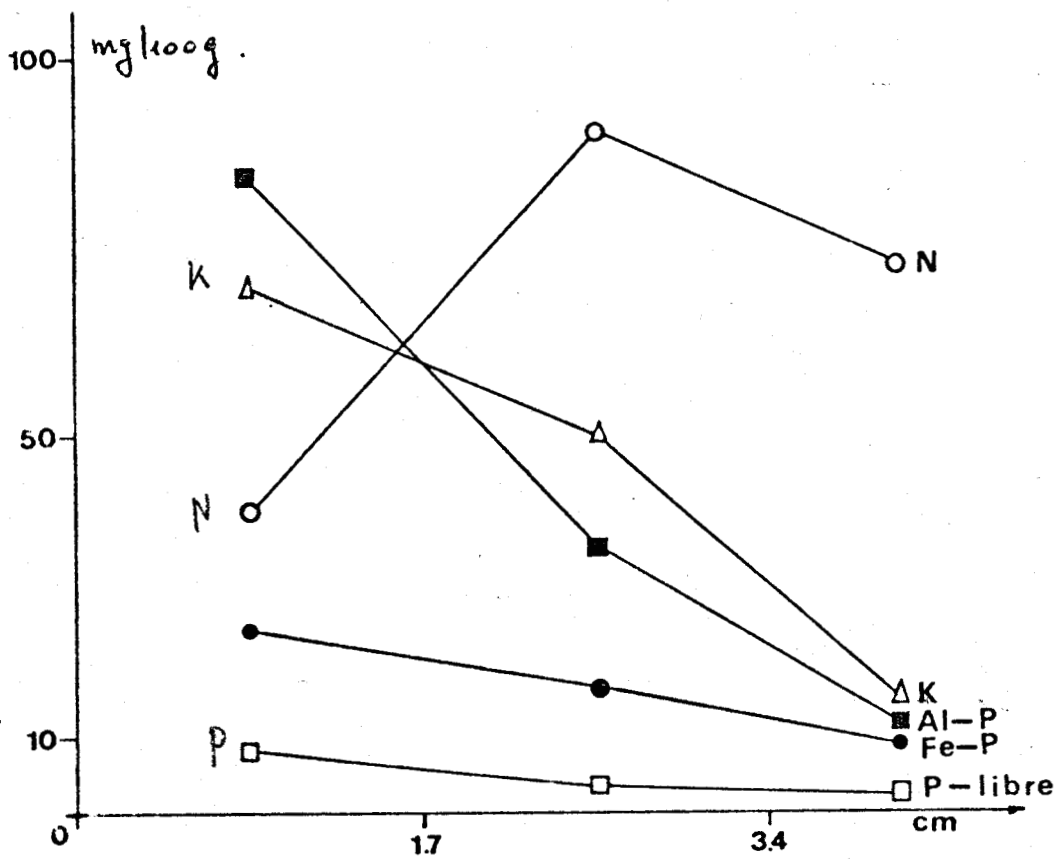
Aussi Reddy et al. (1978) ont trouvé que la fraction extractible avec NH_4F est la plus affectée par l'application de phosphates sur le sol.

En effet les oxydes de fer et d'aluminium sont liés au kaolin et sont par conséquent érodés en même temps. Si l'on considère la fraction de phosphate d'aluminium comme phase extractible toujours disponible à la plante (extraction avec NH_4F comme l'extraction Bray N°1, 1945) on voit que les pertes de phosphate assimilable peuvent être dix fois plus grandes que celles de phosphate libre (extractible avec NH_4Cl).

4. Distribution en profondeur du sol des éléments nutritifs après 2 heures de pluie avec le simulateur de pluie à une intensité de 60 mm/heure.

Après l'expérience décrite au §1 des échantillons furent pris en fonction de la profondeur en divisant l'échantillon cylindrique d'un diamètre de 3 cm en trois parties suivant la profondeur. Après séchage les analyses de N, K et des différentes fractions furent effectuées : Les résultats en sont donnés dans la figure N°8.

Fig 8 : Teneurs en N, P, K, Al-P, Fe-P, P libre ,en fonction de la profondeur.

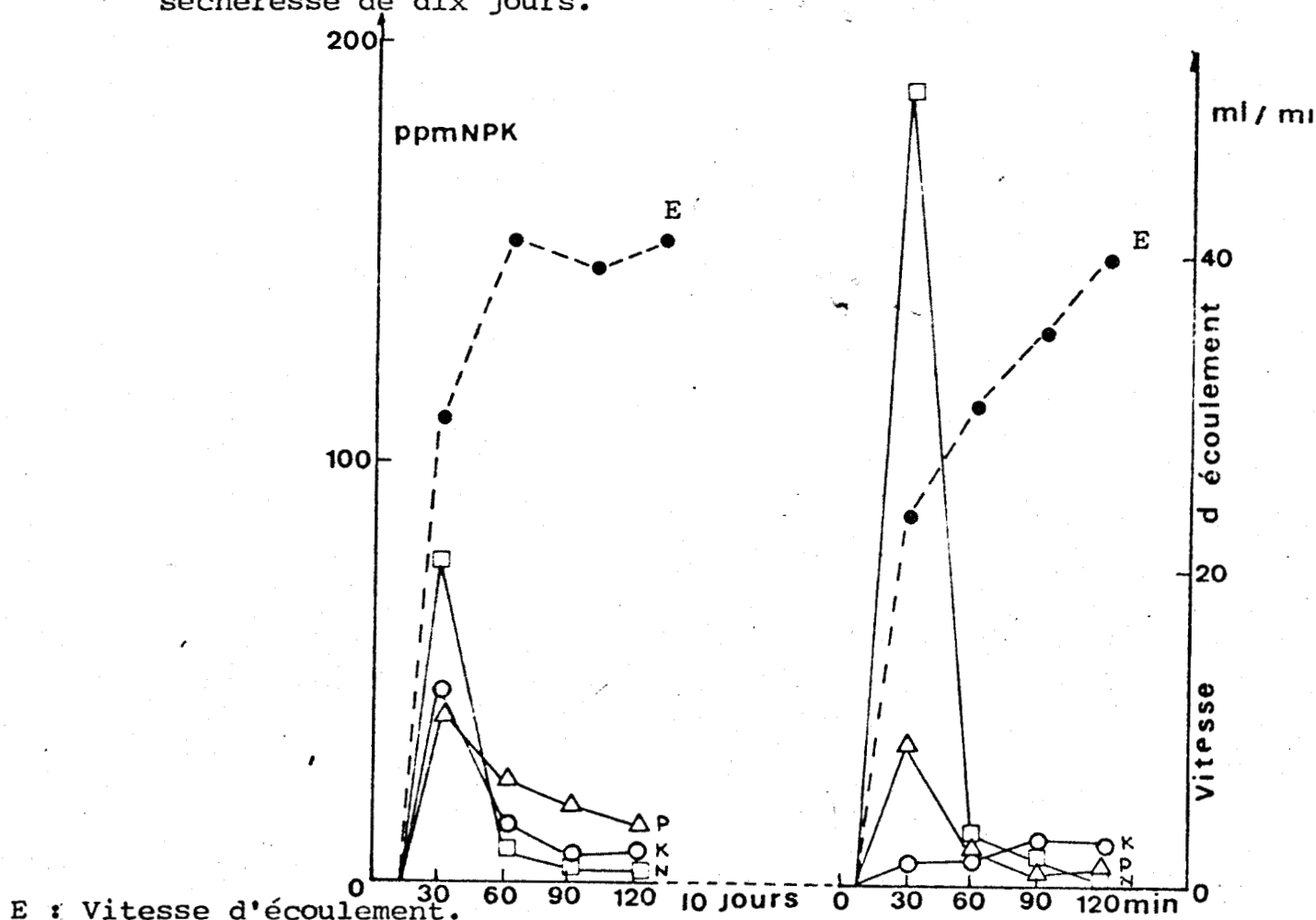


De cette figure nous pouvons conclure qu'un degré de concentration ^{similaire} pour K et P se produit dans le sol en fonction de la profondeur. Il est intéressant de noter que la concentration de K, N et P libres dans la couche superficielle de 2 cm est respectivement de 700, 1000 et 90 ppm. Pour le nitrate le milieu est plus riche. La méthode du simulateur de pluie est suffisamment sensible pour détecter ces différences de concentration même si l'épaisseur de la couche de sol n'est que de 5 cm. On voit aussi que la distribution des fractions de P est la même en profondeur que dans le ^{1e} sédiment de ruissellement.

5. Erosion des éléments nutritifs sous l'influence d'une période de sécheresse.

Après une sécheresse de 10 jours le même sol dans les récipients a été soumis à une nouvelle application de pluie de 2 heures à une intensité de 60 mm par heure. Les mêmes fractions furent prélevées. La figure N° 9 montre les concentrations de N, P et K dans le ruissellement des deux expériences, ainsi que la vitesse de l'écoulement en fonction du temps.

Fig 9 : Concentrations de NPK dans l'eau d'écoulement pour deux averses de centvingt minutes séparées par une période de sécheresse de dix jours.



Si l'on compare les deux averses de pluie, on observe une différence de vitesse d'écoulement en fonction du temps. Pour la deuxième pluie la vitesse n'augmente pas si rapidement parce que le sol au début était légèrement, mais visiblement craquelé. La concentration de nitrate était plus élevée au

début de la seconde expérience.

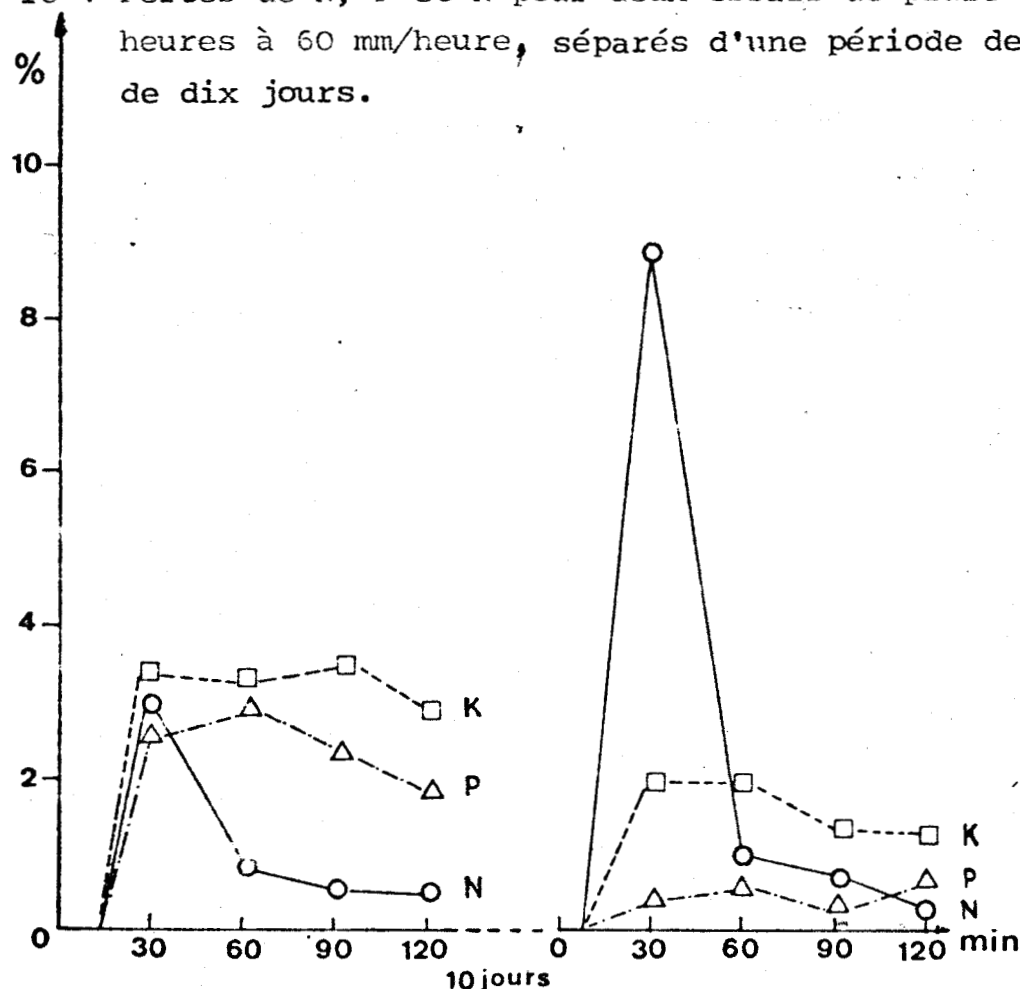
Le séchage du sol pendant 10 jours à une température de 40°C (température de la serre) provoquait un mouvement ascendant du nitrate en même temps que l'eau d'évaporation. Ces résultats sont en concordance avec ceux de Kissel (1976), pour des études effectuées à Blackland Prairie (USA), qui a trouvé de faibles concentrations de $N-NO_3^-$ (1ppm) pendant une averse dans l'écoulement immédiatement après l'application des engrais, mais une concentration plus élevée pendant une seconde pluie, causée par la fertilisation avant la première averse.

(12 ppm)

Ce mouvement ascendant a aussi été observé et décrit dans le laboratoire et sur le terrain par Morakul et El Hamid (1975), Campbell et Biederbeck (1975) et Callebaut (1978). Les concentrations élevées sont causées par la grande intensité de pluie immédiatement après la fertilisation. Des intensités plus modérées provoquaient des concentrations et des pertes plus faibles.

Pour les deux averses ensembles les pertes par érosion représentaient respectivement N : 15.5%, P : 12.1%, K : 19.6%. La figure N°10 donne les pertes par érosion (écoulement + éclaboussure) en fonction du temps.

Fig 10 : Pertes de N, P et K pour deux essais de pluie de 2 heures à 60 mm/heure, séparés d'une période de sécheresse de dix jours.



Pour les deux pluies, les pertes sont les plus élevées au début de chaque averse. Ceci correspond aux observations sur le terrain faites par Burke et Mulqueen (1974) qui ont trouvé des pertes plus importantes d'engrais quand une averse suivait immédiatement l'application des engrais et des pertes plus faibles au cours de cette averse.

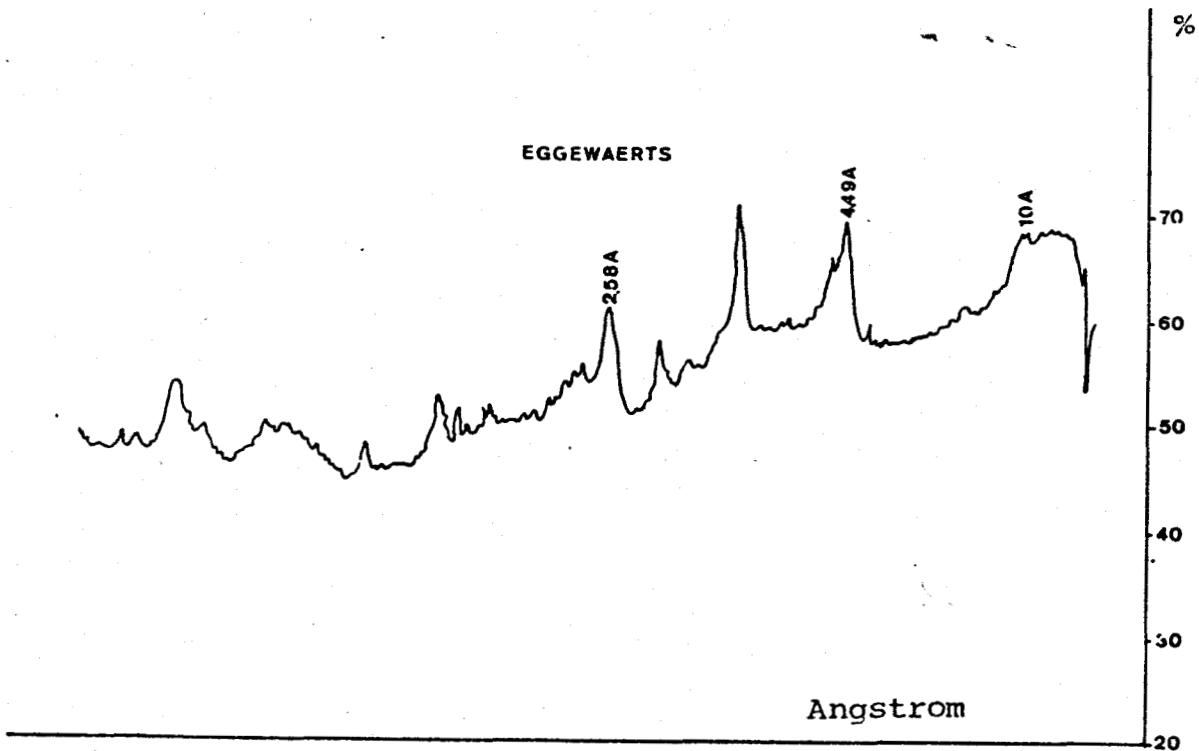
Les grandes quantités d'éléments nutritifs perdus pendant les deux essais par le ruissellement et l'éclaboussure sont des valeurs réalistes qui peuvent se reproduire dans des bassins quand on considère la grande solubilité des engrais appliqués et les averses de grande intensité qui se produisaient immédiatement après l'application de ces engrais.

6. Mécanisme de ruissellement des éléments nutritifs
en fonction du temps.

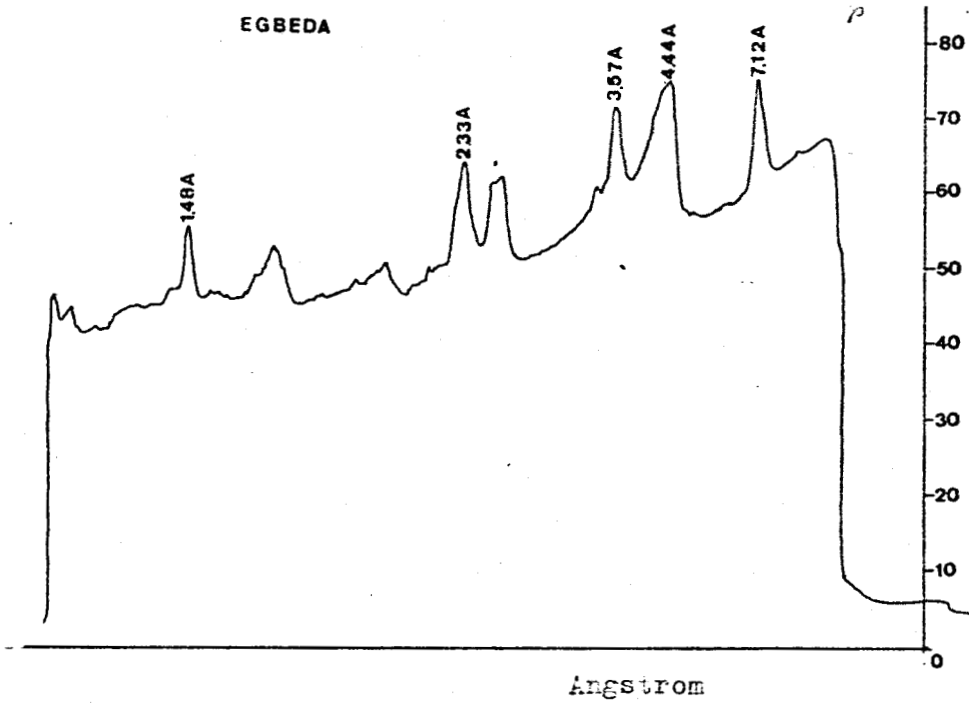
6.1. Vitesse de ruissellement et de percolation.

Pour montrer le mécanisme du ruissellement des éléments nutritifs trois sols aux caractéristiques divergentes ont été choisis: les sols de Toradja, d'Eggewaerts et d'Egbeda. Les sols de Toradja et d'Egbeda sont des sols kaolinitiques et celui d'Eggewaerts est de nature illitique. Les déterminations de l'argile par rayons X sont données dans la figure 11 a, b et c.

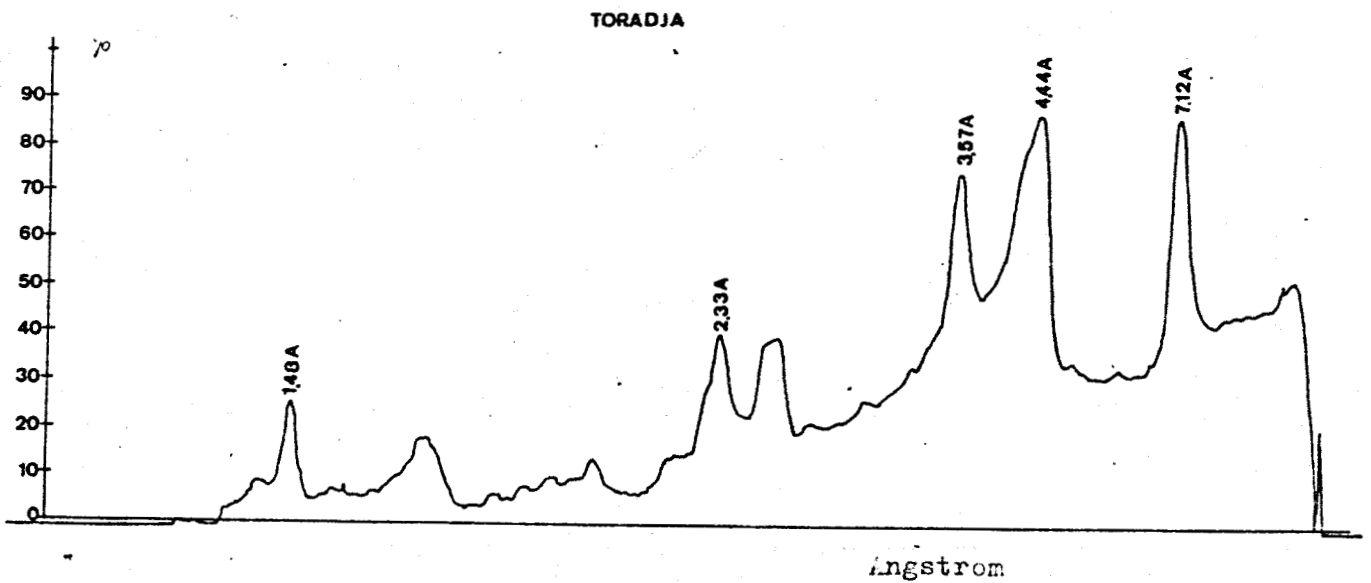
Fig11a : Le sol d'Eggewaerts. - Analyse de l'argile.



Sol Egbeda : Analyse de l'argile



Sol de Toradje : Analyse de l'argile



Illite est un minéral argileux du type 2:1 et a des mesures de 0.1 - 2.0 microns. La structure est la même que pour montmorillonite mais à peu près 15% du Si a été substitué par aluminium.

Les unités cristallines du kaolin sont fermement liées par des liaisons oxygène-hydroxyle qui produisent un réseau non-expansible. Les ions et même les molécules d'eau peuvent difficilement pénétrer. La capacité d'adsorption est limitée aux surfaces externes.

Pour tous ces sols, on a employé la fraction de 1 - 2.83 mm. La pente était de 33%, la surface de 579 cm² (30 x 19.3), l'intensité de 50 mm/heure pendant 2 heures et la dose d'engrais de 200 kg NPK. A différents moments on a déterminé la concentration des éléments nutritifs dans l'eau de ruissellement. La vitesse de ruissellement et de percolation pour les trois sols en fonction du temps est représentée dans la figure N° 12..

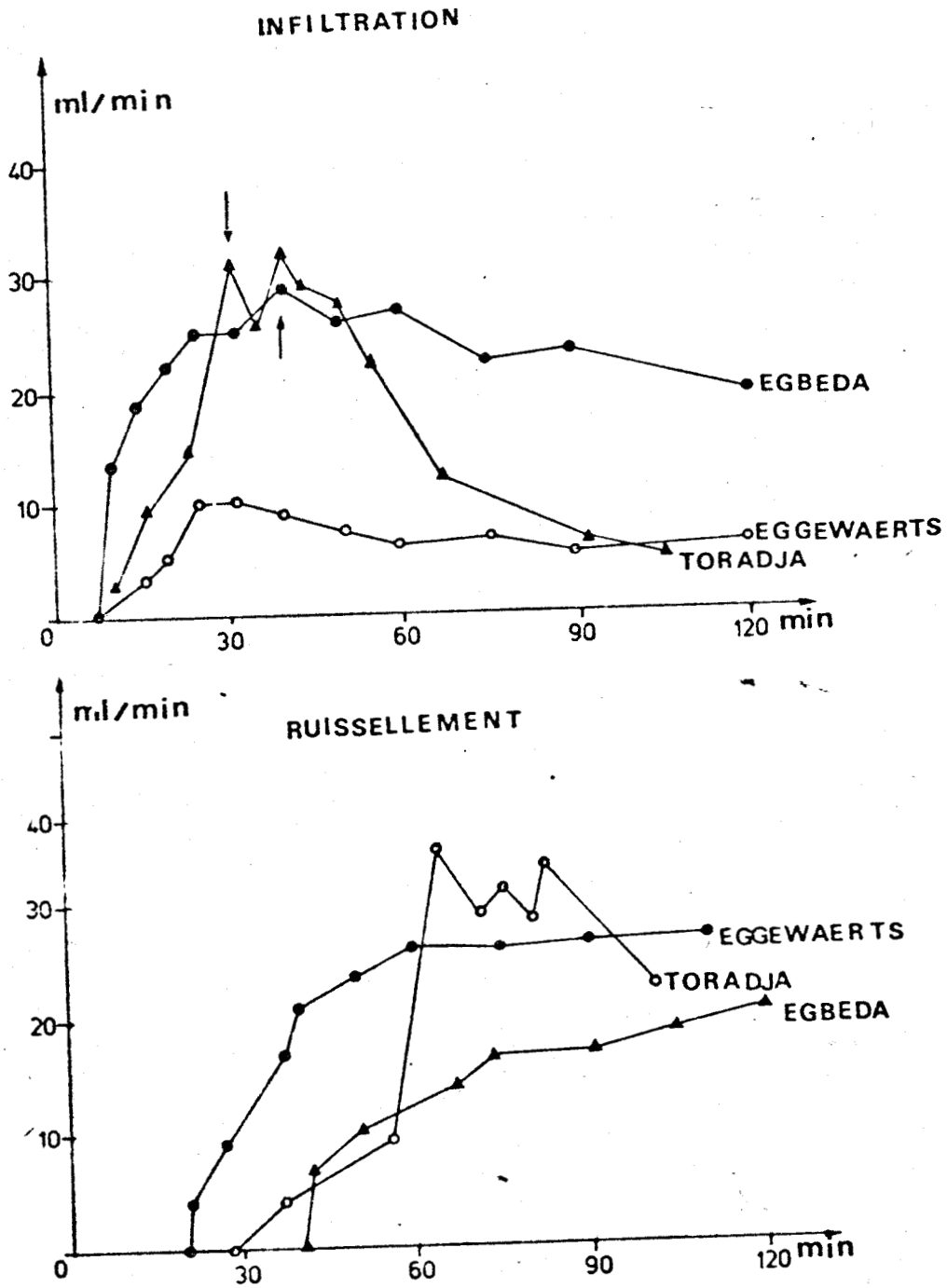
La première chose qui frappe c'est que le moment du début du ruissellement est différent pour les trois sols. Suivant Moldenhauer et Long (1964) la durée de pluie et l'énergie nécessaire pour démarrer le ruissellement ainsi que la quantité d'eau de ruissellement sont une indication de l'érodibilité du sol. Cette érodibilité variable peut aussi être expliquée par un indice différent de stabilité des agrégats (tamisage) qui était 1.68 pour Toradja, 0.69 pour Egbeda et 1.92 pour Eggewaerts qui est le plus sensible à l'érosion.

En général la vitesse de l'écoulement augmente quand la vitesse de percolation diminue. On peut même déduire que l'infiltration finale est largement fonction des propriétés de la croûte. Une croûte plus épaisse et plus argileuse donnerait des vitesses d'infiltration plus basses. Les quantités d'eau de ruissellement, d'infiltration et de sol érodé par ruissellement sont données au tableau 7 et dans la figure 12.

Tableau 7 : Quantités d'eau de ruissellement, d'infiltration et de sol érodé par ruissellement.

Fraction	SOL		
	Toradja	Eggewaerts	Egbeda
Eau de ruissellement	3985 ml	3450 ml	1350 ml
Eau d'infiltration	1130 ml	750 ml	3250 ml
Sédiment de ruissel.	39.8 g	167.2 g	3.8 g
Sédiment de l'éclabous.	16.2 g	17.3 g	8.0 g

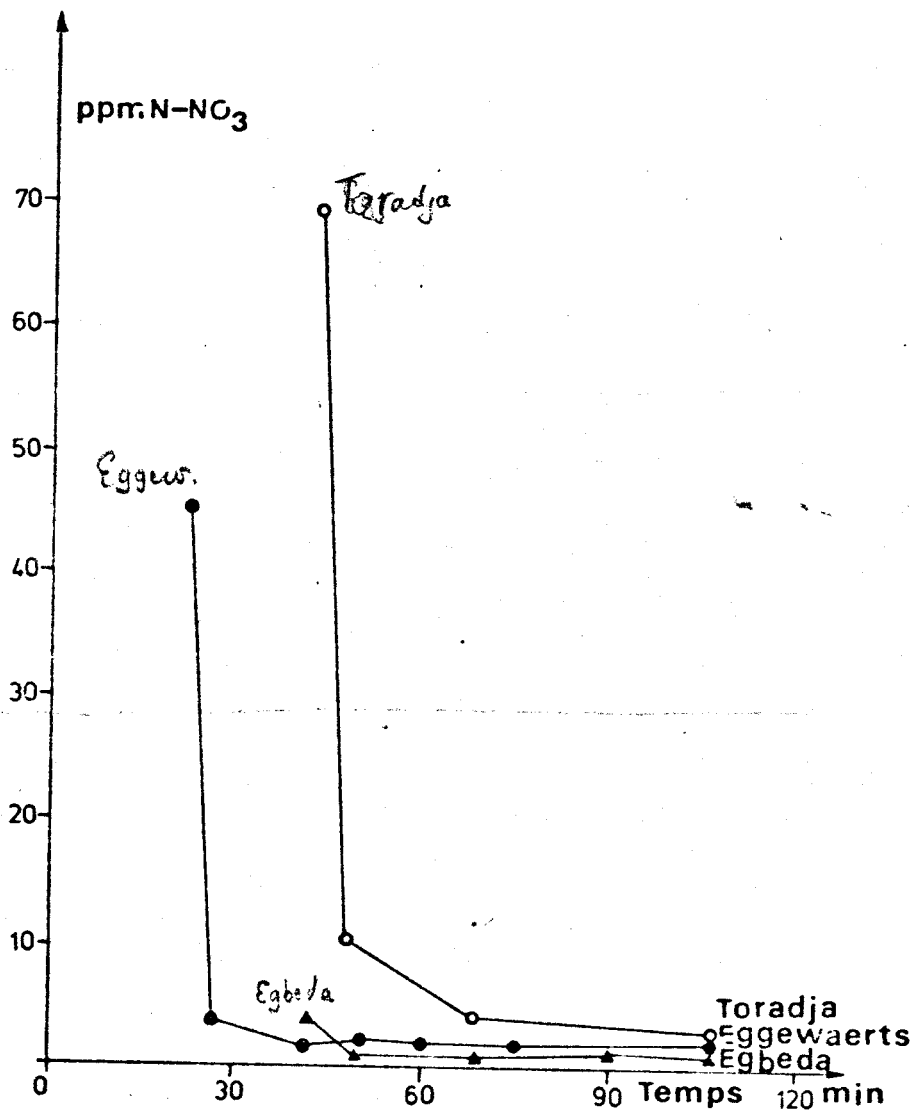
Fig12 : Vitesse de l'eau de ruissellement et d'infiltration en fonction du temps.



6.2. Ruissellement de N-NO_3^- .

Le ruissellement des nitrates (ppm) en fonction du temps est donné dans la figure N°13.

Fig 13 : Concentrations de N-NO_3^- dans l'eau de ruissellement pour les trois sols en fonction du temps.



Le sol de Toradja et celui d'Eggewaerts montrent une plus grande concentration de N-NO_3^- au début du ruissellement que celui d'Egbeda, ce qui est causé par leur plus grande érodibilité (ruissellement plus rapide). La plupart des nitrates pour l'Egbeda ont été percolés au début de

l'expérience. Les différences entre Eggewaerts et Toradja sont causées par le premier échantillonnage qui détermine la concentration et qui est très sensible à des fluctuations suivant le volume analysé.

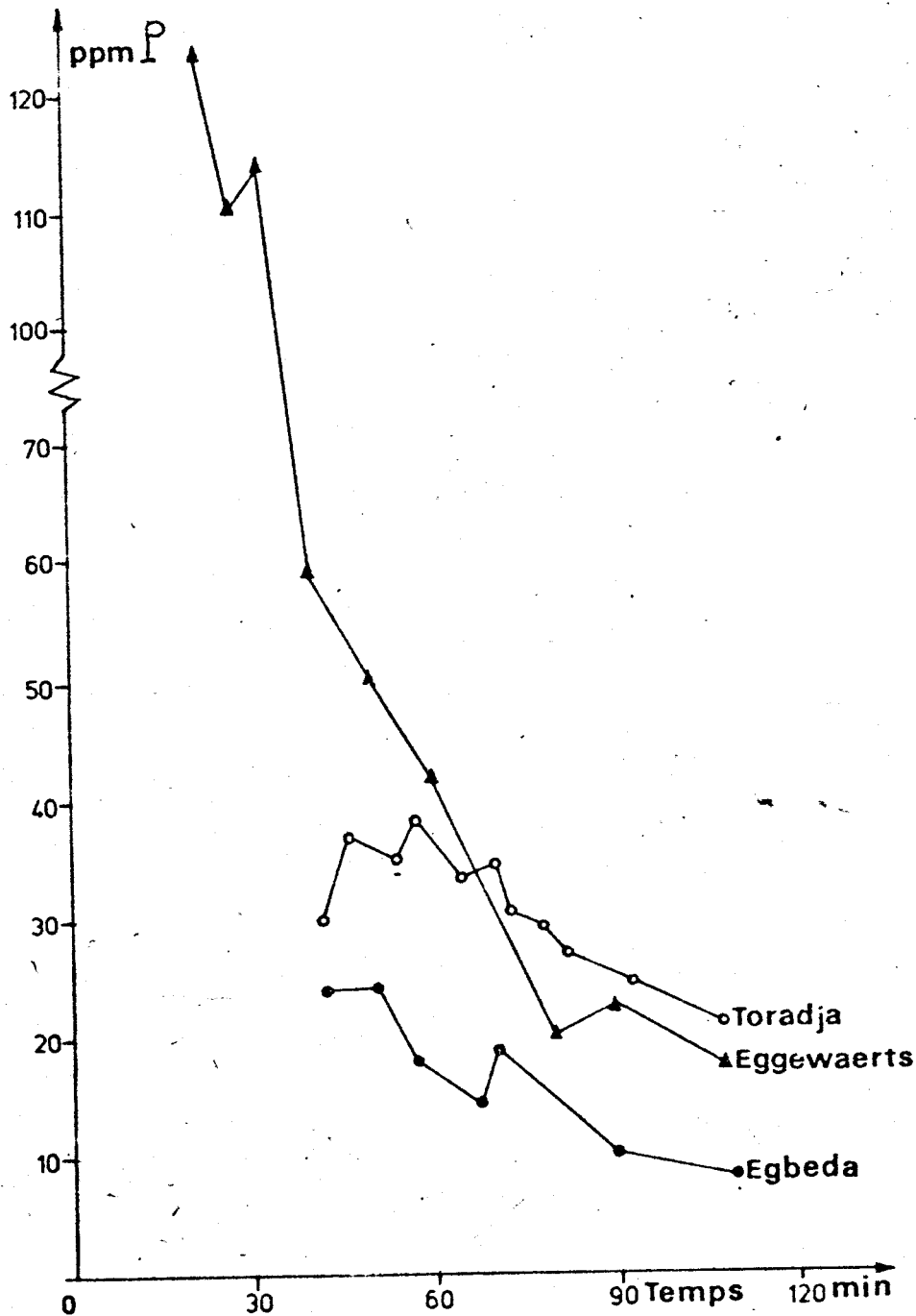
6.3. Ruissellement des phosphates.

Le ruissellement des phosphates est donné dans la figure N° 14 et la concordance avec le ruissellement de l'eau est remarquable.

Les sols d'Eggewaerts et de Toradja sont parfaitement comparables parce que les quantités d'eau de ruissellement sont presque les mêmes.

La plus grande concentration de phosphate, constatée pour le sol d'Eggewaerts au début, est causée par la plus grande teneur en phosphates (148 ppm), la teneur plus faible en oxydes de fer et d'aluminium (resp. 2.57% et 9.80%) qui causent une fixation moindre que pour le sol d'Egbeda (resp. 3.39% et 5.74%) et Toradja (resp. 5.43% et 24.6%). De plus, la teneur en Al échangeable qui est également responsable de la fixation de phosphates est plus élevée en Toradja (145 ppm) qu'en Eggewaerts (86 ppm).

Fig 14 : Ruissellement des phosphates en fonction du temps.

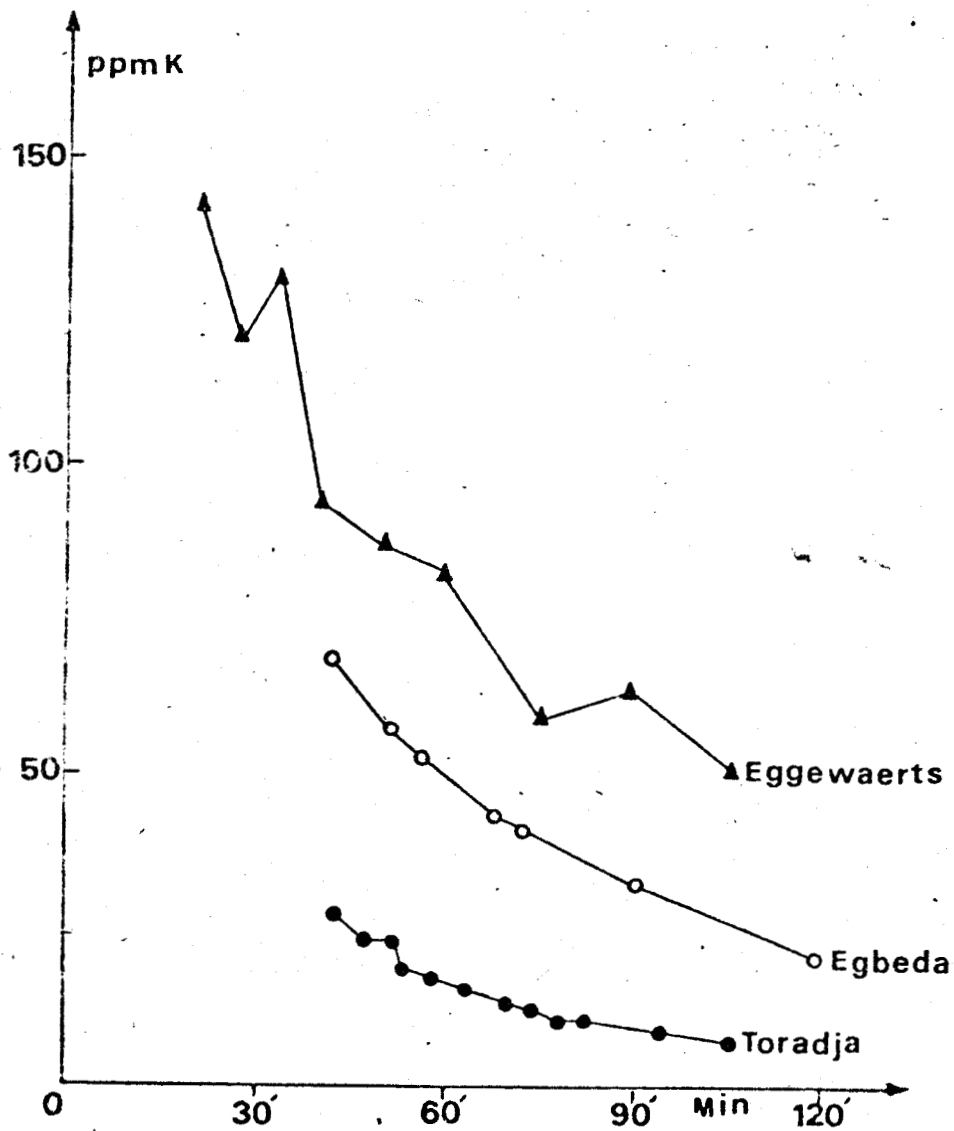


6.4. Ruissellement de la potasse.

Les concentrations de potasse en fonction du temps dans le ruissellement sont exprimées dans la figure 15. Les concentrations élevées de potasse pour le sol d'Eggewaerts sont dues à la plus grande concentration de potasse dans le sol qui est de 400 ppm contre 12 ppm pour Toradja. Le sol Egbeda a aussi une forte concentration (3.5 maeg/100 g) mais l'eau

Le ruissellement est moindre qu'Eggewaerts et est plus infilt-
rable. De plus, le sol de Toradja contient 48% d'argile qui
est responsable de la grande adsorption.

Fig 15 : Concentrations de potasse dans l'eau de ruissellement
en fonction du temps.



Concentrations de phosphate et de potasse dans le sédiment.

Les concentrations de phosphate et de potasse sur le sé-
diment sont représentées dans le tableau 8.

Tableau 8 : Concentrations de P et K dans le sédiment en
===== relation avec les teneurs en sesquioxydes et
l'argile.

Sol	P-PC ₄ (ppm)	K(ppm)	Fe ₂ O ₃	Al ₂ O ₃	Argile
Eggewaerts	1135.6	888.8	2.57	9.80	21.9
Egbeda	862.2	1176.5	3.39	5.74	10.8
Toradja	369.3	1826.6	5.43	24.60	48.0

Il existe une relation entre P-PC₄ (ppm) et les teneurs en Fe₂O₃ et pour la potasse, la fixation de potasse pour Eggewaerts donne des concentrations extractibles moins élevées. La grande teneur en argile du type kaolin est responsable de l'adsorption élevée, mais la potasse reste toujours échangeable.

7. Mobilité des éléments nutritifs dans l'eau de ruissellement.

La littérature ne donne pas de définition exacte de la mobilité. La mobilité peut être définie comme le pourcentage du total des éléments nutritifs qui est perdu dans l'eau de ruissellement dans une période initiale. Les figures 16 et 17 donnent la comparaison entre deux sols, celui d'Eggewaerts et celui de Toradja pour un taux de pente de 33%, une longueur de pente de 30 cm, une intensité de 60 mm/heure et une dose d'engrais de 200 kg NPK par hectare.

Fig 16 : Mobilité des éléments nutritifs pour le sol de Toradja.

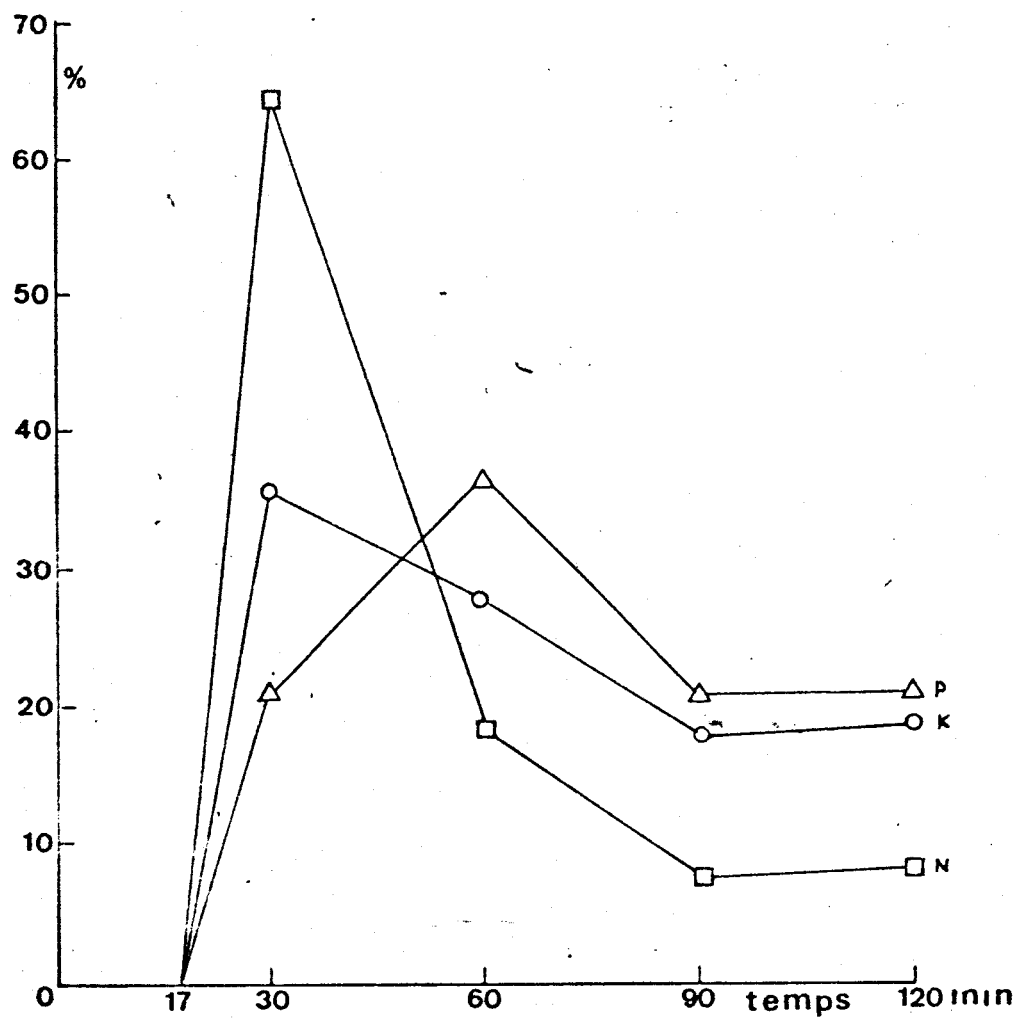
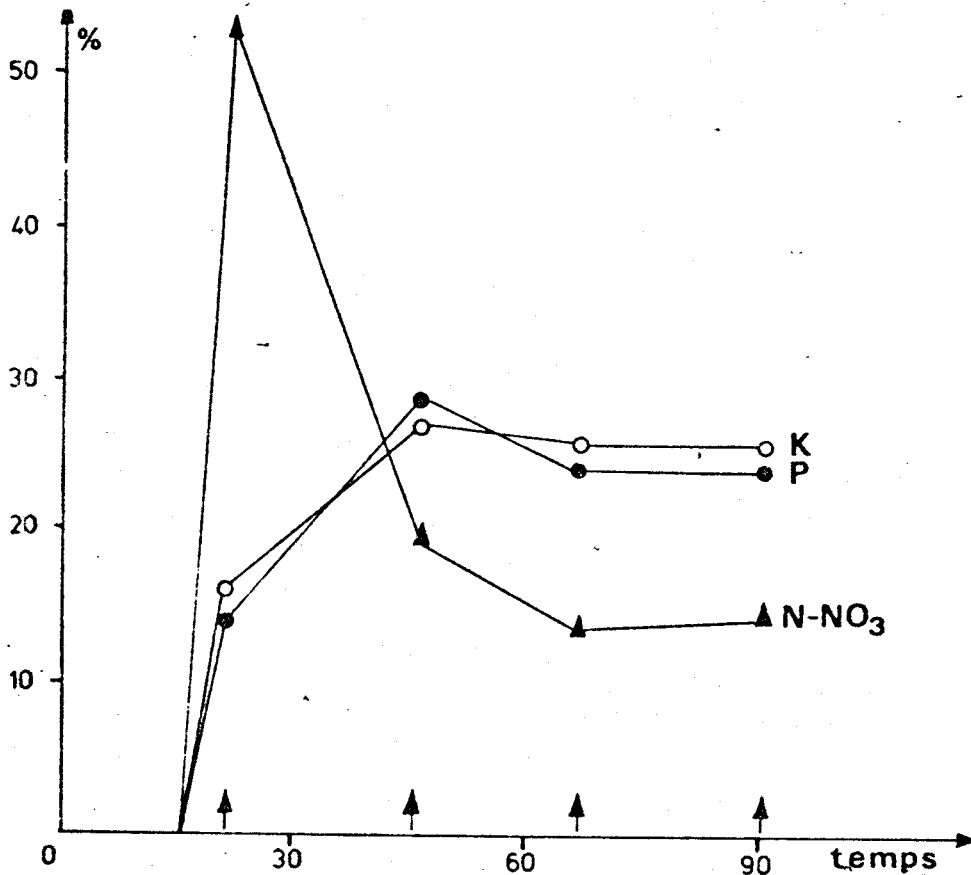


Fig 17 : Mobilité des éléments nutritifs pour le sol d'Eggewaerts.



Dans les deux cas le nitrate est plus mobile que les phosphates ou la potasse qui sont plus liés au complexe d'adsorption. Leurs concentrations dépendent de la désorption dans l'eau de la pluie. La mobilité dépend aussi de la teneur en NPK échangeable des sols d'origine. Sur le terrain, Burke (1975) a trouvé une mobilité plus grande pour la potasse que pour les phosphates. Dans toutes nos expériences, c'est la mobilité du nitrate qui était la plus élevée. L'évaluation de la mobilité du nitrate sur le terrain est plus difficile à cause de la dénitrification parfois intense dans ces conditions, et aussi par la forme des engrais (grande solubilité, action lente, etc.). Pour les différentes fractions des phosphates, 50% du total étaient perdus dans l'intervalle de 0 - 60 minutes.

4.8. Erosion des engrais selon la forme sous laquelle ils sont fournis.

Les engrais sont appliqués dans le sol sous formes différentes. Des engrais solubles ou solides sont appliqués en bandes ou sur la surface, mélangés ou non-incorporés. Certaines formes comme l'ammonium anhydre sont injectées dans le sol ou appliquées avec l'eau d'irrigation comme on le fait de plus en plus souvent avec l'azote.

Le but de cette étude est d'évaluer la différence entre l'application en solution ou sous forme solide pour voir si l'étude effectuée avec des engrais en solution constitue une sous-estimation ou si elle donne des quantités entraînées par érosion plus élevées qu'avec les engrais sous forme solide (granulée).

Trois sols de Belgique ont été employés dans cette étude: le sol sable limoneux de Melden, le sol argile sableuse d'Eggewaerts et le sol limoneux de Burst. Après séchage les sols ont été placés dans les récipients de 30 x 30 cm conformément à la distribution des agrégats de 1 - 2.83 mm.

Les engrais employés étaient le superphosphate: 17% P_2O_5 , le KCl: 40% K_2O et le nitrate d'ammonium (26.0% N). Pour la comparaison entre les deux formes d'application il fallait déterminer la quantité réellement soluble en deux heures de pluie. Dans ce but un récipient vide contenant seulement les engrais granulés placés sur un filtre fut soumis à la pluie, à une intensité de 30 mm/heure et sous une pente de 33%. Les quantités des éléments nutritifs sortant des granulés sous ces conditions ont été déterminées et servaient de base à l'application sous forme de solution, faite avec les mêmes ingrédients.

Les engrais (grains) de NH_4NO_3 et KCl se dissolvent pratiquement totalement. Pour le superphosphate, seulement 67% devenaient solubles après deux heures de pluie à une intensité de 30 mm/heure. La même condition était rencontrée sur le terrain par Nicholaides et al. (1977) qui après six mois trouvaient encore 50% des phosphates appliqués dans les granulés.

Après l'expérience les différentes fractions (ruissellement, percolation et éclaboussure) furent prélevées et analysées.

Les résultats pour l'eau de ruissellement et la percolation sont représentés par le tableau 9 .

Pour le ruissellement de sol on trouve limon > argile sableuse > sable limoneux ce qui correspond à l'érodibilité suivant Wischmeyer et al. (1971). Les quantités de sol perdues par éclaboussure étaient resp. 20.29, 29.00 et 40.22 g pour cette distribution des agrégats (1 - 2.83 mm).

Tableau 9

sol	fraction	sol	eau(ml)	NH ₄ ⁺ (mg)		NO ₃ ⁻ (mg)		P-PO ₄ (mg)		K(mg)	
				sol (°)	gran (°°)	gran	sol	sol	gran	sol	gran
sable	R	13.31	345	1.6	2.2	2.2	3.6	2.0	26.5	8.0	19.0
limoneux	P		2745	643.5	974.4	813.5	875.9	169.5	824.4	744.7	1175.6
											9.19
argile	R	20.65	1520	24.7	36.0	9.4	6.7	15.1	94.0	47.1	67.9
sableuse	P		1465	376.2	751.2	1079.2	1094.9	15.6	113.4	490.2	682.5
											14.42
	R	58.85	2580	52.4	58.2	27.9	5.3	44.8	203.7	76.2	117.8
limon	P		635	25.6	218.6	509.4	352.6	0.8	7.0	14.4	79.3
											8.32

(°) Engrais solubles dans l'eau

(°°) Engrais granulés solubles dans l'eau

R : ruissellement

P : percolation



Ce tableau montre que pour le nitrate on peut observer à peu près les mêmes quantités dans l'eau de percolation pour les deux formes d'application. Le comportement de l' NH_4^+ , P et K dans l'eau de percolation et de ruissellement est similaire. L'application ^{de} granulé a pour résultat un contact de surface moins intense qui entraîne une fixation moins élevée. En général les quantités dans la percolation sont fonction de la quantité d'eau. La grande réduction de potasse pour le sol limoneux peut être causée par la grande teneur en Ca qui, quand elle augmente, fait baisser la quantité de potasse dans la percolation (Baver, 1943 et Tamini, 1975).

Il est remarquable que les teneurs en potasse dans l'eau d'infiltration ^{ont} la même séquence que la teneur en calcium du sol original (Melden: 0.25%, Eggewaerts: 4.5% et Burst: 13.0%). En comparant les différentes formes d'azote, on voit que l'ammonium et le nitrate se comportent différemment. En effet, l'ammonium peut être fixé ou absorbé.

Sur le terrain dans des études lysimétriques Wiklander et Vahtras (1975) ont comparé nitrate et ammonium dans des sols illites. Le lessivage du nitrate par percolation était plus important que pour l'ammonium. La même chose a été observé par Haunold et Zvara (1975) et par Balboa (1975) sur un sol sableux en comparant l'ammonium, l'urée et le nitrate.

Le tableau 10 montre les concentrations et les quantités de P et K liées au sédiment du ruissellement et celui de l'éclaboussure.

Tableau 10: Concentrations de P et K liées au sédiment du
ruissellement et de l'éclaboussure.

	phosphates		potasse	
	application en solution (ppm)	application granulaire (ppm)	application en solution (ppm)	application granulaire (ppm)
Ruissel- lement				
sable limon.	563.5	533.9	255.4	142.3
argile sableuse	2653.7	1152.5	765.1	781.5
limon	1333.9	1114.7	667.8	263.4
Eclabous- sure				
sable limon.	1069.1	745.9	512.2	914.9
argile sableuse	1096.5	710.3	965.5	975.8
limon	1443.6	1223.7	1113.7	1223.7

Le tableau 11 nous montre que pour les phosphates et la potasse les concentrations au sédiment du ruissellement sont plus grandes quand les engrais sont appliqués à la surface en solution, à cause du contact plus intense et l'influence de la période de sécheresse (deux jours d'équilibration). La même conclusion est valable pour le phosphate lié au sédiment de l'éclaboussure, mais le contraire se vérifie pour la potasse. Dans le dernier cas les engrais potassiques solubles restent plus longtemps à la surface que le phosphate qui est solubilisé moins rapidement.

Une relation très importante est le rapport des éléments nutritifs par application granulaire par rapport aux éléments nutritifs trouvés par application en solution dans les différentes fractions: le ruissellement et la percolation. Ces rapports pour les trois sols sont donnés dans le tableau 11.

Tableau 11 : Rapports des éléments retrouvés pour différents sols. (Rapport des éléments nutritifs par application granulaire/ application en solution.)

Elément	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁺	Pw	Pac	K	Kac
Fraction						
Ruissel- lement	0.61-5.26	1.11-1.37	4.54-13.25	1.68-3.95	1.44-2.40	1.15-1.83
Percola- tion	0.92-1.44	1.51-8.54	4.84- 8.75	-	1.39-1.58	-

w : Soluble dans l' eau '.

ac : Extraction avec de l' acetate d'ammonium.

Dans ce tableau, la conclusion est que les pertes des éléments nutritifs par ruissellement sont sous-estimées en employant le simulateur de pluie avec des engrais appliqués à la sur-
face en solution. Pour les trois sols de la région tempérée, ^{forme de} couvrant une série de textures allant des sols légers jusqu' aux sols argileux, les rapports sont les suivants : tableau 11

Les phosphates en particulier sont sensibles à la méthode d'application. Les résultats obtenus sont valables spécialement après une averse de grande intensité sur des surfaces de sols fertilisés très récemment.

4.9. Les pertes des éléments nutritifs par une érosion influ-
encée par la longueur de la pente.

Le premier facteur topographique considéré par Wischmeyer qui détermine la perte de sol par érosion est la longueur de la pente. Les relations établies ne sont pas toujours conformes.

Sur le terrain, Hays et al. (1949) ont montré sur des pentes de 11 m, 22 m et 44 m que quand la longueur de pente était doublée, la perte de sol était plus que doublée. Ceci est exprimé dans le tableau N° 12.

Tableau 12 : Influence de la longueur de pente sur les pertes
===== par érosion (par an).

longueur de pente	11 m	22 m	44 m
fraction			
Ruissellement (mm)	407	393	357
Erosion de sol (kg)	0.38	0.85	2.11

Wischmeyer et Smith (1962) ont établi un équation : $A = L^a$ avec $a = 0.5 \pm 0.1$. (A : kg/ha et L : longueur de pente) et Zingg (1940) emploie le coefficient : 1.53.

En Europe Kuder (1974) a montré que dans les régions des vignobles du Rhin l'érosion du sol augmentait avec l'utilisation de champs plus longs et que la perte de sol par érosion était moins fonction de l'intensité de la pluie. En Belgique Gabriels (1973) a découvert que la relation entre l'eau de ruissellement et la longueur de la pente était la suivante : $R = f(I \times L^{0.60})$ et $R = f(KE \times L^{0.70})$ avec I et KE représentant respectivement l'intensité et l'énergie cinétique de la pluie.

La conclusion générale est la suivante : spécialement sur des petits champs d'essais, l'exposant n'est pas un facteur constant qui peut être prédit avec certitude, il peut être marqué par d'autres facteurs et affaibli ou même révéler une action en sens opposé. En tout cas, quelle que soit la rela-

tion exacte, une érosion du sol élevée est inévitable avec une longueur de pente plus grande. Pour les engrais, on s'attend à la même relation, bien qu'il n'y ait pas eu d'essais pour déterminer le coefficient. Seul Dr. Lal (1975) a fait des essais dans ce contexte et a montré que la perte des éléments nutritifs était proportionnelle à l'eau de ruissellement et au sol érodé sur les différentes longueurs de pente.

Des expériences ont été menées avec le simulateur de pluie pour montrer l'influence de ce facteur sur l'érosion des éléments nutritifs et les relations qui se produisent dans les différentes fractions obtenues.

Le sol argile sableuse a été utilisé dans cette étude. La distribution des agrégats est donnée au tableau 5. L'intensité de pluie était de 45 mm/heure pendant une heure et demie et les récipients mis à 25% de pente. Les récipients utilisés mesuraient 30 x 30 x 5, 30 x 45 x 5, 30 x 60 x 5 et 30 x 90 x 5 cm. L'énergie cinétique des gouttes d'eau était de 120, 180, 240 et 360 joules/heure. La quantité des engrais était équivalente à 200 - 200 - 200 kg NPK par hectare. Un désavantage de ces expériences était l'échelle réduite de la construction qui permettait seulement l'emploi de récipients ayant jusqu'à 1 mètre de longueur.

4.9 Résultats :

4.9.1. L'érosion de l'eau et du sol en fonction de la longueur de la pente.

Le début du ruissellement était à peu près semblable pour les différents récipients et le tableau 14 donne les pertes de sol et d'eau par érosion après 67.5 mm de pluie; pour le calcul du sol (en hauteur) perdu par érosion, on tenait compte d'une densité apparente de 1.3. En divisant ce volume par la surface, on obtenait la hauteur en mm. Les résultats sont donnés au tableau 13.

Tableau 13 : Pertes de sol et d'eau par érosion et eau d'infiltration pour un sol argile sableuse
 =====
 en fonction de la longueur de pente et de l'impact de la pluie.

Longueur de pente		30 cm	45 cm	60 cm	90 cm
Energie		120 joules/hr	180 joules/hr	240 joules/hr	360 joules/hr
<u>Sol érodé</u>	grammes	215	383	529	973
	mm (hauteur)	1.8	2.2	2.3	2.8
<u>Eau de ruissellement</u>	(ml)	3625	4696	5080	7950
	mm (hauteur)	40.3	33.3	28.2	29.4
	% de la pluie	60 %	38.7 %	42 %	44 %
<u>Eau d'infiltration</u>	(ml)	-	4266	-	-
	mm (hauteur)	16.9	31.6	30.4	29.0
	% de la pluie	25 %	44 %	45 %	43 %

La conclusion de ce tableau est que pour une longueur plus importante la quantité du sol érodé augmente proportionnellement. Ceci peut être expliqué par l'accroissement de l'eau (7960 ml contre 3625 ml) et de l'énergie cinétique qui entraîne une plus grande force de détachement et de transport pour les particules du sol. La quantité de pluie présente dans le sol après l'expérience est de $\pm 15\%$. La comparaison des quantités percolées entre 30 et 90 cm permet de conclure que la longueur de 30 cm est peut-être trop courte pour obtenir une situation de ruissellement équilibrée.

4.9.2. Matière colloïdale dans le sol érodé et capacité d'échange.

Le sédiment du ruissellement a été analysé pour l'argile, la matière organique et la capacité d'échange pour une longueur de 30, 60 et 90 cm, en fonction du temps. Les résultats sont donnés dans le tableau 14:

Tableau 14 : Matière colloïdale et C.E.C. des sédiments érodés et leur C.E.C. pour différentes longueurs de pente.

Temps	Longueur de pente (cm)					
	30 cm			60 cm		
	% argile	% mat. org.	C.E.C macg/ 100 g	% argile	% mat. org.	C.E.C. macg/ 100 g
22'	46.7	6.54	27.56 ^x	45.9	7.20	36.25
45'	35.7	5.07		29.2	3.94	22.00
67'	36.1	5.32	21.76 ^x	29.1	4.37	24.70
90'	29.9	6.54		29.8	4.30	22.25

Sol Original

14.40

3.30

17.6

x quantité de sol insuffisante pour faire toutes les analyses.



La teneur moyenne en argile est de 17.6 %. Le sol érodé est plus riche en argile et en matière organique. Le sol original avait 3.3 % de matière organique. Il est remarquable que c'est au début du ruissellement que le sol est le plus riche en matière colloïdale et a la plus haute capacité d'échange. La battance de^{la} terre et la destruction des agrégats doivent se produire initialement pour permettre une séparation entre le sable et les matières colloïdales. Ces dernières qui peuvent flotter dans l'eau vont être érodées les premières. La perte d'engrais liée^{aux} substances colloïdales n'est pas négligeable car elles sont liées principalement à l'argile et à la matière organique. Dans ce sens on peut vraiment parler d'une perte de la fertilité du sol par érosion.

4.9.3. Pertes de NPK par ruissellement.

L'érosion des éléments nutritifs est déterminée par deux origines : la solubilité dans l'eau de ruissellement et la fixation à la matière colloïdale. Les pertes dues à ces deux fractions vont être examinées séparément. Les concentrations et quantités des éléments nutritifs pour les différentes longueurs^{de} pente dans l'eau et au sol sont données dans les tableaux 15 et 16.

Tableau 15 : Concentrations et quantités des éléments nutritifs perdues selon la longueur de pente dans l'eau de ruissellement.

	30 cm		45 cm		60 cm		90 cm	
	ppm	mg	ppm	mg	ppm	mg	ppm	mg
N-NO ³	11.8	42.8	17.4	81.7	19.3	98.0	39.3	312.4
P-PO ⁴	98.8	358.1	110.6	510.2	114.1	579.6	127.2	1011.2
K	55.9	202.6	63.3	297.4	66.5	337.8	80.1	636.8

Tableau 16 : Concentrations et quantités des éléments nutritifs perdues par érosion au sol.

Eléments	30 cm		45 cm		60 cm		90 cm	
	ppm	mg	ppm	mg	ppm	mg	ppm	mg
P-PO ⁴	2227.9	479.0	1960.1	750.7	1731.9	916.2	1715.3	1669.0
K	2684.2	577.1	2259.0	865.2	1946.5	1029.7	1859.9	1809.7

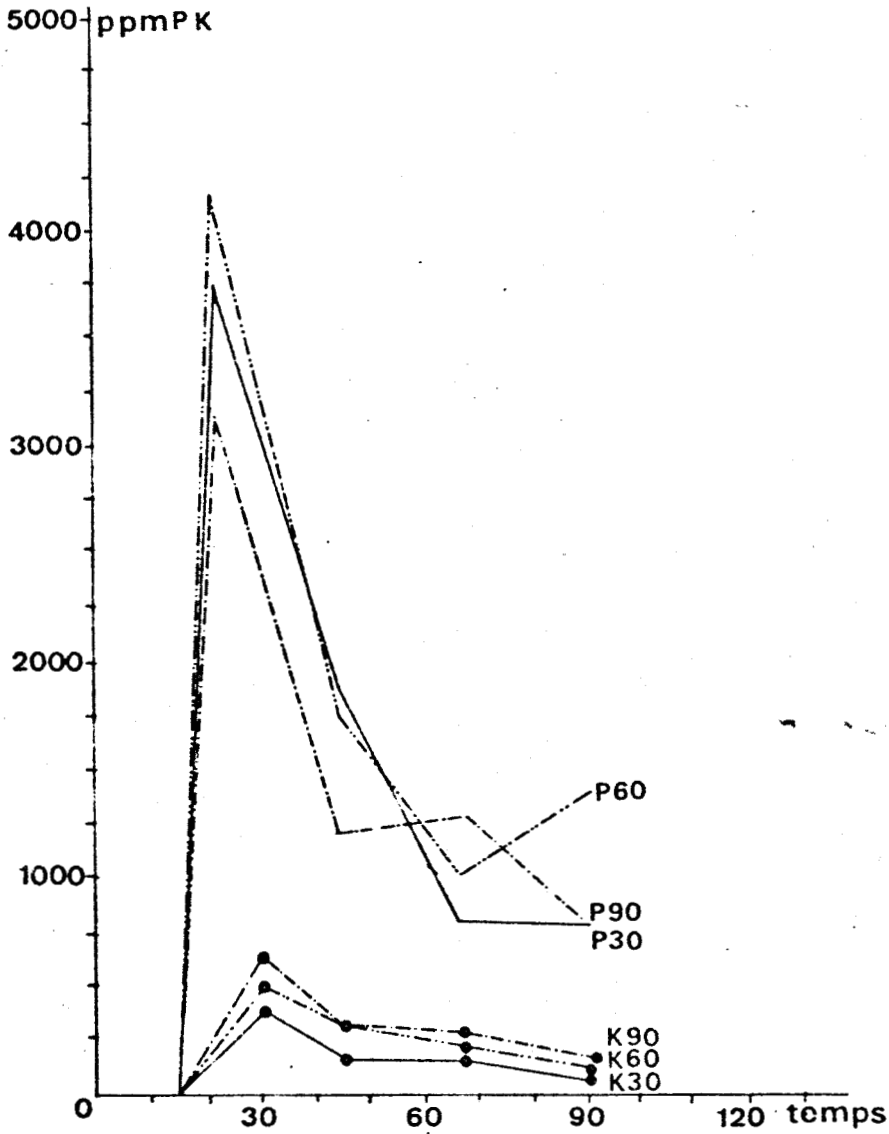


Comme l'on pouvait s'y attendre avec des longueurs de pente croissantes les concentrations de NPK dans l'eau de ruissellement augmentent. Le contraire se vérifie pour les concentrations de P et K dans le sédiment. On trouve les plus grandes concentrations au début parce que la plupart des éléments colloïdaux sont érodés dans la première partie de l'expérience.

La comparaison des deux tableaux 16 et 17 mène à la conclusion que les phosphates se retrouvent en plus grande quantité dans l'eau de ruissellement que la potasse qui est largement liée au sédiment. Les grandes concentrations de potasse dans le sédiment sont partiellement dues aux observations de Pratt et al. (1956) qui ont décrit une transformation des formes non-échangeables en formes échangeables en cas de pH élevé.

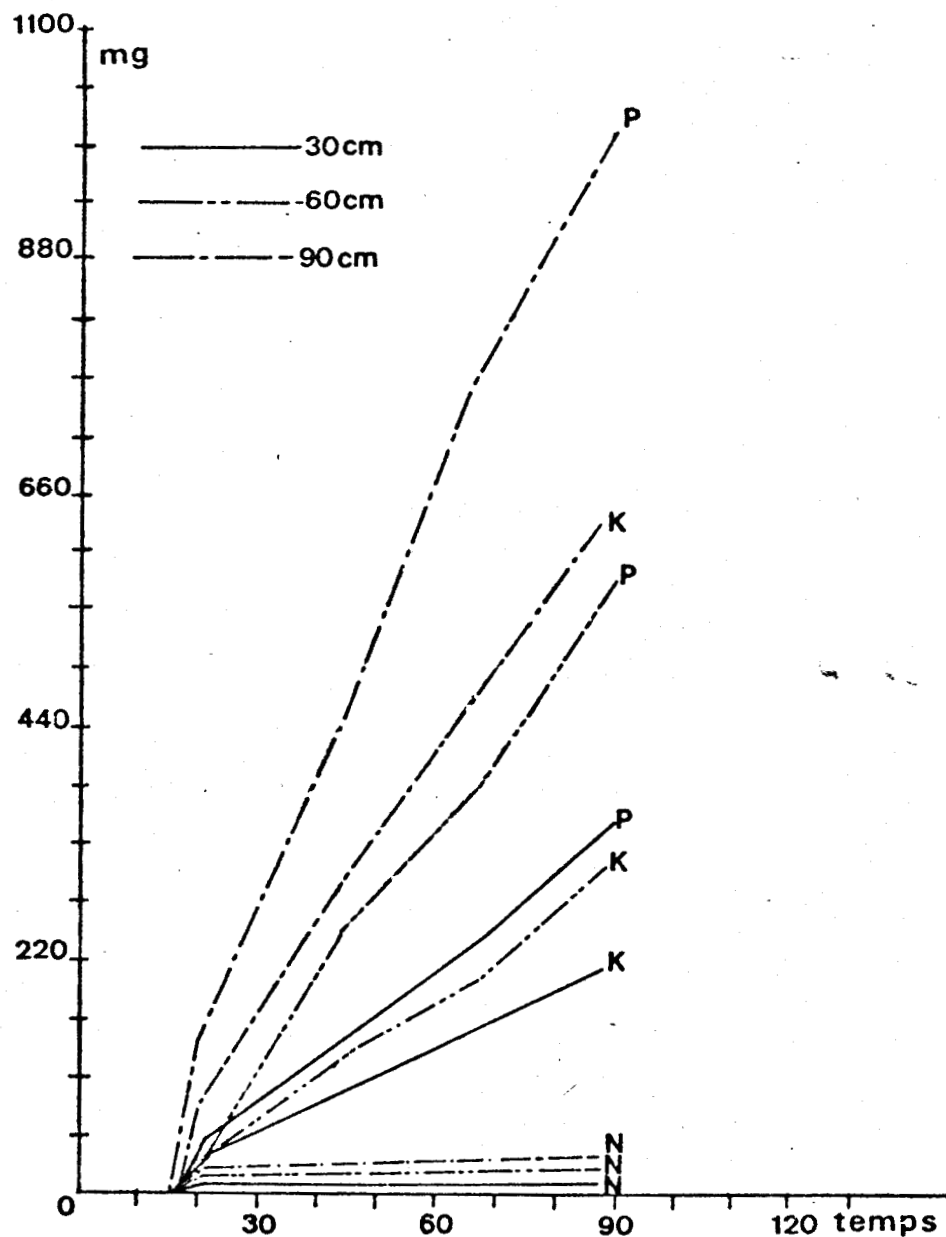
Correspondant à la plus grande teneur en argile et en matière organique (tableau 14) au début du ruissellement, des concentrations très élevées se retrouvent dans le sédiment de ruissellement dans la période de 15 - 45 minutes (fig 18).

Fig 18 : Concentrations en potasse et phosphate échangeable en fonction du temps, dans le sédiment du ruissellement.



Comme observé dans les études de Vanden Berghe et De Boodt (1979) les plus grandes pertes en NPK dans l'eau de ruissellement se retrouvent au début de l'expérience (le plus grand taux de pente). La figure N° 19 donne les pertes cumulatives pour différentes longueurs de pente.

Fig 19 : Pertes cumulatives des éléments nutritifs solubles dans l'eau de ruissellement pour différents taux de pente.



Pertes totales des éléments nutritifs.

La figure N° 20 nous donne en synthèse la perte totale des engrais dans l'eau d'écoulement et dans le sol érodé. Comme on pouvait s'y attendre, les pertes en phosphate sont

les plus importantes, suivies par la potasse. La quantité de nitrates perdue par érosion est minime, ce qui ne veut pas dire que le reste est dès lors disponible pour la plante car les nitrates sont facilement perdus par lessivage profond dans le profil. La relation entre la longueur de la pente et les pertes totales des différents éléments est donnée au tableau 17.

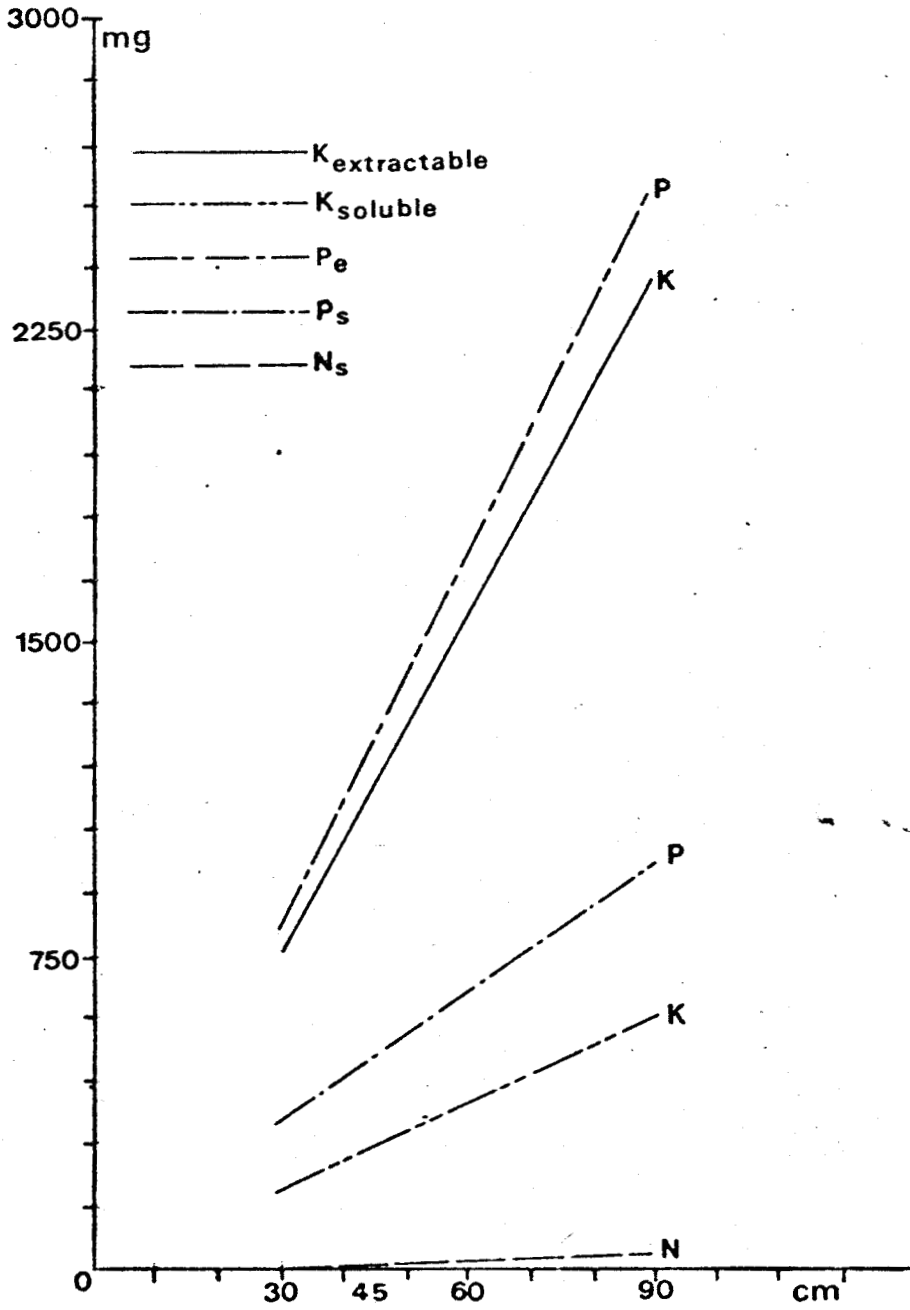
Tableau 17 : Equations des pertes en fonction de la longueur de la pente.

Fraction	Coefficient de détermination
P-phosphates extractibles = $22.6934 \times L^{1.0554}$	0.97*
K- extractible = $22.2955 \times L^{1.0365}$	0.97*
P- PO_4 soluble dans l'eau = $14.2955 \times L^{0.9391}$	0.97*
K-soluble dans l'eau = $5.7930 \times L^{1.0346}$	0.96*
N- NO_3^- soluble dans l'eau = $0.2805 \times L^{1.0844}$	0.90
Eau de ruissellement = $316.04 \times L^{0.70893}$	0.96*
Sol érodé = $1.9991 \times L^{1.3807}$	0.99**

L'eau de ruissellement est exprimée en ml, le sol érodé en grammes, les éléments nutritifs en mg et la longueur de la pente en cm.

Bien que la quantité de sol érodé augmente plus que proportionnellement avec la longueur de la pente, les pertes sont presque linéaires.

Fig 20 : Relation entre la longueur de la pente et la perte des engrais.



Au tableau 18 sont données les relations entre les éléments nutritifs dans l'eau de ruissellement et le sol érodé .



Tableau 18 : Relations entre les éléments de fertilité dans
===== le ruissellement pour une argile sableuse.

$$\begin{aligned}
 Kw &= 100.6 + 0.5902 (\% \text{ argile}) - 10.1517 (\% \text{ M.O}) \\
 R &= 0.5946 \\
 \beta \text{ Coefficients} &\quad 0.3585 \quad - 0.8536 \\
 Ksed &= - 409.6 + 102.497 (\% \text{ argile}) - 215.724 (\% \text{ M.O}) \\
 R &= 0.8538^{xx} \\
 \beta \text{ Coefficients} &\quad 1.0555 \quad - 0.2609 \\
 Pw &= 172.3 - 1.4974 (\% \text{ argile}) - 2.0736 (\% \text{ M.O}) \\
 R &= 0.4901 \\
 \beta \text{ Coefficients} &\quad 0.4216 \quad - 0.0806 \\
 Psed &= -962.8 + 136.073 (\% \text{ argile}) - 238.786 (\% \text{ M.O}) \\
 R &= 0.8124^{xx} \\
 \beta \text{ Coefficients} &\quad 1.0001 \quad - 0.2423
 \end{aligned}$$

Pw, Kw : pertes de phosphate et de potasse par l'eau de ruissellement (mg).

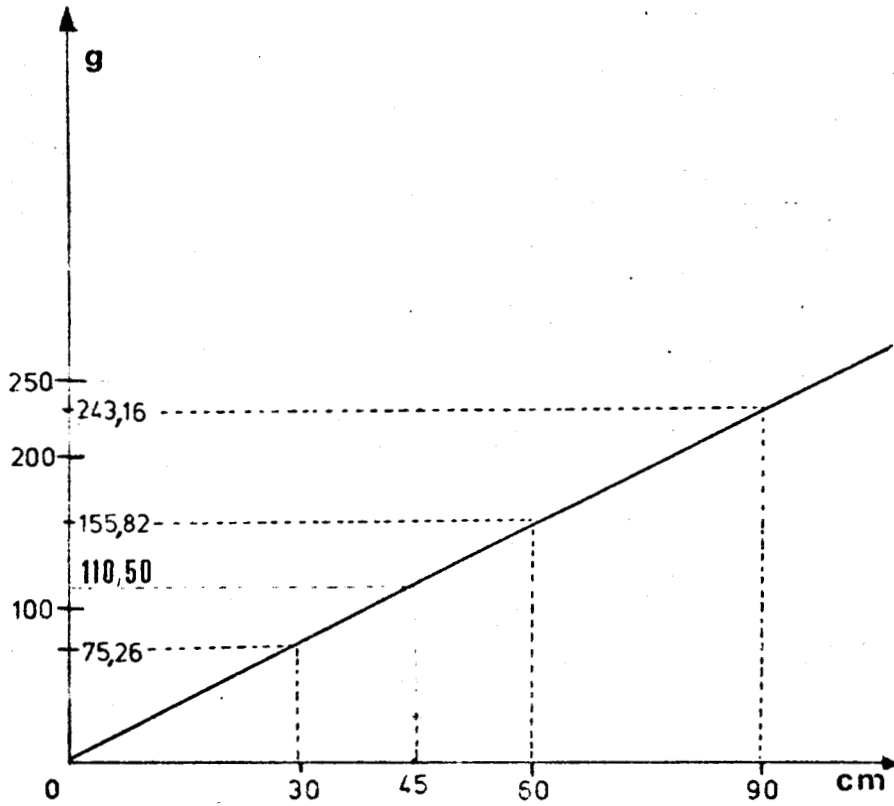
Psed, Ksed : pertes de phosphate et de potasse par le sol érodé (ppm).

Des corrélations significatives n'ont été trouvées qu'entre l'argile et le phosphate et la potasse liés au sédiment. Les quantités de P et K dans l'eau de ruissellement sont indépendantes de la teneur en matière colloïdale. Selon les conditions du terrain, la situation peut changer et une concentration d'équilibre peut se développer après un temps prolongé. Aucune corrélation n'a été trouvée avec la matière organique.

4.9.4. Pertes de sol par éclaboussure.

L'érosion du sol peut également s'exprimer dans la quantité d'éclaboussure. En fonction de la longueur de la pente, les quantités d'éclaboussure sont données dans la figure 21 et au tableau 20.

Fig 21 : Pertes de sol par éclaboussure en fonction de la longueur de la pente.



L'analyse de la texture de l'éclaboussure ne montrait pas d'enrichissement d'argile ou de matière organique, en contradiction avec le sédiment du ruissellement qui était plus riche en matière colloïdale que le sol original.

4.9.5. Pertes des éléments nutritifs par éclaboussure.

L'analyse de l'éclaboussure donnait les données suivantes: tableau 19.

Tableau 19 : Concentrations et pertes des éléments nutritifs
===== par éclaboussure.

longueur de la pente	NO_3^-	P-eau	P		K-eau	K	
	mg	soluble mg	extrac- tible mg	ppm (°)	soluble mg	extrac- tible mg	ppm (°°)
30	0.8	124.2	137.2	172.0	129.0	147.7	248.5
45	1.2	160.1	175.4	129.4	144.3	171.2	227.6
60	1.4	181.0	197.8	107.8	170.8	202.1	200.9
90	6.6	260.2	286.4	111.9	263.5	221.2	180.6

Les concentrations de P (°) et K (°°) liées au sédiment de l'éclaboussure sont beaucoup moins élevées que celles liées au sédiment du ruissellement et approchent les teneurs du sol original (respectivement 148.6 ppm P et 391.0 ppm K).

Le tableau 20 donne les relations entre les quantités des éléments nutritifs et la longueur de la pente.

Tableau 20 : Pertes des éléments nutritifs par éclaboussure
===== en fonction de la longueur de la pente.

Fraction	Coefficient de détermination
K- extractible = $1.23L + 116.40$	0.93*
K- soluble dans l'eau = $2.29L + 47.64$	0.95*
P- PO_4 soluble dans l'eau = $2.23L + 55.69$	0.98**
N- NO_3^- soluble dans l'eau = $0.09L - 3.03$	0.84
P- PO_4 extractible = $2.45L + 61.11$	0.98**
Sol érodé par éclaboussure = $2.63L - 2.19$	0.99**

Conclusions

La conclusion la plus importante de ces expériences est que l'état d'équilibre n'est pas atteint pour une longueur de pente de 30 cm. Sur le terrain les mêmes problèmes se posent avec des essais à trop petite échelle (Pearse et Bertelson, 1937). Cependant des conclusions intéressantes peuvent être tirées concernant le mécanisme du ruissellement. Les relations établies jusqu'à présent peuvent être améliorées en employant un simulateur atteignant 1 m 50 de surface productrice de pluie. De plus, la relation avec le terrain doit être établie par utilisation du même sol. L'étude est limitée à un sol seulement, parce que la validité est limitée à cause d'une infiltration inéquilibrée. Parmi les éléments nutritifs, les pertes en phosphates sont les plus importantes et particulièrement dans l'eau de ruissellement, car la fixation est moins rigoureuse à cause de la faible teneur en oxydes de fer et d'aluminium du sol original; puis vient la potasse et enfin les nitrates. Les pertes par éclaboussure pour P et K représentent à peu près 20% des pertes totales par érosion.

Les pertes les plus importantes se situaient au début du ruissellement et représentaient dans beaucoup de cas 30 - 40% des pertes totales par érosion.

4.10. Pertes des éléments nutritifs comme déterminées par le taux de pente.

Les pertes de sol et d'eau par érosion et ruissellement en fonction du degré de pente ont été étudiées par différents auteurs, mais les pertes des éléments nutritifs en relation avec ce paramètre sont moins connues. Aussi, il existe des controverses. A cause de l'accroissement plus que proportionnel de l'énergie cinétique $E = \frac{1}{2}mv^2$ avec le taux de pente (carré de la vitesse), il est généralement accepté que le coefficient du taux de pente doit être >1 .

En effet, Hudson (1973) a proposé l'équation suivante :
 $A = (\text{sol érodé}) = f(S^x)$ (avec $S > 1$ et % de degré de pente)
 Zingg (1940) trouvait $A = 0.22.S^{1.4}$ et Smith et al. (1947) :
 $A = 0.1 + 0.21 S^{1.33}$. Par contre Smith et Wischmeyer (1957)
 ont proposé une relation parabolique : $A = 0.43 + 0.3S + 0.043S^2$.
 Ces relations correspondent très fort.

Cependant, d'autres auteurs comme Ial (1976) ont trouvé
 des équations comme $A = - 33.5 + 40.2S - 1.65S^2$ en 1973 sur
 les sols des séries Egbeda en Nigéria.

4.10.1. Conditions expérimentales.

Deux Alfisols de Nigéria, les séries Egbeda et Alagba
 d'une toposéquence ont été employés. Les taux de pente étai-
 ent respectivement 3, 9, 15 et 25 % ce qui correspond aux
 classes de pente établies par le U.S.D.A. L'intensité de
 pluie était de 45 mm/heure pendant deux heures. Des réci-
 pients de 30 x 60 cm ont été employés, afin d'éliminer les
 désavantages des longueurs de pente trop petites, comme nous
 l'avons montré dans le chapitre précédent. La dose de NPK
 était équivalente à 100 - 100 - 100 kg/ha NPK.

La composition des agrégats dans le récipient est donnée
 au tableau 21.

Tableau 21 : Pourcentages des différentes classes d'agrégats
 =====
 pour Egbeda et Alagba.

Classes	Egbeda	Alagba
< 1 mm	52.1 %	74.1 %
1 - 2.83 mm	32.8 %	16.0 %
2.83 - 5.35 mm	9.6 %	6.0 %
5.35 - 8.00 mm	5.5 %	4.0 %

4.10.2. Résultats et discussion.

4.10.2.1. Erosion de sol par ruissellement et éclaboussure.

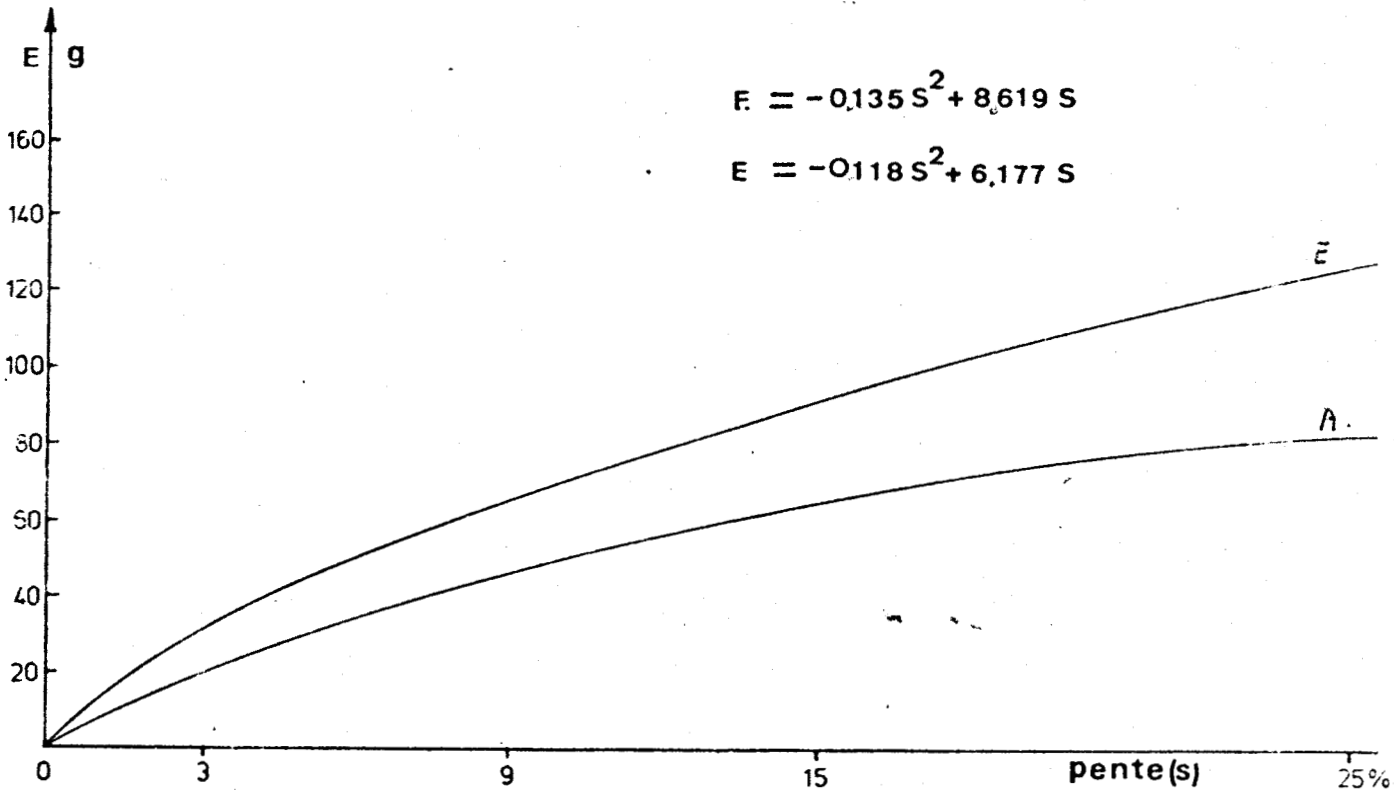
Le bilan de l'action des forces érosives est donné au tableau 22. L'érosion pour le sol Egbeda démarre plus rapidement que pour le sol Alagba.

Tableau 22 : Sol érodé par ruissellement et éclaboussure et
===== quantités d'eau obtenues par percolation et ruissellement pour le sol d'Egbeda et le sol d'Alagba.

Sol	Egbeda				Alagba			
	3	9	15	25	3	9	15	25
Taux de pente (%)								
Rractions :								
Sol érodé	33.1	63.5	98.0	131.0	22.2	48.0	62.0	89.5
Eclaboussure	198.4	211.2	218.4	271.8	212.4	260.0	313.2	398.8
Eau de ruissellement	4450	3650	3540	3450	1670	2620	2420	1160
Eau de percolation	3490	2610	4150	4920	4400	4158	5120	4850

La figure 22 donne la quantité érodée pour les deux sols en fonction du taux de pente.

Fig 22 : Quantité de sol érodé en fonction du taux de pente pour Egbeda et Alagba.



Les équations obtenues sont similaires à celles du Dr. Lal (1976) qui a travaillé sur la série de sols Egbeda au Nigéria.

Une perte de sol plus élevée avec des pentes croissantes est à prévoir. L'influence sur la formation de la croûte de surface est donnée par Michara (1952) qui a découvert que la croûte de surface devient plus épaisse sur des pentes légères. En effet par l'action des gouttes les particules de sable et celles d'argile sont séparées et l'argile peut se placer entre les agrégats non-désintégrés et imperméabiliser la surface pour l'eau d'infiltration. Sur des pentes plus fortes l'argile est transportée par l'action cinétique plus importante.

Aussi l'éclaboussure augmente avec la pente, ce qui est compréhensible car une dénudation plus intense sur des pentes plus fortes peut exposer à leur tour d'autres matériaux à l'action intense de dégradation des gouttes de pluie. Pour l'éclaboussure de sol, les équations suivantes ont été calculées : Tableau 23

Tableau 23 : Relation entre la pente et l'éclaboussure de sol.

Type de sol :	Equation	Coefficient de détermination
Egbeda	$A = 3.29 (S^X\%) + 182.1$	$d = 0.91$
Alagba	$A = 8.51 (S\%) + 185.4$	$d = 0.99$

S^X : Taux de pente en pourcent.

Les indices d'instabilité de De Leenheer et De Boodt sont respectivement de 0.69 et 1.52 pour le sol Egbeda et le sol Alagba.

Les indices d'instabilité de Henin sont respectivement de 1.10 et 2.10 pour le sol Egbeda et le sol Alagba; ce qui correspond à une éclaboussure plus importante pour Alagba (voir tableau 24). L'effet des ions polyvalents Fe et Al sur la stabilité structurale a été décrit par Edwards et Brenner (1967 a,b).

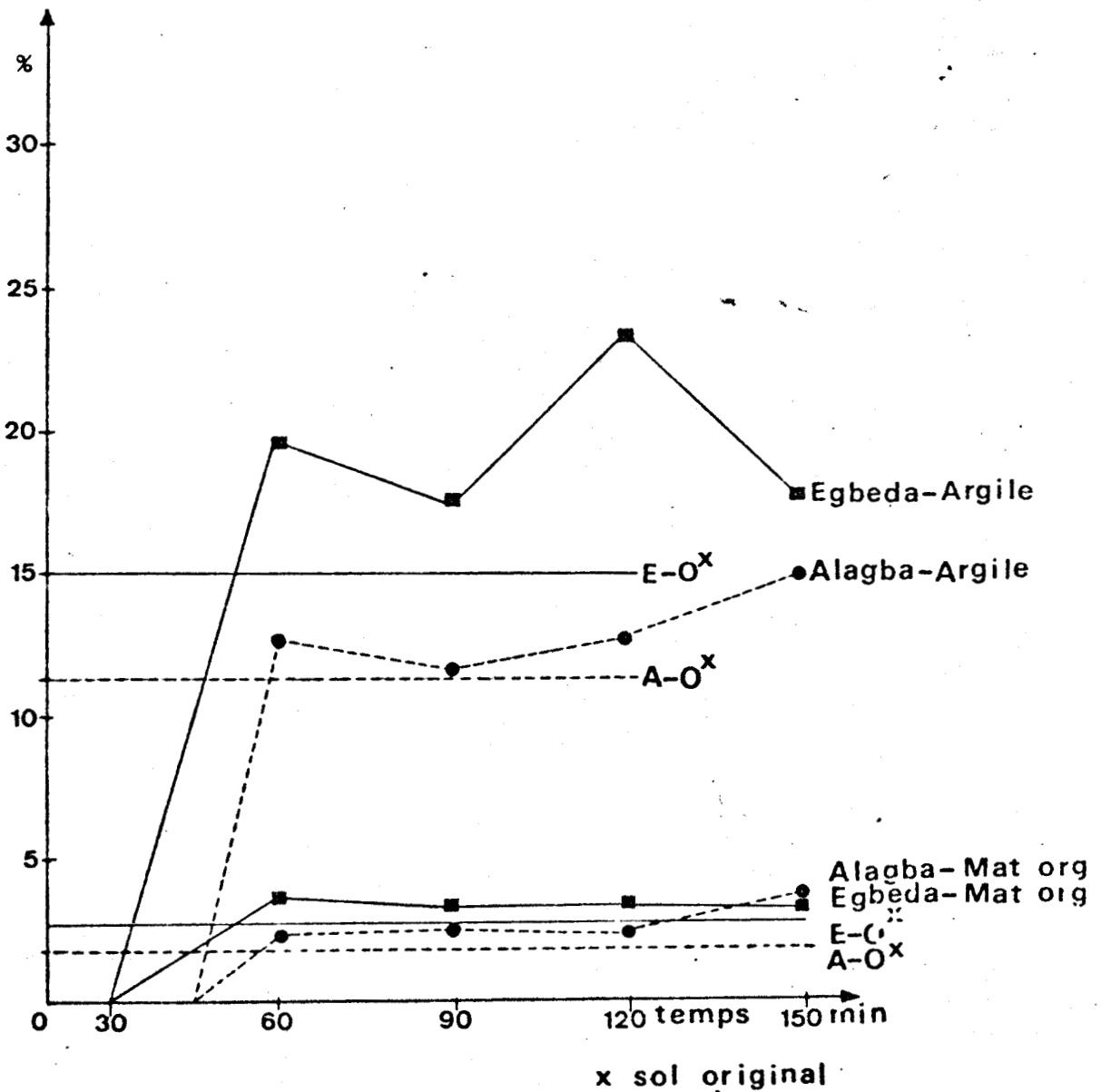
La plus grande teneur en E_2O_3 pour Egbeda ne signifie pas directement une plus grande stabilité pour ce sol par agglomération.

En effet Lal (1976) a montré que dans l'oxic paluéstalf de la même région au Nigéria que la série Egbeda, la fraction de fer consistait principalement de fer inactif pour l'agglomération des agrégats. La teneur en fer "extractible" représentait une petite fraction de la teneur en fer totale (0.0095 % pour Egbeda et 0.0062 % pour Alagba). La stabilité structurale plus élevée pour Egbeda que pour Alagba est causée principalement par la plus haute teneur en matière organique : 2.82 % contre 1.88 % pour Alagba et la teneur en argile : 15.5 % contre 11.4 %.

4.10.2.2. Comportement des substances colloïdales dans le ruissellement pour les sols d'Egbeda et d'Alagba sur une pente de 25 %.

Etant donné que c'est sur la plus forte pente (25 %) qu'on trouve le plus de matériel érodé, c'est ce dernier qui a permis toutes les analyses nécessaires pour la texture et la matière organique. Les teneurs du sol érodé pour une pente de 25 % sont établies dans la figure N° 23.

Fig 23 : Teneurs en argile et en matière organique du sol érodé en fonction du temps.

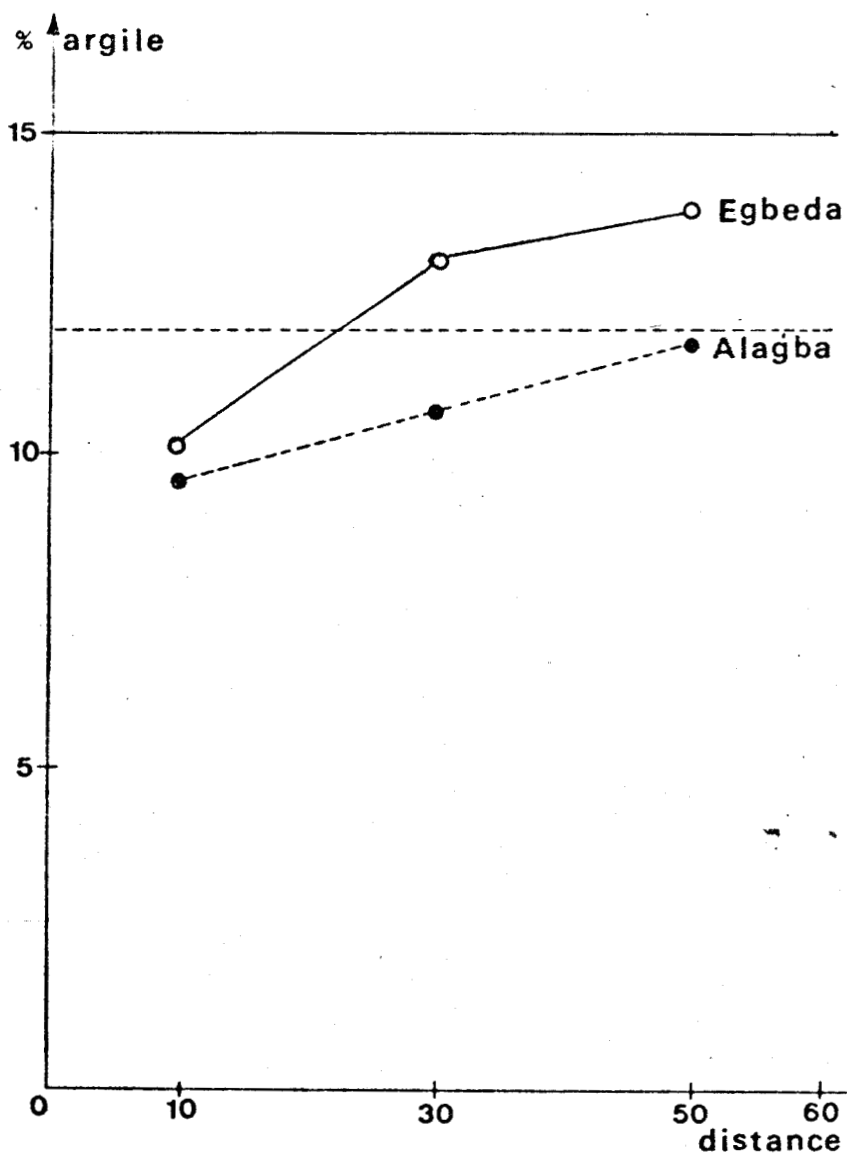


Les enrichissements en argile et en matière organique du sol érodé correspondent aux teneurs du sol original. L'enrichissement pour le sol Egbeda est plus grand, car plus d'eau de ruissellement passe sur la surface, qui entraîne préférentiellement les substances colloïdales. Pour le sol Egbeda la C.E.C. du sol érodé donnait 42 maeg/100 g (contre 5 maeg/100 g du sol original.)

L'augmentation de la C.E.C. peut être causée non seulement par la plus grande quantité en argile, mais aussi par les phosphates qui changent la densité de charge de surface (Wann et Uehara, 1978). Les quantités de sol érodé pour Alagba ne permettaient pas cette analyse complémentaire.

Après l'expérience fut effectuée l'analyse de la surface pour voir si une série de teneurs en argile s'était développée au cours de l'expérience. Les résultats sont représentés dans la figure 24.

Fig 24 : Teneurs en argile de la couche superficielle de 1 cm après l'expérience avec le simulateur de pluie.



Bien que les teneurs en argile ne soient pas aussi élevées que dans le sol original une série s'est développée pour l'Egbeda ainsi que pour l'Alagba, le dessus du récipient contenant plus d'argile. En effet, plus bas, plus d'eau de ruissellement est passée sur la surface et plus de substances colloïdales ont été entraînées et la sédimentation est pratiquement inexistante.

4.10.2.3. Erosion des éléments nutritifs.

Les pertes par érosion des éléments nutritifs sont calculées comme la différence entre les quantités érodées et les quantités dérivées de la surface non-fertilisée dans les dif-



férentes fractions du sol.

Le tableau 24 nous donne les résultats de ces expériences.

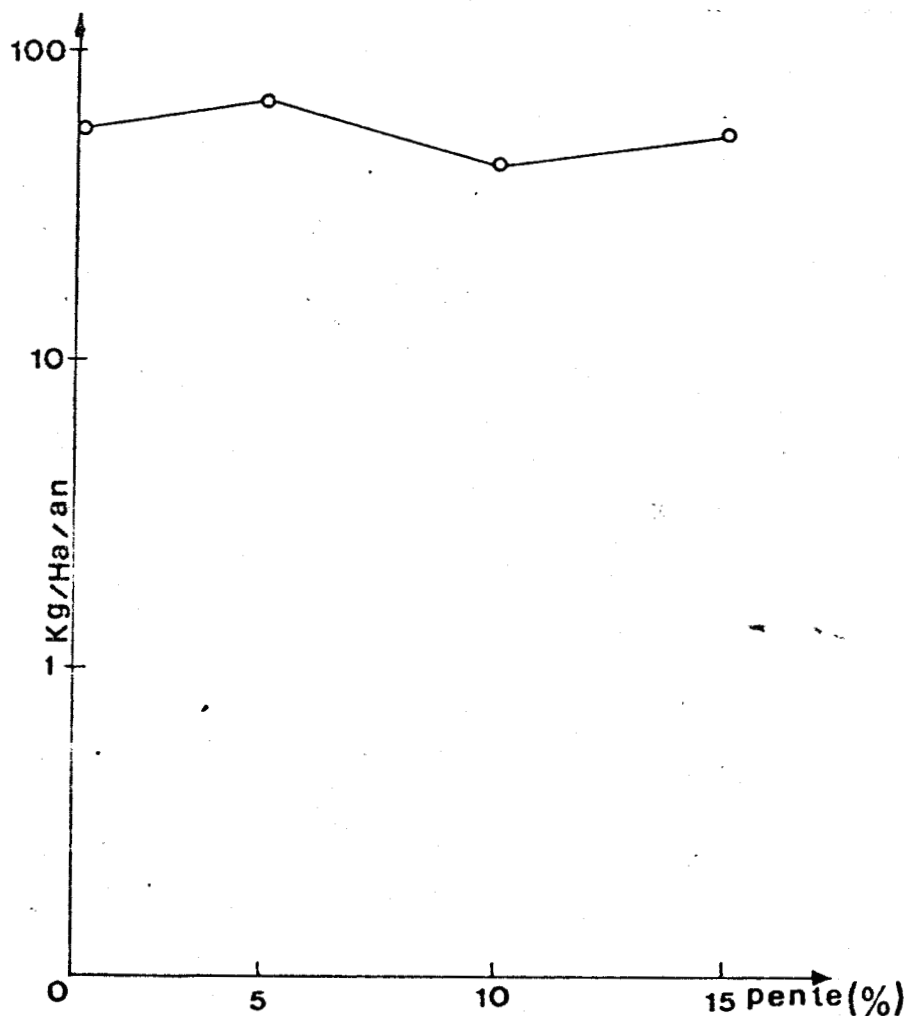
Tableau 24 : Pourcentage des engrais appliqués et retrouvés dans les différentes fractions de l'expérience avec le simulateur de pluie pour des taux de pente différents.

Fraction	Sol d'Egbeda				Sol d'Alagba			
	Taux de pente				Taux de pente			
<u>Ruissellement</u>	3	9	15	25	3	9	15	25
N-NO ₃ ⁻	1.3	0.4	0.6	0.7	0.5	0.3	0.3	0.1
N-NH ₄ ⁺	2.9	1.2	1.5	1.4	0.9	1.9	2.6	1.1
P-eau sol	3.6	3.0	3.6	2.4	1.0	1.2	2.2	0.5
P-sédim.	1.6	2.0	2.9	2.5	1.1	2.4	1.3	2.2
K-eau sol	3.5	4.4	4.3	4.3	1.9	1.4	3.4	1.3
K-sédim.	0.7	0.4	1.4	0.1	0.6	1.6	0.4	1.7
<u>Percolation</u>								
N-NO ₃ ⁻	36.4	30.0	29.1	27.1	26.7	30.0	39.2	32.5
N-NH ₄ ⁺	12.4	19.6	13.9	32.4	4.4	7.9	15.2	26.9
P	9.6	4.7	3.8	14.9	16.9	21.6	19.9	19.5
K	9.7	13.8	19.9	23.7	2.8	4.7	5.5	5.0
<u>Eclaboussure</u>								
N-NO ₃ ⁻	1.9	3.0	1.1	0.6	0.8	0.3	1.1	1.3
N-NH ₄ ⁺	1.2	0.7	8.7	5.6	2.9	1.3	2.3	5.9
P total ^x	4.6	3.6	3.1	2.5	3.4	7.6	10.4	6.2
K total ^x	4.0	4.7	3.6	3.7	5.7	6.4	8.0	4.4

x lié au sédiment

En général il n'y a pas de relation entre le degré de pente et les quantités des engrais liés aux sédiment ou dans l'eau de ruissellement, ce qui est conforme aux résultats obtenus par Lal (1976) au Nigéria.

La perte moyenne par érosion (par an) des éléments nutritifs était 54.6 kg ($\text{NO}_3\text{-N} + \text{PO}_4\text{-P} + \text{K} + \text{Ca} + \text{Mg}$) par hectare et la fluctuation en fonction du degré de pente est donné à la figure 25.



En comparant les deux sols le pourcentage significatif des différences est donné dans le tableau 26, qui donne aussi la relation entre les quantités de l'eau de ruissellement et les pourcentages des éléments perdus par ruissellement.

Tableau 25 : Différences entre les deux sols, concernant éléments nutritifs dans toutes les fractions.

% significatif des différences			Corrélation entre les pertes (%) et quantité de l'eau (ml)		d^x
Fraction	Ruisel.	Percol.	Eclabous.		
Elément					
N-NO ₃ ⁻	12.4	72.4	77.9	% N-NO ₃ ⁻ ruis. (A) = 0.00021 (ml) - 0.137	0.46
N-NH ₄ ⁺	17.2	59.1	32.7	% N-NH ₄ ⁺ ruis. (A) = 0.00033 (ml) + 0.697	0.26
P-eau sol	99.4	99.7	-	% P ruis. (A) = 0.00084 (ml) - 0.379	0.62
K-eau sol	99.3	98.0	-	% K ruis. (A) = 0.00085 (ml) + 0.728	0.72
P-sédiment	73.1	-	93.6		
K-sédiment	63.1	-	96.4		

d^x Coefficient de détermination.

(A) % de l'élément dans la fraction aqueuse du ruissellement.

Les différences les plus importantes se retrouvent dans le ruissellement et dans l'éclaboussure pour P et K. En effet les pertes d'Egheda > Alagba pour le ruissellement et Alagba > Egheda pour l'éclaboussure de P et K. Les différences sont certainement causées pour une grande partie par les différentes quantités d'eau de ruissellement et d'éclaboussure.

Lorsqu'on compare les quantités de phosphates solubles dans l'eau retrouvées dans l'eau d'infiltration, les quantités moyennes totales sont les suivantes : Egheda 11.4 % et Alagba 19.5 %. Ce qui est conforme aux teneurs de Fe_2O_3 qui sont de 3.39 % pour Egheda et 2.20 % pour Alagba et à la plus grande infiltration du sol d'Alagba. Les principes d'adsorption des phosphates comme discutés dans chap. 4.6.3. sont aussi valables dans ce cas: la plus grande teneur en Fe_2O_3 donne la plus petite quantité de phosphates solubles. Les différences en K soluble par percolation (15,5 % pour Egheda contre 4.5 % pour Alagba) sont causées par la capacité d'échange plus élevée d'Egheda (6.0 maeg/100 g contre 5.0 maeg/100 g de sol), ce qui est conforme aux résultats de Jackson et al. (1975) qui ont trouvé une plus grande teneur en potasse soluble et échangeable quand le C.E.C. était plus élevé.

De plus la teneur en potasse d'Egheda : 3.5 maeg/100 g était plus élevée que pour Alagba : 0.6 maeg/100 g et l'échange avec les ions de NH_4^+ contenu dans les engrais pousse plus de potasse, dans la solution pour Egheda que pour Alagba quand l'eau chargée d'ammonium passe dans le sol.

4.11. Bilan d'érosion des engrais dans les différentes fractions, comme déterminée par l'intensité et/ ou l'énergie de la pluie.

Suivant Lal (1977) l'érodibilité par la pluie est fonction de l'énergie cinétique et/ou du moment de l'averse qui est déterminée par l'intensité, la distribution de grandeur des gouttes, la vitesse terminale et la vitesse du vent. Quand cette pluie tombe sur la terre deux processus se produisent: le détachement et la transportation des particules de sol (Ellison, 1947) par éclaboussure et/ ou ruissellement. Des relations différentes ont été établies pour le rapport entre les pertes de sol et l'érodibilité par la pluie. Kowal et Kassam (1976) ont employé la quantité de pluie totale. Wischmeyer et al. (1958) ont employé l'énergie cinétique multipliée par l'intensité maximale pendant 30 minutes et Fournier (1967) a établi un coefficient climatique qui était le rapport entre le carré de la pluie moyenne au cours du mois le plus humide et la pluviosité annuelle. Aina, Lal et Taylor (1976) ont recommandé l'emploi de l'indice AIM qui est la multiplication de la quantité de pluie pendant l'averse par l'intensité maximale pendant des intervalles bien définis.

Les pertes par éclaboussure et érosion en fonction des caractéristiques de la pluie ont été étudiées par des auteurs différents, mais l'érosion des engrais minéraux est beaucoup moins connue bien que des auteurs comme Burwell et al. (1975) aient montré que les quantités d'eau et de sédiment sont des facteurs importants pour l'estimation de l'érosion des éléments nutritifs. Langdale et al. (1979) ont aussi trouvé des corrélations significatives entre l'érosion de NH_4^+ et de NO_3^- et les quantités d'eau et de sédiment pour deux bassins aux Etats-Unis. Ces relations ont été employées pour prédire la perte des engrais en fonction des quantités d'eau de ruissellement et l'érosion du sol.

Une première caractéristique de la pluie, c.-à-d. la durée et l'érosion des éléments nutritifs en fonction de ce paramètre, a été suffisamment décrite dans les chapitres précédents, mais l'écoulement en fonction de l'intensité est moins connue. C'est pour cette raison qu'a été faite la présente étude.

4.11.1. Conditions de l'expérience.

Trois sols furent employés dans cette expérience: le sol sable limoneux de Melden, le sol limoneux de Burst et le sol argile sableuse d'Eggewaerts. La fraction placée dans les récipients était de 1 - 2.83 mm, la pente de 25% et les intensités de pluies constantes de: 15, 20, 30, 35 et 40 mm par heure pendant une heure. Cette durée fut choisie parce que le sol relativement stable de Melden donnait de l'érosion par ruissellement.

Des récipients de 20 x 50 cm furent employés et fertilisés sur la surface du sol avec 200 - 200 - 200 kg/ha de NPK et le N sous forme de nitrate. Après une heure les échantillons furent prélevés et analysés.

4.11.2. Résultats et discussion.

4.11.2.1. Erosion par ruissellement.

Les résultats pour les pertes de sol et d'eau en fonction de l'énergie cinétique calculée sont représentés au tableau N° 26 et à la figure 26.

Tableau 26 : Relations entre l'érosion de sol, le ruisselle-
=====
ment, l'intensité et l'énergie de la pluie.

	A (grammes), I	d	R (ml)	d
Melden	$A=0.12I-1.49$	0.98^{xx}	$R=5.71I - 50.28$	0.96^x
Eggewaerts	$A=8.96I-113.99$	0.98^{xx}	$R=72.8I - 782.79$	0.99^{xx}
Burst	$A=10.04I-118.4$	0.99^{xx}	$R=66.98I - 445.35$	0.99^{xx}

I: intensité de la pluie en mm/heure.

L'éclaboussure sur la pente de 25% en fonction de l'intensité est donnée au tableau 27. L'ordre des pertes de sol par éclaboussure est: Melden > Eggewaerts > Burst; ce qui est conforme au tableau 10 dans lequel la pente était de 33% et l'intensité de 30 mm par heure. Ces équations des pertes de sol par éclaboussure en fonction de l'intensité de la pluie sont données au tableau 27.

Tableau 27:

Sol	Relation I (mm/heure) - éclaboussure(g) d	
sable limoneux	$S = 4.67 I - 66.74$	0.99 ^{xx}
argile sableuse	$S = 4.03 I - 43.64$	0.99 ^{xx}
limon	$S = 3.92 I - 51.28$	0.99 ^{xx}

La conclusion est qu'il existe une relation linéaire entre l'intensité/l'énergie de la pluie et l'eau de ruissellement, le sol érodé par ruissellement et par éclaboussure. Ceci est représenté dans la figure 26 et le tableau

Fig 26: Sol érodé en fonction de l'intensité de la pluie.

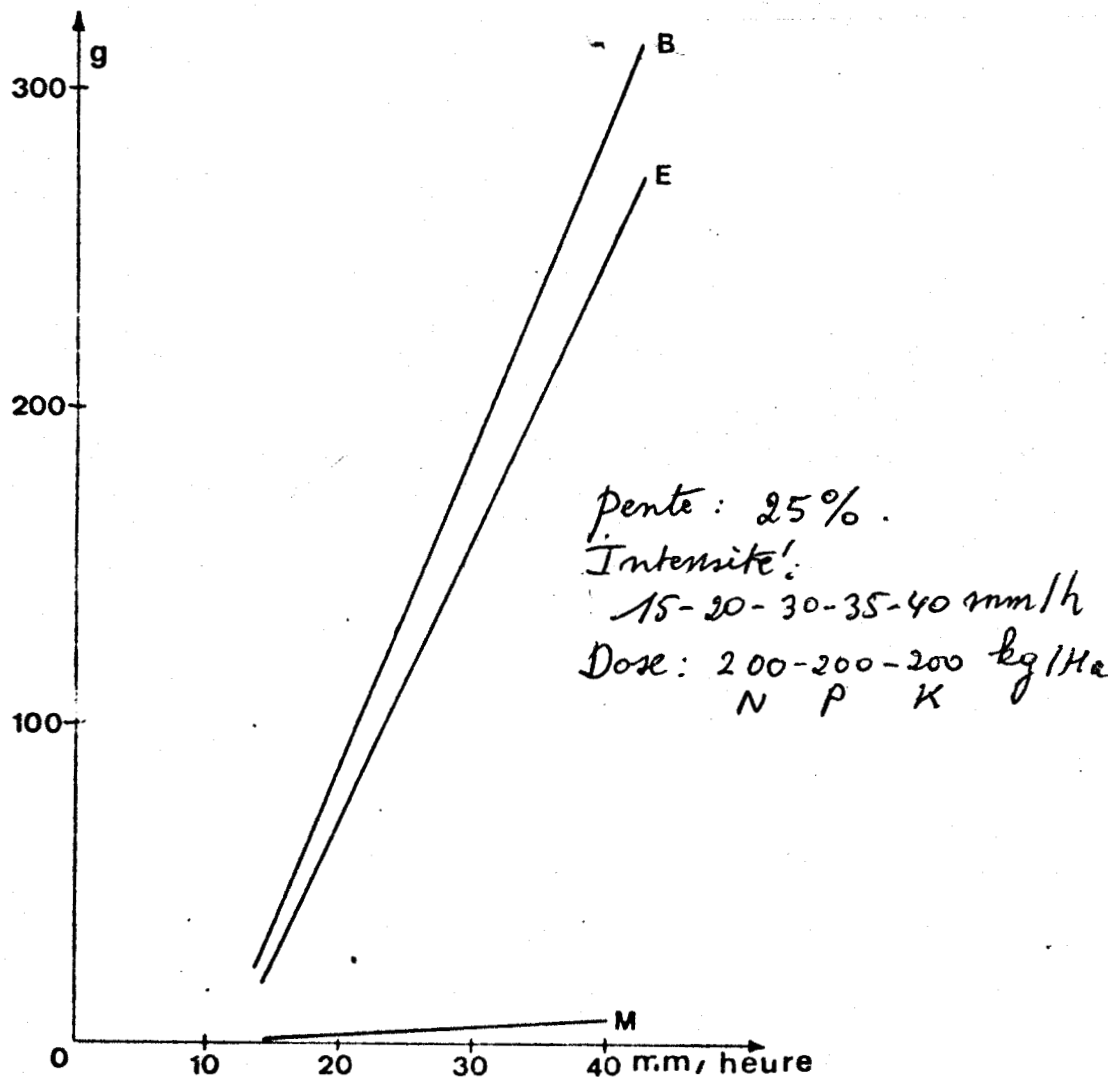
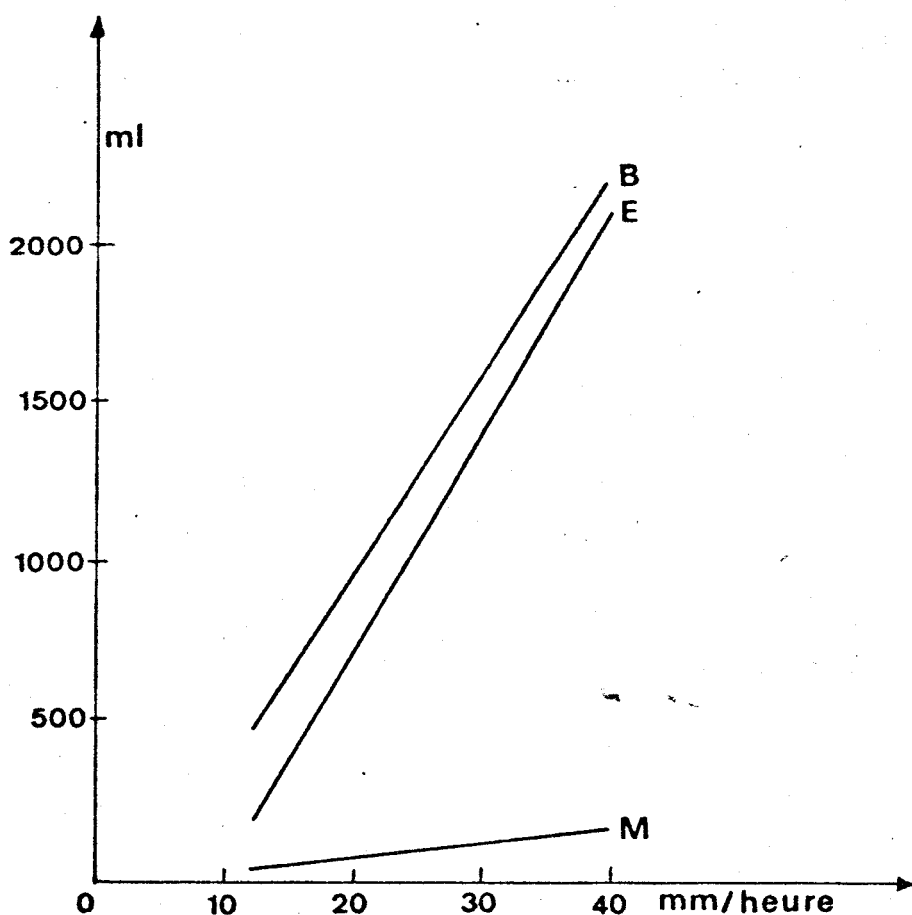


Fig 27 : Eau de ruissellement en fonction de l'intensité de la pluie.



4.11.2.2. Erosion des engrais et éléments nutritifs en fonction de l'intensité/l'énergie de la pluie.

Afin de simplifier, seulement les relations entre l'érosion des éléments nutritifs et l'intensité de la pluie ont été établies. La relation pour cinq intensités différentes est représentée au tableaux 28, 29 et 30 et au figures 28, 29 et 30. Avec le simulateur de pluie, la relation trouvée au laboratoire entre l'intensité et l'énergie de la pluie était la suivante: $E \text{ (joules/m}^2 \cdot \text{heure)} = 21.01 I \text{ (mm/heure)}^{5.16}$ (Gabriels, 197) avec un coefficient de détermination $d = 0.99$, ce qui permet d'employer l'intensité comme variable de la pluie. Il suffit donc de mesurer l'intensité de la pluie dans chaque expérience. Cette relation linéaire n'existe pas toujours sur le terrain.



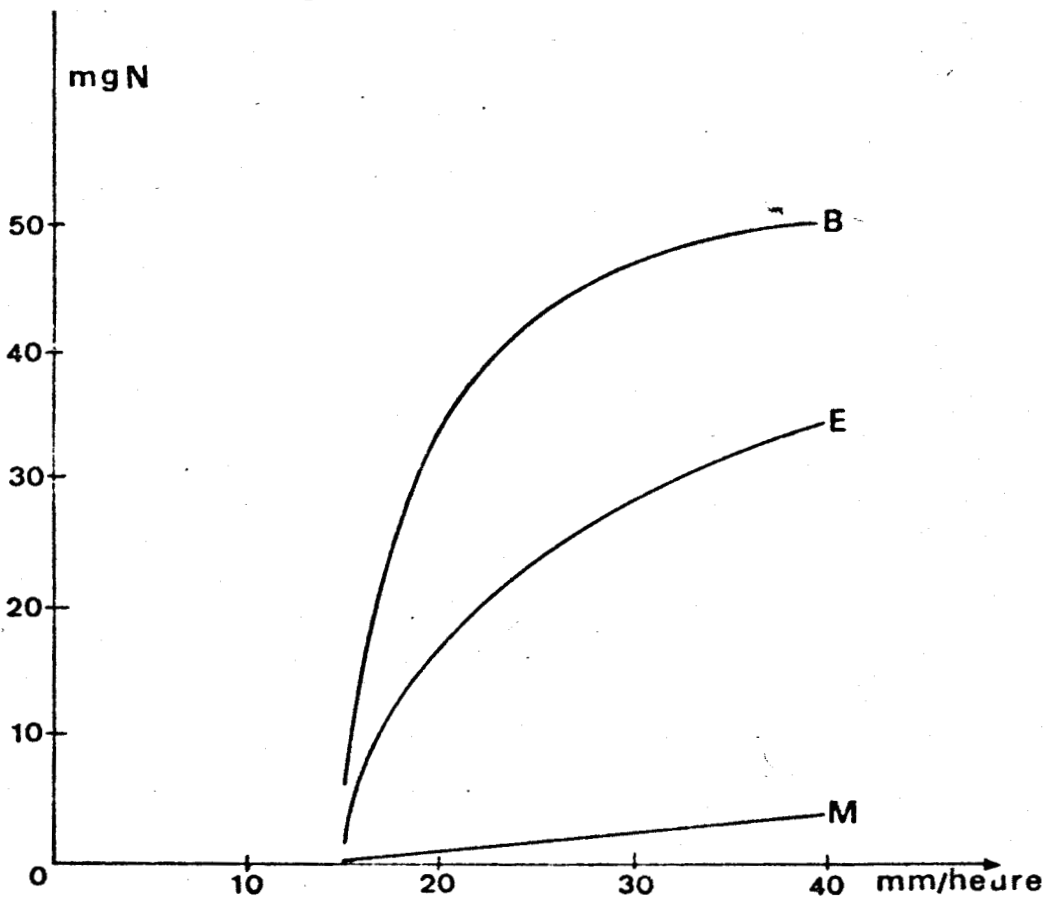
4.11.2.2.1. Erosion des nitrates par l'eau de ruissellement.

Après une heure de pluie les différentes fractions ont été prélevées et analysées pour le total des nitrates. Les résultats sont représentés à la figure 28 et au tableau 28.

Tableau 28

	Relations	d
Nitrates solubles	$N_E = -50.76 + 4.51I - 0.06I^2$	0.98^x
dans l'eau	$N_E = -83.37 + 7.73I - 0.11I^2$	0.96^x
	$N_M = -1.91 + 0.20I - 0.0067I^2$	0.95^x

Fig 28 : Quantités de nitrates dans l'eau de ruissellement après une heure de pluie pour les différentes intensités de pluie.



R: ruissellement

W: eau soluble

E: Eggewaerts argile sableuse

E: Burst limon

M: Melden sable limoneux

Pour les nitrates, il existe une relation avec la quantité d'eau de ruissellement. Le sol de Eurst donne la plus grande perte d'eau par ruissellement et manifeste la plus grande quantité de nitrates perdus par érosion. Quand tous les nitrates sont érodés par une intensité de 40 mm par heure les courbes deviennent plus horizontales, ce qui est exprimé par une relation parabolique (fig 29).

Les quantités de nitrates dans l'eau de ruissellement sont fonction de la quantité d'eau qui passe sur les agrégats.

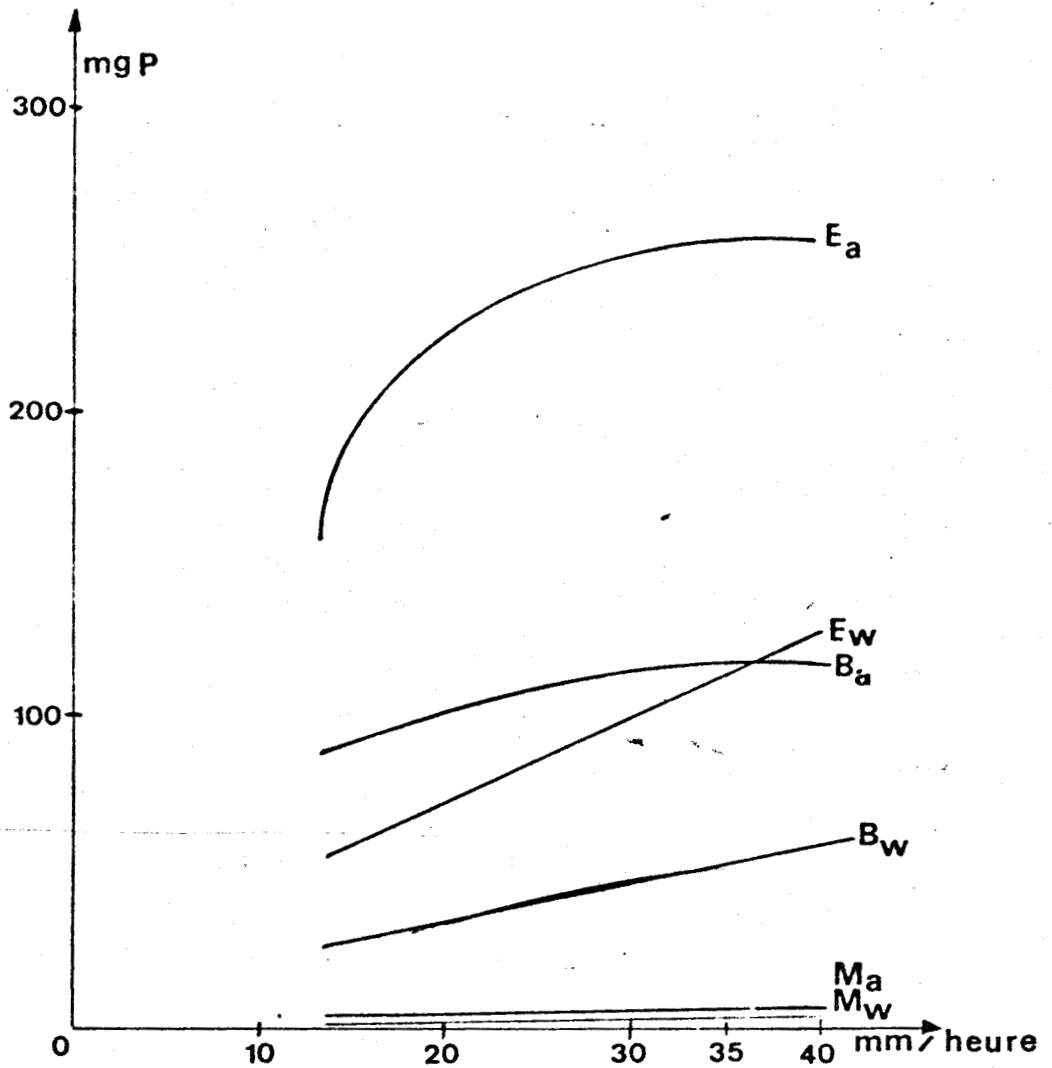
4.11.2.2.2. Erosion des phosphates en fonction de l'énergie de la pluie.

L'érosion des phosphates avec des intensités élevées est limitée par la quantité d'argile qui est érodée. En effet, quand le matériel érodé augmente pour une intensité plus élevée, les fractions de sable et limon augmentent elles - aussi.

Tableau 29 : Relation entre les quantités de phosphates perdues par érosion et l'intensité de la pluie.

Fractions (mg)	Relation avec l'intensité (mm/heure)	d
phosphates solubles dans l'eau	$P_E = 2.68I + 17.46$	0.99^{xx}
	$P_B = 1.07I + 10.52$	0.92^x
	$P_M = 0.01I + 1.33$	0.66
phosphates extrac- tibles $NH_4AC - pH = 4.67$	$P_B = 57.15 + 2.71I - 0.03 I^2$	0.97^x
	$P_E = -33.73 + 17.19I - 0.25I^2$	0.93^x
	$P_M = 6.25 + 0.02I - 0.0020I^2$	0.81

Fig 29 : Quantités de phosphates (solubles et extractibles) perdues par érosion en fonction de l'intensité de la pluie.



E : Eggewaerts argile sableuse a : extractibles avec l'acétate d'ammonium
E : Burst limon
M : Melden sable limoneux w : soluble dans l'eau
R : ruissellement

Pour les trois sols l'intensité de la pluie a la plus grande influence sur l'érosion du phosphate extractible pour le sol d'Eggewaerts qui contient la plus grande quantité de phosphate échangeable : 266.5 ppm contre 5.1 pour Burst.



Bien que les quantités de sol érodé soient inférieures pour Eggewaerts, les pertes par érosion sont plus élevées que pour Burst à cause de la plus grande teneur en P échangeable et la plus faible teneur en calcium, qui rend les phosphates ajoutés moins solubles. Le sol de Melden présente des pertes inférieures à cause de la quantité de sol érodé qui était très petite et de l'infiltration élevée.

La relation entre les phosphates extractibles et la quantité de sédiment est la suivante: tableau 30.

Tableau 30 :

=====

Sol	phosphates extractibles (Pa) - Sédiment(g) d		
Melden	$Pa = 6.12 + 0.12 (\text{séd}) - 0.27 (\text{séd})^2$		0.86
Eggewaerts	$Pa = 142.45 + 1.22 (\text{séd}) - 0.03 (\text{séd})^2$		0.94
Burst	$Pa = 84.53 + 0.20 (\text{séd}) - 0.0003 (\text{séd})^2$		0.97 ^x

Seule la relation parabolique entre les phosphates et la quantité de sédiment de ruissellement pour Burst est significative.

Dans une étude de simulation de pluie sur des récipients de 122 x 30.4 cm avec trois sols fertilisés de l'Ohio avec différentes pentes et intensités de pluie Munn et al. (1973) ont trouvé un coefficient de corrélation de $r = 0.997$ entre les quantités de sol érodé et le P total affecté par l'érosion.

4.11.2.2.3. Erosion de potasse en fonction de l'énergie de la pluie.

La quantité de potasse érodée augmente avec l'intensité de la pluie. Il existe une relation parabolique (voir figure 31).

Tableau 31 : Quantités de potasse dans l'eau de ruissellement
===== et potasse extractible totale sur le sédiment en
fonction de l'énergie de la pluie.

	Relation	d
potasse soluble dans l'eau	$K_E = 6.98I - 0.57$	0.92 ^x
	$K_B = 3.88I + 12.21$	0.92 ^x
	$K_M = 0.19I - 0.98$	0.85
potasse extractible NH ₄ AC-, pH = 4.67	$K_B = - 33.05 + 11.8 I - 0.12 I^2$	0.99 ^{xx}
	$K_E = -443.22 + 42.4 I - 0.58 I^2$	0.97 ^x
	$K_M = - 3.31 + 0.54 I - 0.006 I^2$	0.96

Le sol sable limoneux de Melden montre plus de variations car les quantités des éléments nutritifs érodées sont plus petites.

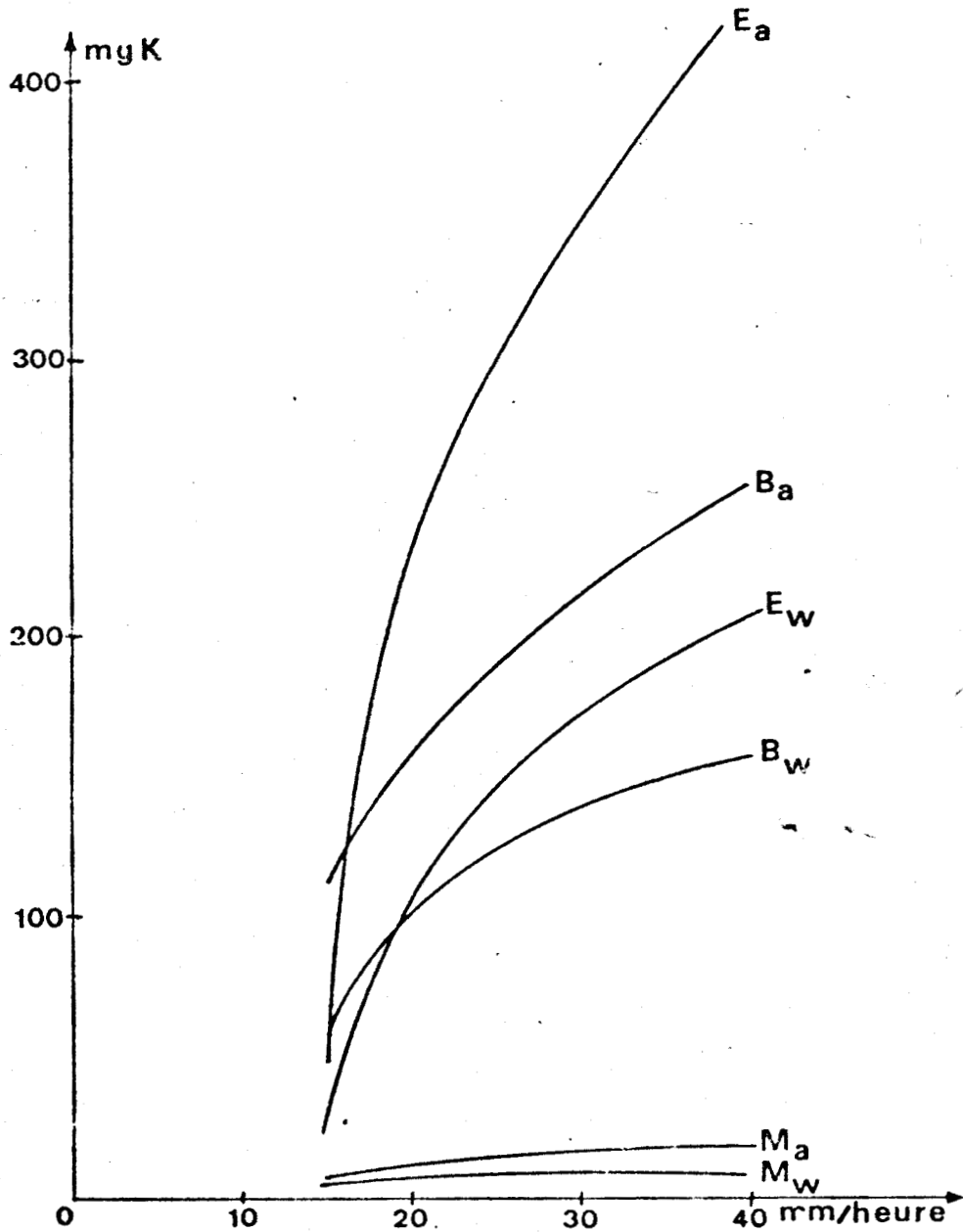
Pour les trois sols la corrélation entre la potasse extractible et la quantité de sédiment est donné au tableau 32

Tableau 32 :
=====

Sol	potasse extractible (Ka) -Sédiment (séd,g)	d
Melden	$Ka = 2.85 + 2.52 (\text{séd}) - 0.28 (\text{séd})^2$	0.96 ^x
Eggewaerts	$Ka = 5.17 + 3.39 (\text{séd}) - 0.007 (\text{séd})^2$	0.97 ^x
Burst	$Ka = 87.59 + 0.95 (\text{séd}) - 0.001 (\text{séd})^2$	0.98 ^{xx}

Il y a une relation significative entre la potasse et la quantité du sédiment pour les trois sols.

Fig 30 : Quantité de potasse érodée en fonction de l'intensité de la pluie.



E : Eggewaerts argile sableuse W : soluble dans l'eau
B : Burst limon R : ruissellement
M : Melden sable limoneux a : extractible avec de l'acétate d'ammonium

4.11.2.3. Eclaboussure des éléments nutritifs en fonction de l'intensité de la pluie.

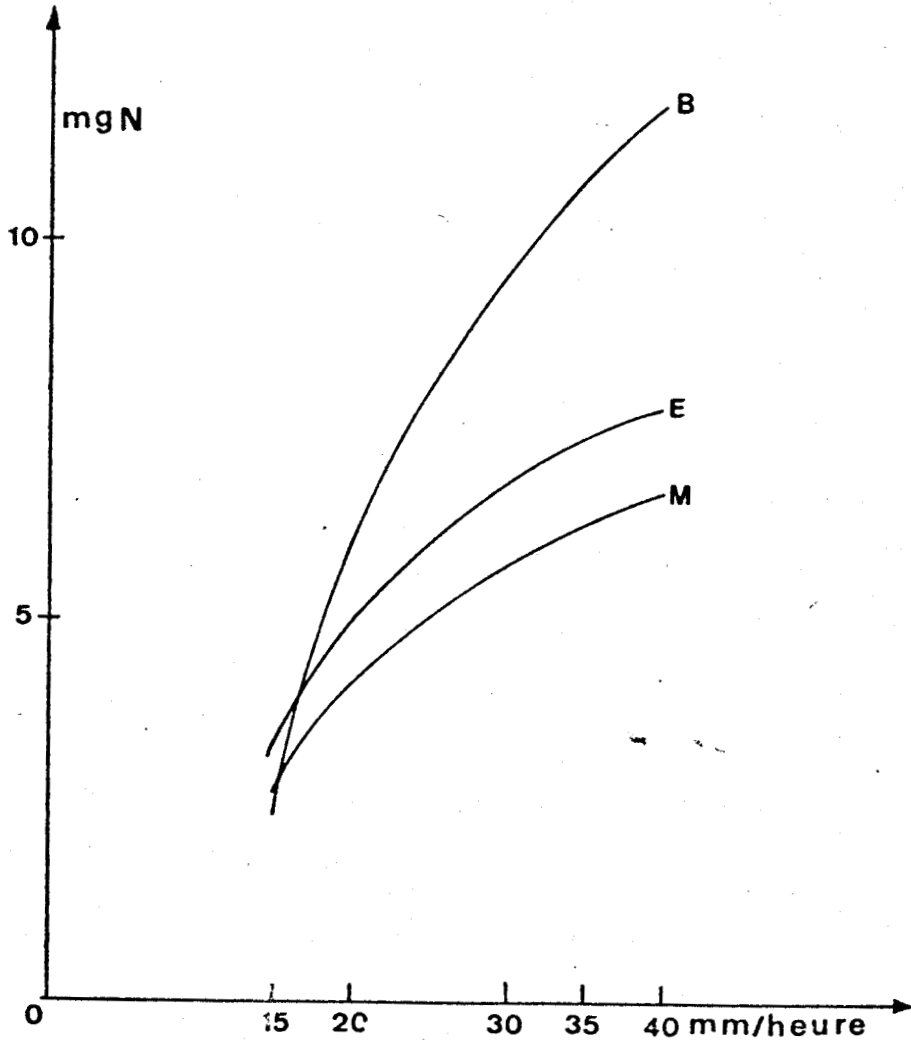
1. Eclaboussure de nitrate.

L'éclaboussure de nitrate est la plus élevée pour le sol limoneux de Eurst. En effet pour ce sol, l'érosion commence la première et une grande partie est perdue au début bien que les quantités érodées ne soient pas élevées (11.8 mg pour le sol limoneux sous une intensité de 40 mm par heure). Les relations entre les quantités perdues et l'intensité sont données au tableau 33 et dans la figure 34.

Tableau 33 : Pertes de $N-NO_3^-$ par éclaboussure en fonction
===== de l'intensité de la pluie.

Sol	Pertes par éclaboussure (mg) = S	d
limon	$S = - 9.48 + 0.96I - 0.01I^2$	0.99 ^{xx}
argile sableuse	$S = - 3.55 + 0.56I - 0.01I^2$	0.99 ^{xx}
sable limoneux	$S = - 1.92 + 0.37I - 0.004I^2$	0.99 ^{xx}

Fig 31 : Relation entre les pertes de N-NO_3^- par éclaboussure et l'intensité de la pluie.



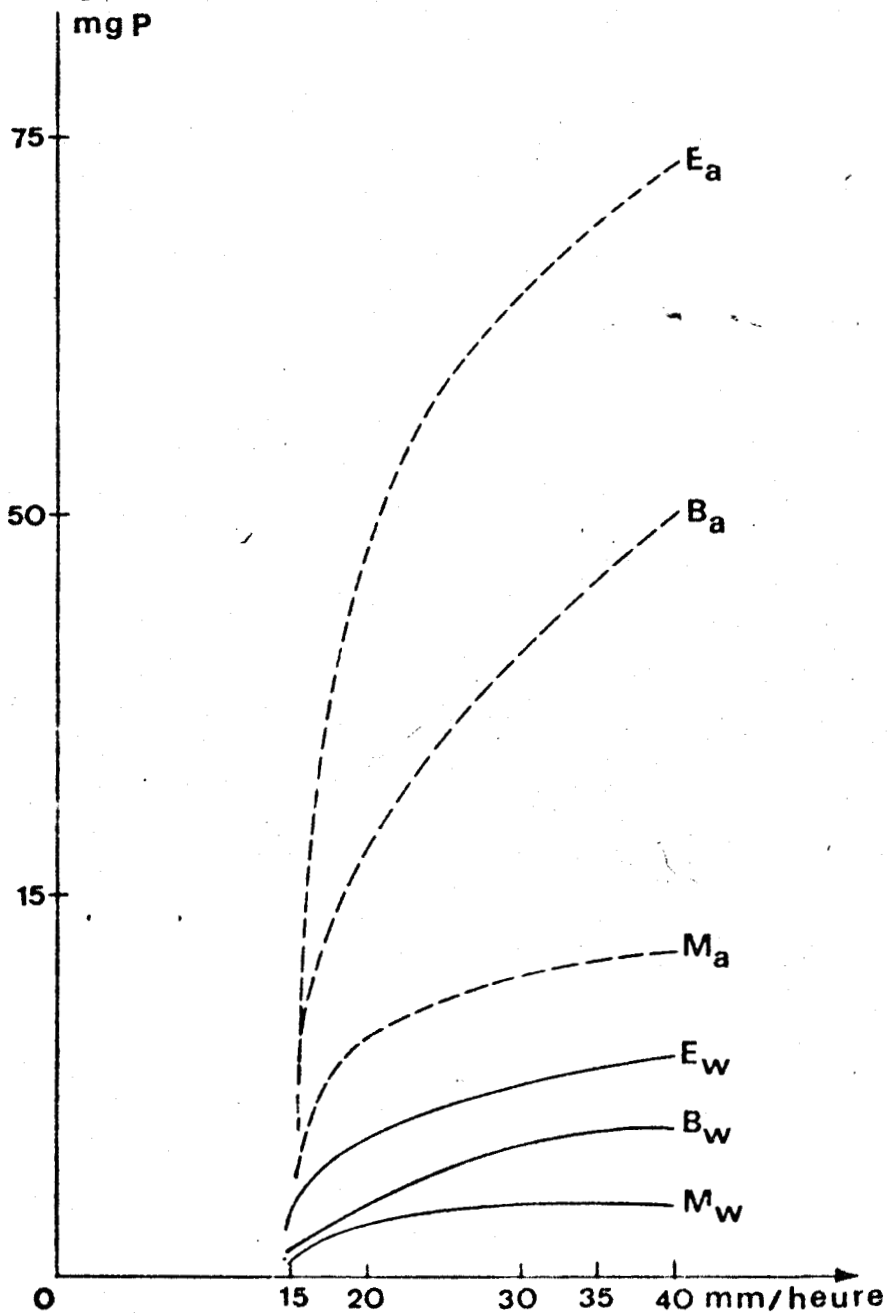
2. Eclaboussure de phosphate.

L'éclaboussure du phosphate en fonction de l'intensité de la pluie est donnée au tableau 34 et à la figure 32.

Tableau 34 .
=====

Sol	Fraction	Relation	d
limon	extractible	$P = -9.05 + 0.89I - 0.01I^2$	0.99^{xx}
	soluble dans l'eau	$P = -45.05 + 4.05I - 0.63I^2$	0.98^x
argile sableuse	extractible	$P = -12.32 + 1.37I - 0.18I^2$	0.94^x
	soluble dans l'eau	$P = -106.34 + 10.40I - 0.15I^2$	0.99^x
sable limoneux	extractible	$P = -7.09 + 0.78I - 0.04I^2$	0.93
	soluble dans l'eau	$P = -19.56 + 2.85I - 0.04I^2$	0.60

Fig 32 : Eclaboussure de phosphate en fonction de l'intensité de la pluie.



Le tableau 34 et la figure 32 nous montrent que les pertes de phosphates par éclaboussure sont plus grandes pour le sol d'Eggewaerts que pour le sol de Burst et le sol de Melden. Il existe une série identique à celle pour les pertes par ruissellement.

3. Eclaboussure de potasse.

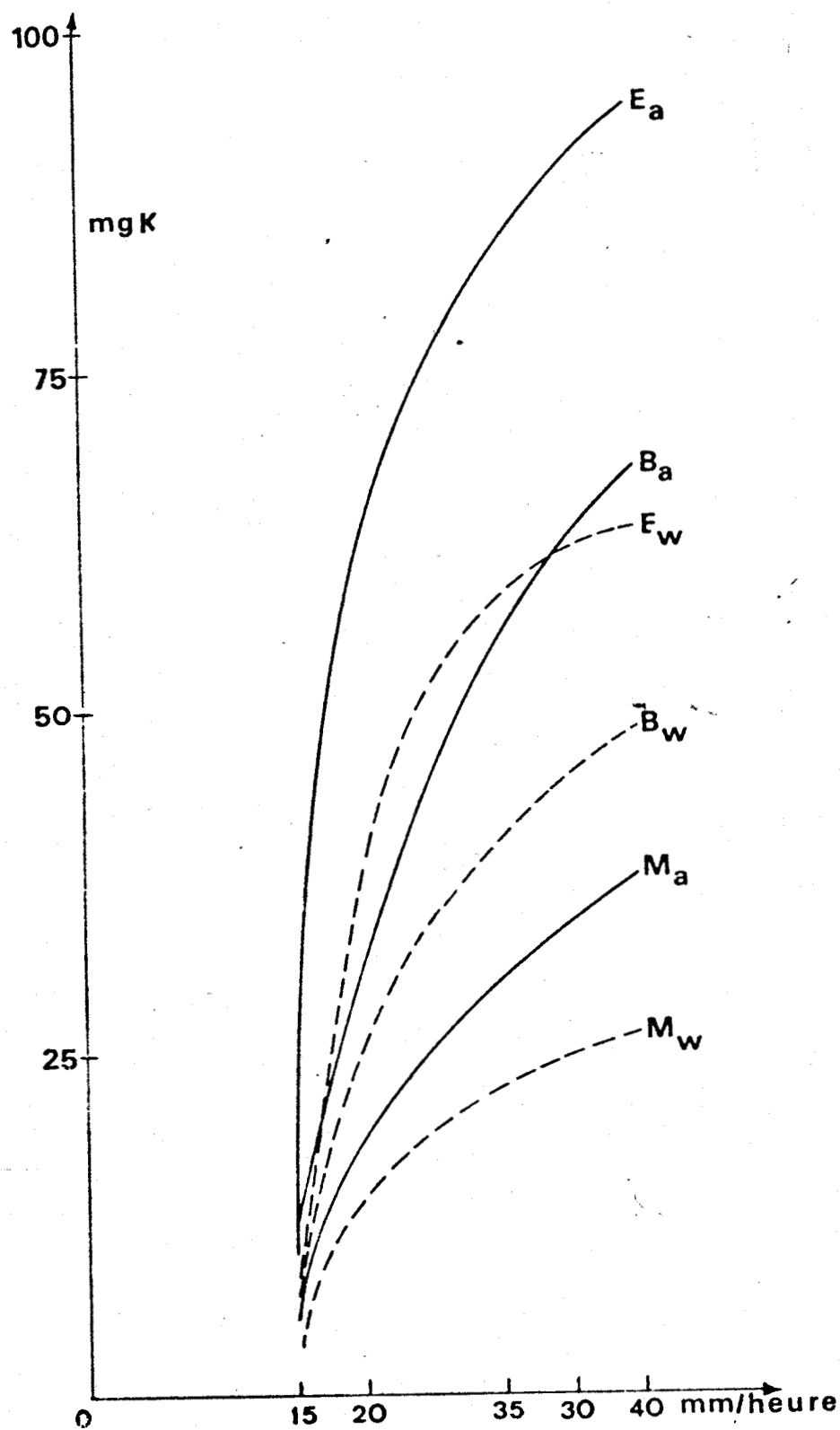
L'éclaboussure de potasse en fonction de l'intensité de la pluie est donnée au tableau 35 et dans la figure 33.

Tableau 35.
=====

Sol	Fraction	Relation	d
limon	soluble dans l'eau	$K = -63.99 + 6.02I - 0.67I^2$	0.99^{xx}
	extractible	$K = -47.13 + 4.57I - 0.05I^2$	0.98^{xx}
argile sableuse	soluble dans l'eau	$K = -132.90 + 12.04I - 0.18I^2$	0.95^x
	extractible	$K = -104.17 + 9.53I - 0.14I^2$	0.96^x
sable limoneux	soluble dans l'eau	$K = -37.11 + 3.58I - 0.04I^2$	0.99^x
	extractible	$K = -34.39 + 3.22I - 0.04I^2$	0.98^x

On trouve la même séquence que pour l'érosion par ruissellement.

Fig 33 : Relation entre l'éclaboussure de potasse et l'intensité de la pluie.



En observant les quantités de potasse érodibles par écla-
boussure on obtient la même image que pour le ruissel-
lement.

Une caractéristique très importante de l'érosion est
le rapport entre les quantités des éléments extractibles
perdus par ruissellement du sol et ceux perdus par écla-
boussure. Les rapports sont donnés au tableau .

Tableau 36 : Rapport érosion/éclaboussure pour les trois
===== sols à des intensités différentes.

Sol	Phosphates				
	Intensités				
	15	20	30	35	40
Limon	7.70	3.33	2.57	2.43	2.34
Argile sableuse	16.07	4.31	3.75	3.67	3.51
Sable limoneux	0.91	0.36	0.24	0.24	0.17

Sol	Potasse				
	15	20	30	35	40
Limon	11.5	5.32	3.62	3.83	3.76
Argile sableuse	4.23	3.87	4.09	4.26	4.69
Sable limoneux	0.52	0.29	0.23	0.21	0.22

Sol	x Nitrates				
	15	20	30	35	40
Limon	1.70	5.69	4.94	4.46	4.36
Argile sableuse	0.52	3.43	4.18	4.21	4.24
Sable limoneux	0.07	0.22	0.38	0.40	0.73

En ce qui concerne les phosphates, les pertes par écla-
boussure ont tendance à devenir plus importantes à des in-
tensités élevées. Pour Eggewaerts et Eurst l'érosion par
ruissellement est plus importante que celle par écla-
boussure. Par contre, pour le sol sable limoneux de Melden qui produit
une quantité de sédiment de ruissellement beaucoup moins
élevée, l'éclaboussure de phosphate est plus importante
que l'érosion par ruissellement.

Pour la potasse et le nitrate le rapport pour les intensités élevées est en général supérieur à celui pour le phosphate car ces éléments sont plus solubles dans l'eau ce qui implique des pertes élevées par l'eau de ruissellement.

4.12. Emploi de méthodes isotopiques pour déterminer l'érosion des éléments nutritifs.

4.12.1. Introduction.

Dans des essais conventionnels les pertes des éléments nutritifs sont estimées par différence entre les quantités totales perdues par érosion et les quantités érodées sur le blanc. Les pertes des éléments nutritifs sont estimées dans les trois fractions: le ruissellement, la percolation et l'éclaboussure.

En effet dans les méthodes conventionnelles on a besoin de deux séries de récipients, la première série avec engrais et l'autre sans fertilisation. Avec les méthodes isotopiques il est possible d'estimer dans une opération la quantité des éléments nutritifs venant des engrais et du sol. On peut s'attendre à ce que la seconde méthode donne des erreurs plus petites parce qu'une série de récipients doit être employée.

Pour comparer les deux méthodes la potasse K^{42} a été choisie pour sa courte demi-vie (12 heures) et parce que cet élément prend une position intermédiaire entre les nitrates et les phosphates (Vanden Berghe et De Boodt, 1979).

Dans ces expériences la pente était de 9%, la surface érodable de 1400 cm^2 ($27 \times 51.8 \text{ cm}$) et l'intensité et la durée de la pluie respectivement de 50 mm/heure pendant deux heures.

Les essais ont été effectués sur trois sols : le sol sable limoneux de Melden, limon de Burst et argile sableuse d'Eggewaerts.

La dose des engrais était équivalente à 100 kg/ha de potasse (K) sous forme de KCl, ajoutée par pipette et séchée pendant 24 heures.

La composition des agrégats est donnée dans le tableau 37.

Tableau 37 : Distribution des agrégats (classes < 8mm) pour les
===== trois sols.

Classes (mm)	Sable limoneux (Melden)	Argile sableuse (Eggewaerts)	Limon (Burst)
0-1	44.8	32.8	45.6
1-2	15.5	9.9	16.3
2-5	25.8	29.2	26.9
5-8	17.5	24.5	11.4

Après l'application de la pluie, les différentes fractions (ruissellement, percolation et éclaboussure) ont été extraites avec de l'acétate d'ammonium pH = 4,67 ajouté sous forme solide à la suspension. Le pH de cette suspension était ajusté à 4,67 et l'échantillon secoué pendant une demi-heure.

Après filtration, la radioactivité était estimée avec le liquid scintillation counter, Packard Model-n° 3380 en employant la méthode de Cerenkow. Les valeurs en cpm (counts per minute) ont été corrigées pour la couleur et comparées avec une solution standard qui était déterminée au même moment et qui contenait une quantité de K connue. Par cette méthode la quantité de potasse venant de la solution fertilisante pouvait être calculée.

Une semaine après la mesure, toute la radioactivité de la solution filtrée avait disparu (K^{42} est un isotope avec une demi-vie de 12 heures) et la potasse totale était déterminée avec le photomètre à flamme. En soustrayant le K total et le K venant de la méthode isotopique (qui venait de l'engrais), la quantité de K qui venait du sol lui-même était estimée. Cette méthode avait été employée pour les trois fractions (ruissellement, percolation et éclaboussure).

Ces déterminations ont été faites sur le même récipient de sol.

4.12.2. Détermination de la potasse dans le ruissellement, la percolation et l'éclaboussure en employant la méthode isotopique.

Des différentes fractions obtenues après l'essai avec le simulateur de pluie, 50cc était extrait et la quantité de potasse déterminée après filtration, avec la méthode Cerenkow. Un exemple pour la fraction de la percolation est donné ci-dessous :

La solution mère au moment de la mesure montrait 104468 cpm (counts per minute), ce qui correspond à 2.1027 mg K/15 cc et l'eau de percolation montrait 3067 cpm, le facteur de correction pour la couleur étant, 1,0409, la mesure concrète était $3067 \times 1,0409 = 3192$ cpm, ce qui correspond à 0.06425 mg K dans 15 ml de filtrat ou 0.21845 mg K dans 50 cc de percolat.

Après que la radioactivité ait disparu, la détermination avec le photomètre à flamme donnait 4.75 mg K/50cc. La quantité de K qui venait du sol était alors : $4.75 - 0.218 = 4.53$ mg K/50cc. Pour 3950 ml de percolat la teneur correspondante était 357.89 mg K et 17.22 mg K venant du sol et des engrais.

Les teneurs en K des différentes fractions (ruissellement, percolation et éclaboussure) ont été calculées de la même manière. Le tableau 38 donne les résultats.

Tableau 38 Quantités des éléments nutritifs retrouvées dans les
===== différentes fractions en employant la méthode iso-
topique.

Sol	K venant du sol		K venant des engrais		% engrais dans les fractions		
	ruis- sel- le- ment	perco- lation	écla- bous- sure	ruis- sel- le- ment	perco- lation	écla- bous- sure	
sable limoneux	6.80	357.87	28.03	5.13	17.22	34.44	4.1
limon	24.14	2.68	14.19	101.24	0.20	28.62	9.3
argile sableuse	45.79	118.17	18.62	112.02	5.76	38.24	11.1

Des engrais appliqués, seulement 4.1, 9.3 et 11.1% de K extractible ont été récupérés dans toutes les fractions, ce qui reflète un haut degré de fixation, causé par la concentration élevée à la surface suivie d'un assèchement; ce qui est en concordance avec les résultats de Scott, Hanway et Stickney (1957). Le degré de fixation est fonction des concentrations des ions potassiques sur les plans de clivage de l'illite ouverte. Une plus grande concentration donne une fixation plus intense.

La potasse mobile qui n'est pas fixée, entre dans les différentes fractions ou reste dans le sol après la pluie. Pendant la pluie, cette potasse devient soluble et peut être retrouvée dans l'eau de la percolation, du ruissellement ou remuée avec l'éclaboussure.

En passant dans le sol, la fixation est minime à cause de la saturation du complexe de la C.E.C. avec le calcium qui est difficilement remplaçable par la potasse. La dissolution du calcium, qui est contrôlée par l'environnement fait en sorte que le complexe de ces sols soit toujours saturé. En effet on a trouvé des quantités de 10.0, 197.50 et 78.0 maeg/100g de Ca respectivement pour le sable limoneux, le limon et l'argile

sableuse. Ainsi un phénomène de désorption en fonction de la quantité d'eau de percolation se développe.

4.12.3. Comparaison de la "méthode isotopique" avec la méthode conventionnelle.

Dans la méthode conventionnelle, les deux origines de la potasse, c.-à-d. le sol et les engrais, ont été déterminés séparément en deux essais et par soustraction des quantités venant du sol des quantités totales, cela pour les différentes fractions.

Les résultats obtenus dans les deux méthodes sont donnés dans le tableau 39.

Tableau 39: Comparaison des deux méthodes d'évaluation de la
===== potasse venant du sol dans les différentes fractions.

Sol	Ruissellement K(mg)		Percolation K(mg)		Eclaboussure K(mg)	
	méthode conventi- onnelle	avec K42	méthode conventi- onnelle	avec K42	méthode conventi- onnelle	avec K42
sable limoneux	6.02	6.80	420.00	387.87	21.05	18.03
limon	30.10	24.14	3.50	2.68	7.89	14.19
argile sableuse	71.60	45.79	195.00	118.17	12.13	18.62

La comparaison des deux méthodes permet de déduire que les valeurs trouvées sont comparables. Un coefficient de corrélation de $r = 0.99$ va dans la même direction.

Pour la méthode conventionnelle le résultat final est représenté dans le tableau 40.

6 Tableau 40 : Le calcul du pourcentage des engrais retrouvés dans les différentes fractions.

Sol	potasse totale retrouvée (mg)	potasse venant du sol (mg)	potasse venant des en- grais (mg)	potasse appliquée (mg)	% de po- tasse retrou- vée
sable limoneux	479.52	447.07	32.45	1400	2.3
limon	171.07	41.49	129.58	1400	9.3
argile sableuse	338.60	278.73	59.87	1400	4.3

La comparaison des résultats obtenus laisse déduire (tbl. 39 et 40) que les deux méthodes mènent à des résultats similaires excepté pour l'argile sableuse^{ce}, qui est sans doute causé par le simulateur de pluie qui ne fonctionnait pas parfaitement pour cet essai.

4.12.4. Conclusion.

Pour des raisons budgétaires, il était impossible de faire plusieurs essais ce qui ne permettait pas une analyse statistique, mais l'indication est certaine que les deux méthodes donnent des résultats similaires et comparables. L'avantage de la méthode isotopique se trouve dans la limitation de la variation en travaillant seulement sur un récipient de sol.

4.12.5. Relation entre les résultats d'érosion et les paramètres physiques du sol.

Les caractéristiques physiques des sols déterminées étaient l'indice d'instabilité de De Leenheer et De Boodt (1954), l'indice de perméabilité (Williams et al., 1966) et les teneurs en eau à 10, 50 et 100 cm de tension de succion pour avoir une idée du pourcentage de grands pores. Les résultats sont donnés dans le tableau 42.

Tableau 41: Indice d'instabilité et indice de perméabilité.
=====

Sol	Indices de perméabilité			Indice d'instabilité mm (1)
	perméab. initiale ml/min(X)	perméab. finale ml/min (XX)	Différence ml/min	
sable limoneux	1.85	1.19	0.64	1.17
Limon	0.85	0.15	0.18	4.08
argile sableuse	1.60	0.02	0.01	1.91

X Avant le traitement au borate de sodium

XX Après le traitement au borate de sodium

(1) Cet indice est meilleur avec des valeurs non-élevées. Un indice de 1 mm reflète une bonne stabilité des agrégats.

Tableau 42: Teneurs en eau pour des valeurs de pF différentes.
=====

Teneur en eau (%)				
pF	Suction	Limon	sable limoneux	argile sableuse
4.2	15 atm.	4.0	6.0	4.0
3.02	1 atm.	10.8	9.2	7.0
2.54	1/3 atm.	16.5	18.0	16.0
2.30	200 cm H ₂ O	21.4	20.8	24.5
2.18	150 cm H ₂ O	27.8	24.3	27.2
2.0	100 cm H ₂ O	28.7	29.0	32.0
1.7	50 cm H ₂ O	32.0	33.8	42.4
1.0	10 cm H ₂ O	36.2	43.5	50.0

Pour déterminer l'évolution de la croûte, pendant l'expérience, la vitesse d'infiltration pour les trois sols a

été étudiée. Les résultats sont représentés dans le tableau 43

Tableau 43: Infiltration (ml/min) pour les trois sols en
===== fonction du temps.

Sol	Temps (min)			
	40'	67'	90'	120'
sable limoneux	33.0	33.0	30.0	27.5
limon	5.5	10.6	11.5	8.0
argile sableuse	22.5	15.0	13.0	12.0

D'autres auteurs comme Slater et Beyers (1931) et Horton (1940) ont aussi décrit une réduction de la perméabilité causée par l'action des gouttes de pluie et la battance qui en résulte et Mc Intyre (1958 a, 1958 b) a calculé une perméabilité décroissante d'un facteur ± 1000 si on passe du sol original à la croûte de surface après la pluie.

Après l'expérience les différentes fractions ont été prélevées. Les résultats donnés dans le tableau 44.
sont

Tableau 44: Quantités d'eau de ruissellement, de percolation et
===== de sol érodé par ruissellement et éclaboussure.

Sol	Eau de ruissellement (ml)	Eau de percolation (ml)	Sol érodé (gr)	Eclaboussure (gr)
sable limoneux	540	3950	15.23	25.07
limon	5180	110	142.49	38.91
argile sableuse	4240	1835	40.29	17.69

Si on se base sur les différentes teneurs d'eau à des valeurs de pF croissant, on aurait la série de percolation suivante : argile sableuse > sable limoneux > limon. Ce comportement peut être expliqué par les différences de vitesse de l'eau d'infiltration, dues aux différences de formation de la croûte superficielle. En effet en deux heures, la vitesse d'infiltration descend jusqu'à la moitié de la valeur initiale par formation de croûte. Aussi l'indice d'instabilité indiquait que le sable limoneux était meilleur que l'argile sableuse et celle-ci que le limon.

Les mesures de perméabilité initiales par la méthode de Williams et al. (1966) montraient une corrélation avec l'infiltration, mais après le traitement avec le borate de sodium, la séquence changeait et devenait sable limoneux > limon > argile sableuse. Ceci peut être expliqué par ¹e gonflement du sol d'Eggewaerts qui était même visible.

Si on compare les quantités de sédiment dans l'eau de ruissellement, l'ordre suivant était établi : limon > argile sableuse > sable limoneux, ce qui est en concordance avec la prédiction de Wischmeyer et al. (1971) pour le facteur d'érodibilité K qui était respectivement 0.38, 0.19 et 0.10 pour les trois sols. Dumas (1965) a établi des classes pour le facteur K.

Les sols étudiés sont respectivement fortement sensibles ($0.2 < K < 0.4$), moyennement sensibles ($0.1 < K < 0.2$) et faiblement sensibles ($0.05 < K < 0.1$) à l'érosion.

Suivant Moldenhauer et Long (1964) l'érodibilité se manifeste aussi dans le moment du début du ruissellement qui était respectivement après 5, 20 et 40 minutes pour les sols de Burst, Eggewaerts et Melden.

Il y a une relation entre l'indice d'instabilité des agrégats, les valeurs de perméabilité initiale, les vitesses d'infiltration et l'érosion du sol. Cette corrélation a été trouvée aussi par El Swaify et Dangler (1976). En effet ces

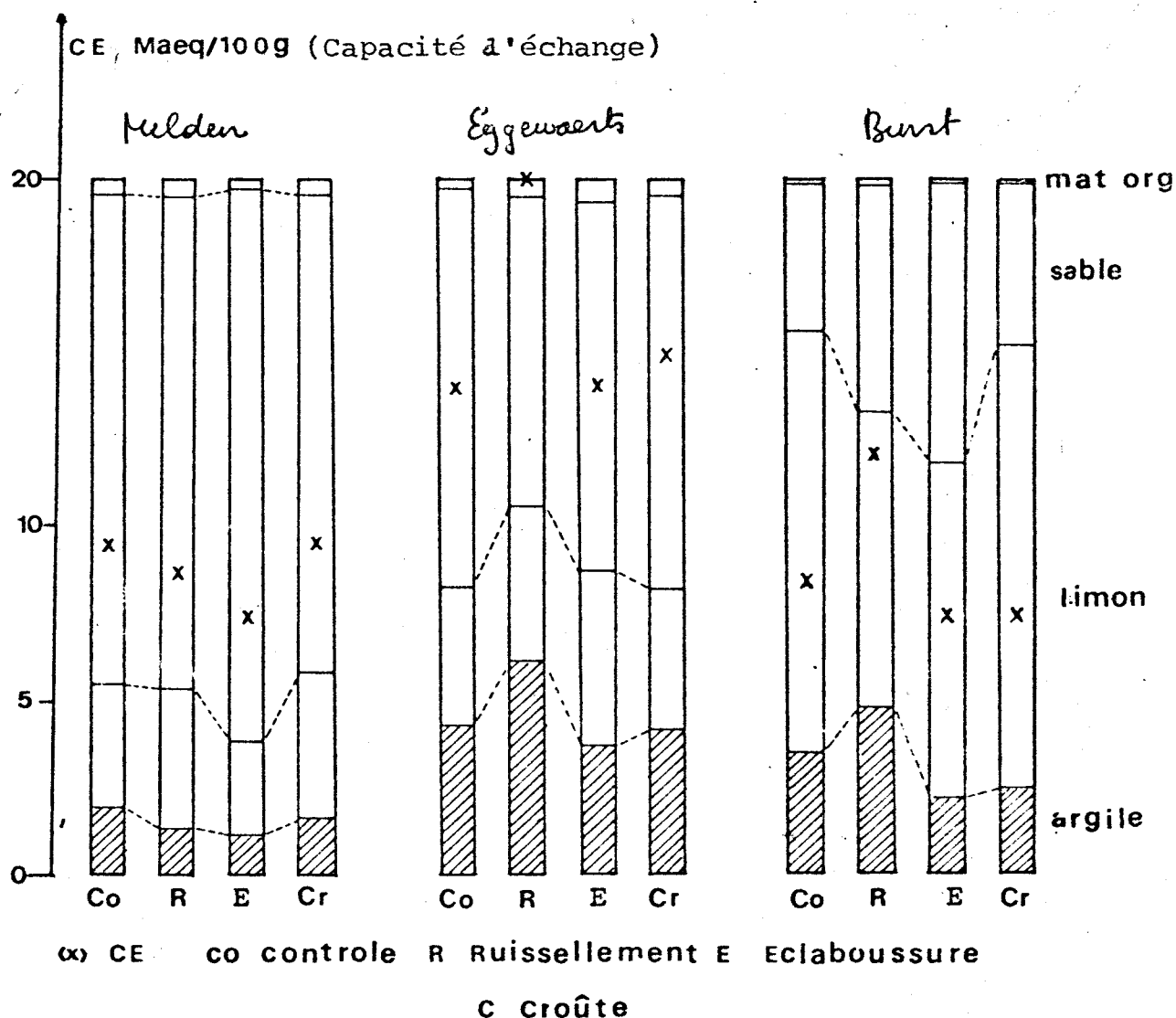
auteurs ont trouvé une bonne corrélation entre les facteurs d'érosion K et les facteurs d'instabilité des agrégats, les classes de perméabilité et les vitesses d'infiltration.

Les quantités d'éclaboussure étaient dans l'ordre suivant limon > sable limoneux > argile sableuse, ce qui n'est pas en concordance avec l'indice d'instabilité déterminé par tamisage sous l'eau, mais ce qui peut être expliqué par la présence d'une quantité plus élevée de gros agrégats à la surface pour l'échantillon d'argile sableuse. En effet une partie non-négligeable de l'énergie fut nécessaire pour briser les agrégats avant le détachement.

L'analyse de la texture et de la C.E.C. ^{dans} le sédiment de ruissellement, l'éclaboussure et la croûte fut comparée au sol original (Figure 34). Le sédiment du ruissellement montrait une teneur en argile plus élevée pour l'éclaboussure et la croûte (2 mm de la couche superficielle). Ce phénomène est plus prononcé avec les sols limoneux et argiles sableuses qu'avec les sols légers comme le sable limoneux qui a une teneur en argile plus faible mais une stabilité des agrégats plus élevée.

L'éclaboussure, par contre, ne montre pas cet enrichissement de l'argile, ce qui est conforme aux conclusions d'Ellison (1944) sur un "Muskingam silt loam". Il a constaté que l'énergie de l'impact des gouttes de la pluie à des intensités moyennes produit une éclaboussure résultant du mouvement de toutes les particules du sol; par contre l'énergie de l'écoulement de surface transporte de préférence les particules fines.

Fig 344: Analyses des différentes fractions des trois sols.



Remarquons aussi que les conclusions pour la texture sont aussi valables pour la capacité d'échange. Sur le terrain un dépôt de ces matériaux peut se présenter plus bas dans le bassin. Les sédiments des lacs montreront alors une plus grande teneur en argile (Stall, 1972). Le simulateur de pluie estime plutôt le transport de ce sédiment. En général on peut dire que les conclusions sont valables pour la distribution des agrégats employés. La grandeur des agrégats est un facteur qu'on ne peut pas négliger pour évaluer la sensibilité des sols à la battance (N. Collis-George et RSE Greene, 1979) parce que la distribution des agrégats détermine la profondeur de battance et donc l'infiltration.

II. Contrôle de l'érosion des éléments nutritifs.

II.1. Introduction.

Le contrôle de l'érosion des éléments nutritifs est un problème qui peut être résolu par différentes mesures de conservation. La première condition pour éliminer les pertes des nutritifs est une fertilisation efficace en relation avec les facteurs hydrologiques, qui ne surpasse pas les besoins de la culture.

Ce qui est valable pour l'érosion l'est aussi pour le lessivage des nitrates. Des cultures fertilisées avec des doses adéquates montrent rarement une concentration de nitrate en excès de 10 mg/l dans l'eau de drainage et ceux avec des doses en excès sont plus souvent au-dessus de cette limite (Miller, 1979). Cette limite de 10 ppm a été établie par le Federal Water Pollution Control Administration (1968).

Il est logique que chaque mesure anti-érosive concernant l'eau de ruissellement et le sol érodé affecte aussi la perte des éléments nutritifs. Sur le terrain certaines applications ont été faites comme le "paillage" avec des produits naturels comme la paille, des feuilles, en retournant au sol les résidus de la culture, la protection du sol en stimulant des plantes avec une grande densité de feuilles pour briser l'impact des gouttes et le "contour cropping". C'est seulement au cours des vingt dernières années que la stabilisation des sols avec des produits synthétiques chimiques a reçu une attention. Chaque jour de nouveaux produits sont introduits et étudiés. Même si leur application doit faire face à des sérieuses limitations économiques, le but à atteindre justifie l'effort.

II.2. Historique.

Le premier stabilisateur synthétique de sol fut le krilium, développé par la compagnie Monsanto au début des années cinquante, mais des contraintes économiques ont limité l'usage de ce produit à une grande échelle. C'est Gardner (1972) qui a évalué les premiers développements au début de la stabilisation du sol.

Depuis lors une centaine de produits ont été enregistrés et le développement va plus vite parce qu'on commence à comprendre l'action de ces produits sur ^{une} base moléculaire, ce qui a mené à des produits plus efficaces (plus petite concentration) et ayant une plus longue action. Les contributions de Greenland (1972) et Emerson (1978) sont à mentionner dans ce contexte. L'influence des conditionneurs de sol sur l'infiltration, l'érosion, l'évaporation, la fixation des sels et des engrais a été décrite longuement par De Boodt (1975).

II.3. Description des conditionneurs de sol employés.

Une première division peut être introduite : les conditionneurs solubles dans l'eau et ceux appliqués sous forme d'émulsion.

1. Les conditionneurs solubles dans l'eau.

1.1. La polyacrylamide.

La polyacrylamide est un polymère bipolaire qui induit des liaisons positives ou négatives (Greenland, 1965). L'action de ce produit est attribuée à des liaisons hydrogènes entre les groupes OH^- des particules de sol et l'amide du polymère. Aussi les forces "Van der Waals" existent-elles entre l'argile le polymère. A côté de l'action hydrostatique, existe l'adhésion physique entre les particules de quartz. L'activité de la polyacrylamide peut être améliorée par l'emploi d'un "cross-linker" (Schamp, 1972).

L'angle de contact de 40° indique un produit avec des propriétés hydrophiles.

Suivant Emerson (1956) et Lloyd et al. (1952) un traitement de surface (mulch) est plus efficace que l'incorporation, mais Allison et Moore (1956) et Sherwood et Engibous (1953) ont constaté le contraire.

1.2. Les alginates.

L'Algine est un polysaccharide qui est un polymère d'acide

uronique sous une forme linéaire. Les groupes fonctionnels le rendent très similaire aux polysaccharides d'origine microbienne. Les expériences de Martin (1946) ont indiqué que le dextrane avec une composition de 1.52 % N et 14.4 % d'acide uronique donne des résultats excellents pour la stabilisation du sol. De plus, la stabilité structurale se rapporte directement à la teneur du sol en polysaccharides. (Rennie, 1952; Chesters, 1959; Toogood, et Lynch, 1959). Mais Halstead au contraire n'a pas trouvé de relation. Mehta et al. (1961) ont donné aux polysaccharides un rôle moins important pour la stabilisation, mais Greenland et al. (1962) ont trouvé que la stabilisation du sol était effectuée presque entièrement par les polysaccharides qui sont oxydables avec le périodate.

Les caractéristiques chimiques et physico-chimiques des acides uroniques et des polysaccharides ont été décrites en détail par Mc Neely et al. (1973).

1.3. Uresol.

L' uresol consiste en chaînes d'oxyde de polyalkène suivies de groupes terminaux isocyanates (NCO). Ces prépolymères peuvent être dilués avec de l'eau pour former des solutions stables ou des émulsions de telle sorte que leur application se fait sans problème. Pendant le mélange ^{avec} l'eau, l'uresol réagit pour se transformer en polymère polyuré. Celui-ci peut, soit rester soluble dans l'eau sous forme d'un gel, soit donner lieu à une émulsion laiteuse, selon l'hydrophilie réglable du prépolymère de base. Celui-ci reste après l'évaporation de l'eau de dilution sous forme d'un polymère insoluble ^{dans} l'eau qui ^a gardé ses propriétés de rétention d'eau. L'angle de contact est de 44°.

2. Conditionneurs sous forme d'émulsion.

L'action des émulsions bitumineuses a été décrite par De Boodt (1970). Avec les gouttes d'eau qui tombent sur le sol les micelles de bitume sont transportées sous le menisque et la concentration devient plus saturée avec l'évaporation de l'eau jusqu'au moment où l'émulsion est brisée et ensuite

coagule les particules du sol. L'angle de contact est 76° ce qui indique une hydrophobicité prononcée.

3. Conditionnement des sols par "paillage".

Un grand nombre d'auteurs a montré l'efficacité des paillis organiques pour le conditionnement des sols. En augmentant l'infiltration et éliminant la battance, le volume du ruissellement et de sol érodé est diminué en général et des produits différents peuvent être employés. Singer et Blackard (1978) ont comparé les feuilles de chêne, de redwood et la paille d'orge, mais le plus grand nombre d'études ont été faites avec de la paille de blé. (Duley et Russell, 1942; Mannering et Meyer, 1963; Meyer, Wischmeyer et Foster, 1970; Young, Mutchler et Wischmeyer, 1964).

Les paillis avec par exemple de la paille sont plus efficaces qu'une bonne couverture végétale car l'interception de l'énergie est plus proche la surface du sol. De plus ils contribuent à la matière organique après décomposition et influencent aussi la structure et le complexe absorbant du sol.

Pour des degrés de pente différents l'action du "paillage" est donné dans la figure 35, suivant Lattanze et al. (1974).

Fig 35 : Erosion de sol en fonction de la quantité de paille appliquée comme paillis.

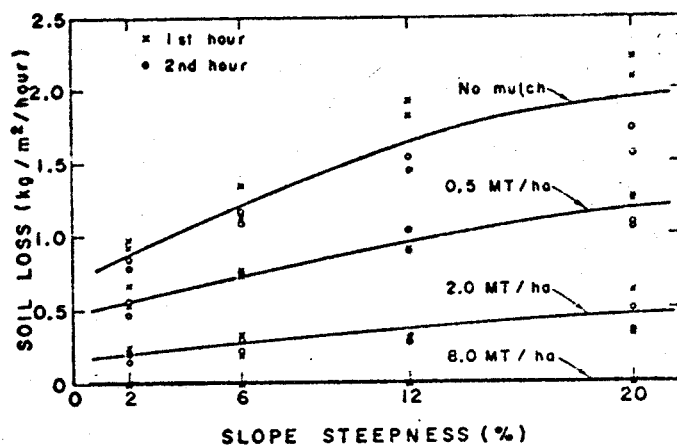


Fig. 4—Effect of slope steepness and mulch rate on soil lost in the runoff.

Avec une dose de 8 tonnes /ha la réduction de l'érosion est complète.

La remarque générale pour l'addition des produits synthétiques est que par un moyen ou autre ils prennent le rôle du composant naturellement présent dans les sols et qui est la matière organique. La matière organique est responsable, directement ou indirectement, de l'amélioration du milieu physique pour la croissance de la culture. L'effet se situe dans l'agrégation du sol qui influence la formation de la croûte, l'infiltration, la teneur d'eau, le drainage, l'aération et la pénétration des racines (Allison, 1973). L'addition de matière organique à des sols a, après décomposition, une influence prononcée sur la stabilité structurale, spécialement sur la teneur des agrégats entre 0.5 et 2.4 mm (Miki et Mori, 1966).

Le matériel composté appliqué au sol éliminait pratiquement totalement le ruissellement après un an dans les vignobles (Peyer, 1958, Bosse, 1958). En général on peut dire que les sols qui ont moins de 2.5% de carbone sont très sensibles à la détérioration structurale, ceux avec $> 2.5\%$ très stables et ceux avec des teneurs entre 2.0 et 2.5% modérément érodibles (Greenland et al., 1975).

II.4. Expériences avec ^{la} polyacrylamide (PAM) mélangée au sol.

II.4.1. Conditions de l'expérience.

Le même latosol, avec la même composition des agrégats, de Toradja fut employé sous une pente de 33%, ^{avec} des récipients de 30 x 19.3 cm. L'intensité de la pluie était de 60 mm/heure pendant 2 heures. Les engrais étaient employés en solution à une dose de 20, 100 et 200 kg/ha NPK et appliqués à la surface du sol ou la polyacrylamide était déjà mélangée homogènement à une dose de 2‰ (épaisseur du sol = 5 cm).

4.2. Résultats et discussion.

4.2.1. Ruissellement et sol érodé.

Le ruissellement fut collecté à 45, 82 et 120 minutes et l'eau de percolation à 30, 60, 90 et 120 min. et les deux analysés avec les mêmes méthodes qu'avant. En deux heures il n'y avait pas de sédiment de ruissellement et un peu d'éclabous-

sure. L'eau de percolation et de ruissellement sont données dans le tableau 45.

Tableau 45: Eau de ruissellement et de percolation pour les
===== sols traités avec 20, 100, et 200 kg/ha NPK.

Condi- tion- neur	Dose d'engrais (kg/Ha)					
	20-20-20		100-100-100		200-200-200	
	Ruis- selle- ment(ml)	perco- lation (ml)	ruis- selle- ment(ml)	perco- lation (ml)	ruis- selle- ment(ml)	perco- lation (ml)
PAM	-	1085	-	1100	-	880
2%/.	68	1780	355	1480	60	1310
	118	1780	48	1920	90	1770
	135	1235	200	885	300	1450
<u>Total</u>	321	5580	603	5385	450	5410
<u>sans</u>						
PAM	4070	2345	4625	1230	3985	1130

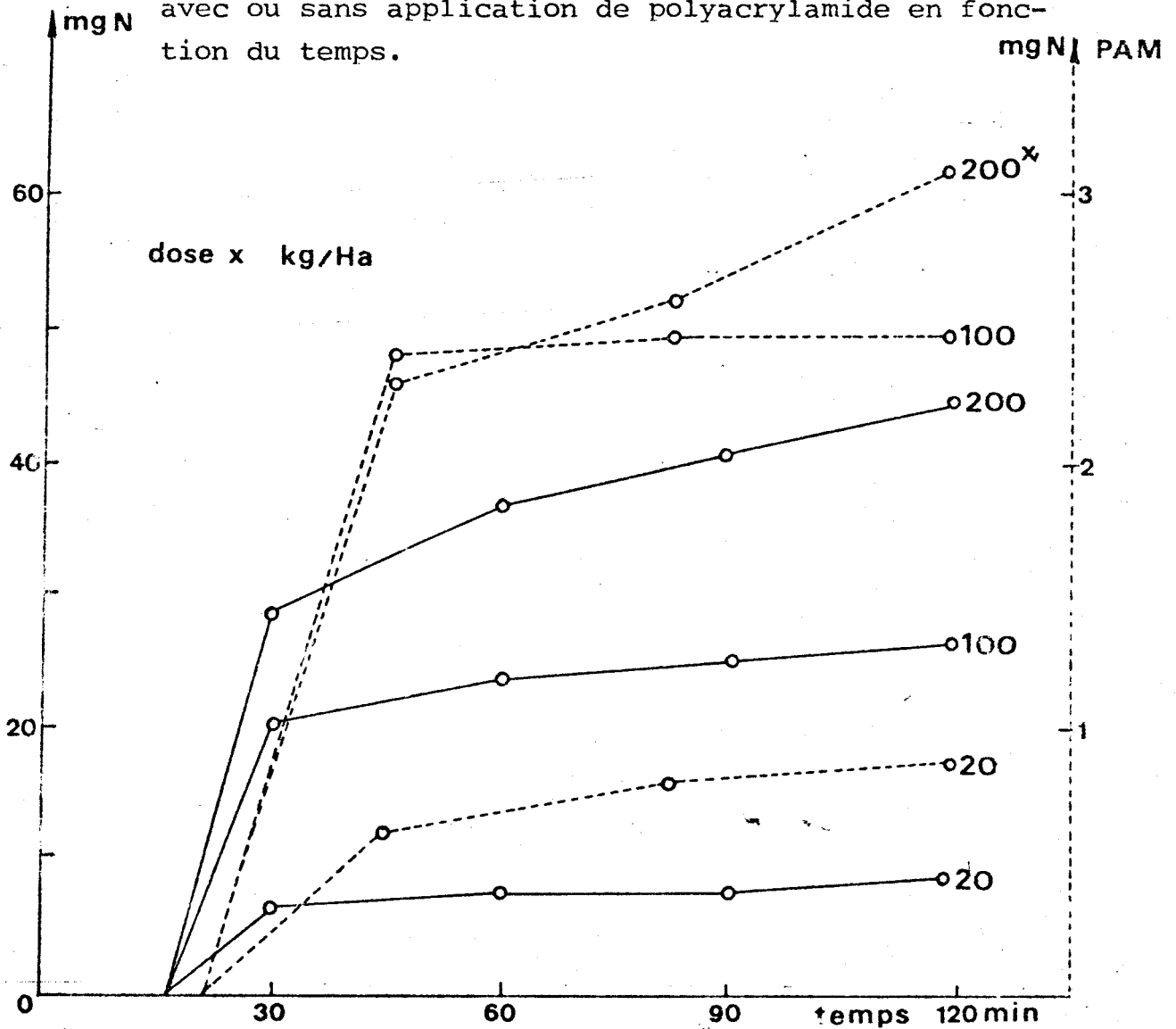
Au maximum, l'eau de ruissellement pour les sols avec polyacrylamide représentait 13% de l'eau de ruissellement pour le blanc; donc l'application de polyacrylamide résultait dans une diminution de 8 fois pour l'eau de ruissellement et l'infiltration augmentait de la même façon. Avec PAM la battance n'est pas même présente après deux heures de pluie.

4.2.2. Erosion des éléments nutritifs.

4.2.2.1. Pertes de nitrates.

Les quantités de nitrates érodées sont beaucoup moins élevées avec l'application de polyacrylamide que sans polyacrylamide, et respectivement 15, 20 et 20 fois pour les doses de 20, 100 et 200 kg/Ha N-NO₃. Les résultats sont représentés dans la figure 36.

Fig 3E : Erosion cumulative de N-NO_3^- pour le sol de Toradja avec ou sans application de polyacrylamide en fonction du temps.

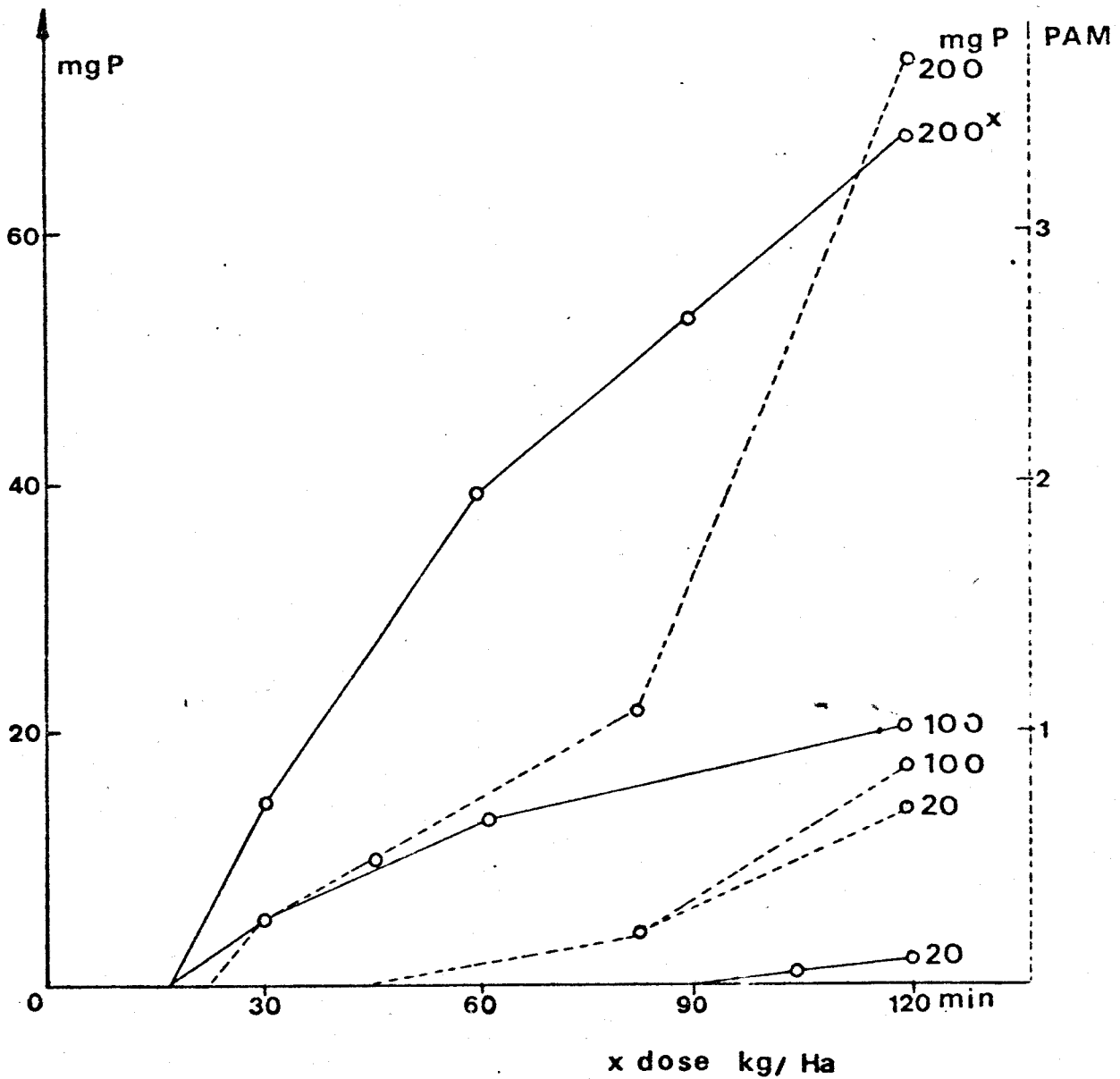


La pente la plus élevée de la courbe au début du ruissellement indique de nouveau que le plus de nitrate est perdu dans la période initiale de l'érosion.

4.2.2.2. Pertes de phosphates.

L'érosion des phosphates par ruissellement est donnée dans la figure 37. Pour les trois doses de phosphates, les différences en faveur du traitement avec la polyacrylamide sont de l'ordre de 3- 20 et 20 fois moins de pertes par érosion.

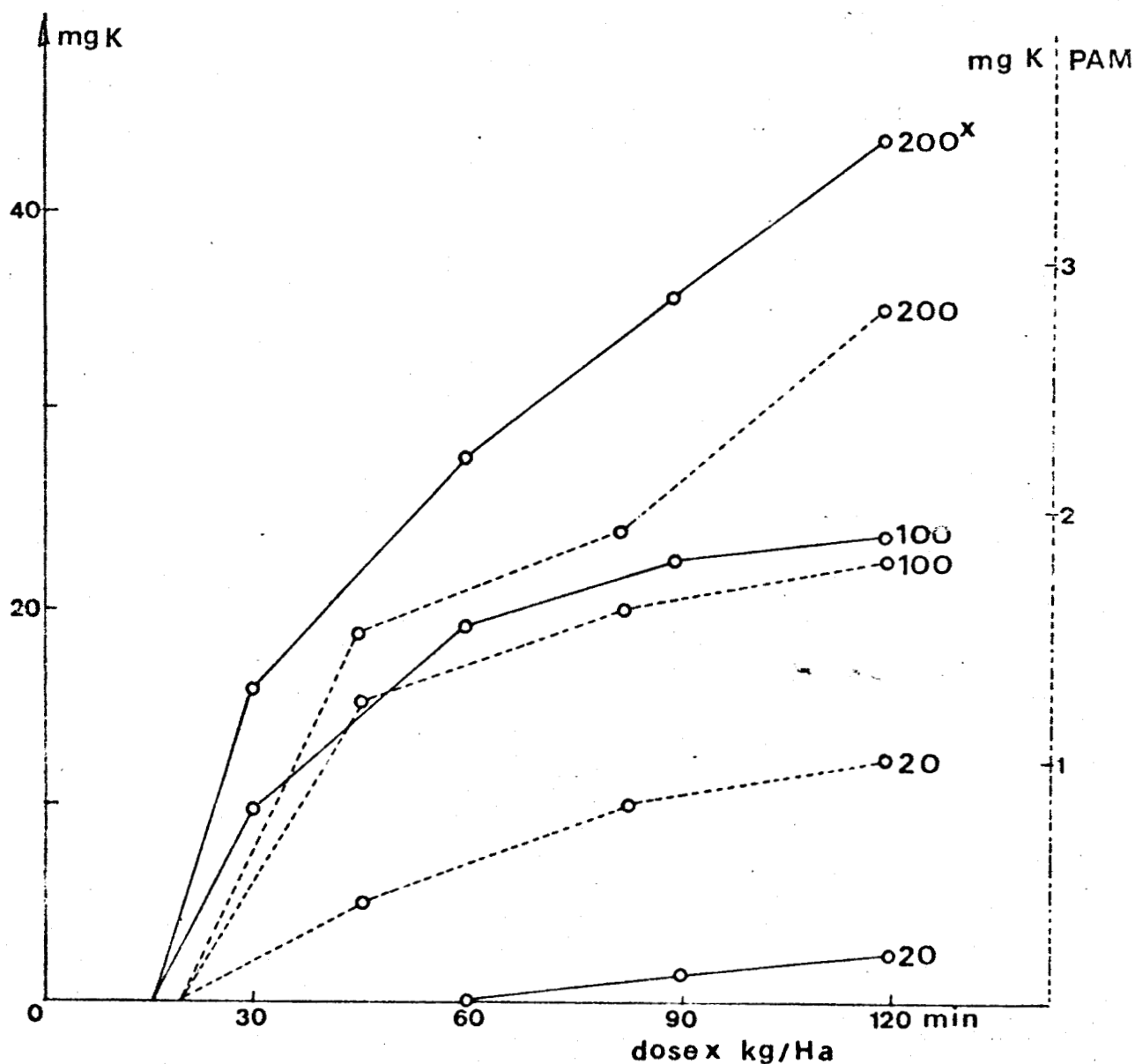
Fig 37 :- Erosion cumulative des phosphates du latosol de Toradja avec et sans application de polyacrylamide en fonction du temps.



4.2.2.3. Erosion de la potasse.

Les pertes de potasse par érosion sont généralement diminuées avec un facteur de 10 en faveur du sol avec l'application de la polyacrylamide. Les résultats sont représentés dans la figure 38.

Fig 38 : Erosion de potasse par l'eau de ruissellement pour le sol ayant reçu 200 kg/ha de K et la polyacrylamide comparé au sol sans conditionneur.



En général on peut dire que pour les trois éléments nutritifs les pertes par ruissellement sont réduites d'une manière telle que le sol ayant reçu la dose la plus élevée (200 kg/ha) mais avec le conditionneur de sol montre des pertes presque équivalentes au sol sans conditionneur mais avec une dose de 20 - 20 - 20 kg/ha. Le même phénomène a été décrit par Kelling et Peterson (1975). Le tableau donne les quantités de NPK dans la percolation et l'éclaboussure.

Tableau 46
=====

Fraction		Percolation			Eclaboussure		
Dose		N-NO ₃ -	P	K	N-NO ₃ -	P	K
NPK	PAM	x 90.3	1.2	6.6	0.0	0.0	0.0
20-20-20							
	NO PAM	41.7	0.0	4.8	1.5	0.0	4.7
	PAM	66.9	0.8	14.9	0.2	0.0	0.0
100-100-100	NO PAM	24.0	0.3	3.2	0.5	1.5	3.1
	PAM	47.3	2.7	17.6	0.4	0.3	0.3
200-200-200	NO PAM	13.6	0.9	5.2	0.6	1.2	2.5

x pourcentages des quantités appliquées.

L'application de polyacrylamide résulte dans une percolation élevée des éléments nutritifs. Pour la dose de 200 kg NPK/ha on trouve trois fois de plus de NPK dans l'eau de percolation si on compare le traitement avec ou sans polyacrylamide. Ces éléments nutritifs restent à la disposition de la plante ou peuvent être transportés par mouvement latéral sous-surface. L'action de ce dernier peut être très importante. En Iowa, Burwell et al. (1976) ont trouvé que 84% à 95% du nitrate dans les fleuves vient de cette transportation sous-surface.

Pour l'éclaboussure il y a une réduction des pertes pour tous les éléments nutritifs. En effet, l'application de polyacrylamide donne une stabilité structurale plus élevée, ce qui limite l'érosion de sol par éclaboussure pendant les deux heures de pluie à 60 mm/heure.

Si on considère aussi les pertes par P et K liées au sédiment de l'éclaboussure et le ruissellement, le bilan total des pertes par érosion est le suivant : (tableau 47)

Tableau 47: Pertes par érosion (ruissellement + sédiment + écla-
===== boussure) pour les essais avec et sans polyacryla-
mide. (% des engrais appliqués).

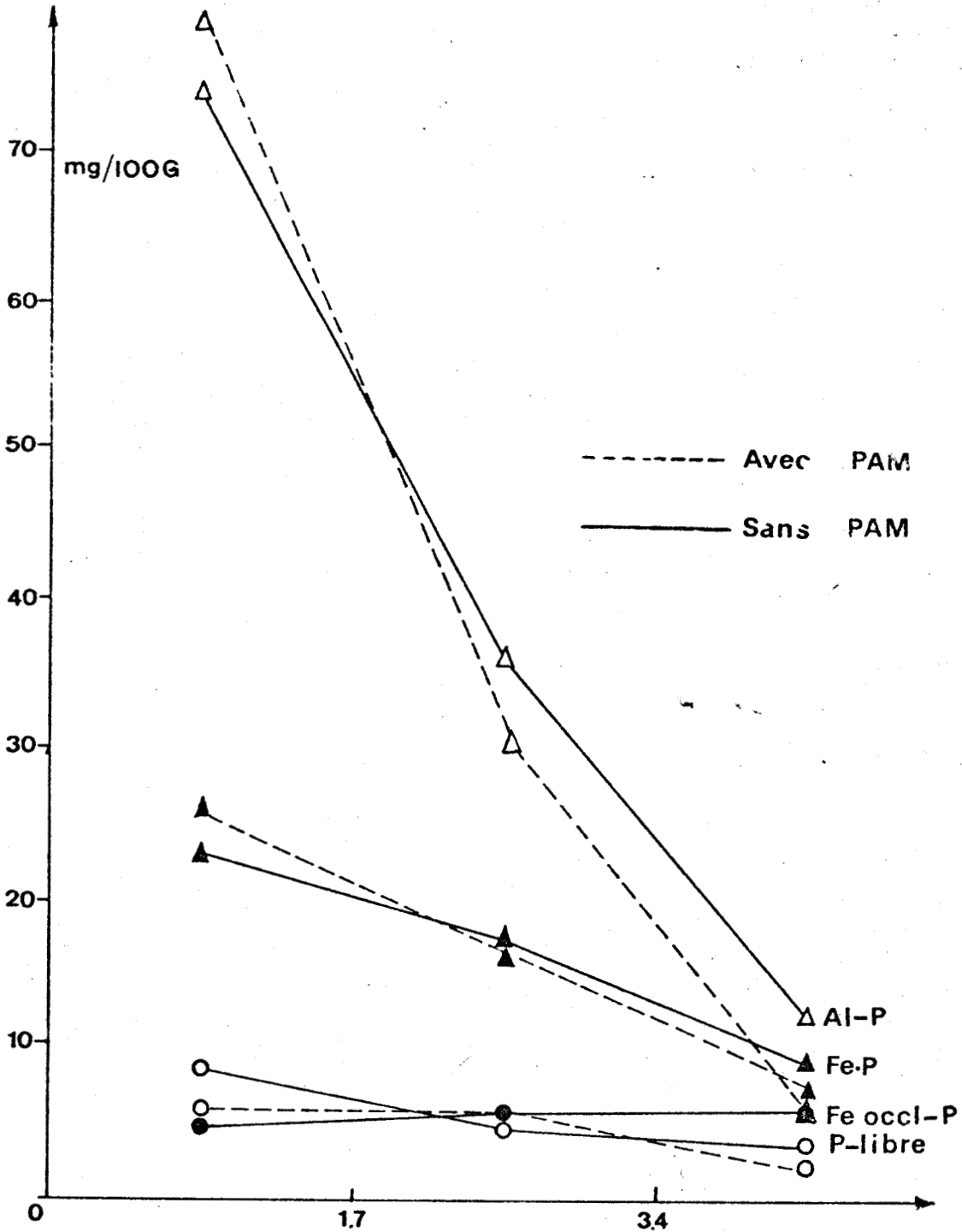
Elément	Dose (Kg/Ha)						
	20		100		200		
	o	PAM	o	PAM	o	PAM	PAM
N-NO ₃ -	8.9	0.3	4.8	0.6	4.4	1.1	3
P	2.8	0.6	6.3	0.2	9.7	0.6	16
K	31.8	0.9	19.5	0.3	12.8	0.5	25

Pour la dose des engrais (200 - 200 - 200 kg/ha) le polyacrylamide a réduit les pertes de N, P, K par érosion respectivement avec un facteur 3, 16 et 25.

4.2.3. L'influence du traitement à la polyacrylamide sur la distribution en profondeur des différents phosphates.

Après la pluie, des échantillons de sol ont été pris en fonction de la profondeur. Le fractionnement suivant Jackson (1958) des phosphates montrait que dans les deux cas (avec ou sans polyacrylamide) une gradation des concentrations s'est développée dans le sol. Les phosphates appliqués qui ne sont pas immédiatement fixés à la surface sont transportés dans le sol avec l'eau de la percolation. En profondeur on trouve moins de phosphates, ce qui implique une fixation des phosphates par la polyacrylamide. Les résultats sont donnés dans la figure 39.

Fig 39: Distribution dans le sol des différentes fractions des phosphates après la pluie pour un sol traité ou non avec la polyacrylamide.



II.5. Application de la polyacrylamide à la surface.

Une application de polyacrylamide de 2‰, mélangée au sol, bien que très efficace, a des conséquences économiques sérieuses. En effet 2‰ représente pour le récipient, ayant 2.5 kg de sol, 5 g/579 cm² ou 86.4 g/m².

Pour cette raison la polyacrylamide a été appliquée immédiatement après fertilisation à la surface pour stabiliser les agrégats superficiels du sol qui sont sans doute les plus sensibles à l'érosion par l'impact des gouttes de pluie et la force de transportation du ruissellement.

II.5.1. Conditions de l'expérience.

La polyacrylamide était appliquée dans une solution de 150 ml par 579 cm² dans deux doses : respectivement 10 g/m² et 20 g/m². La pente était de 33%, l'intensité de la pluie était de 60 mm/heure pendant 2 heures. Pour déterminer la ténacité une seconde application de pluie a été employée sur le sol de Toradja pendant deux heures à la même intensité. La composition des agrégats à la surface était la même que pour l'expérience sans polyacrylamide (voir table 2).

La dose des engrais était 200 kg/ha N, P, K avec N sous forme de nitrate.

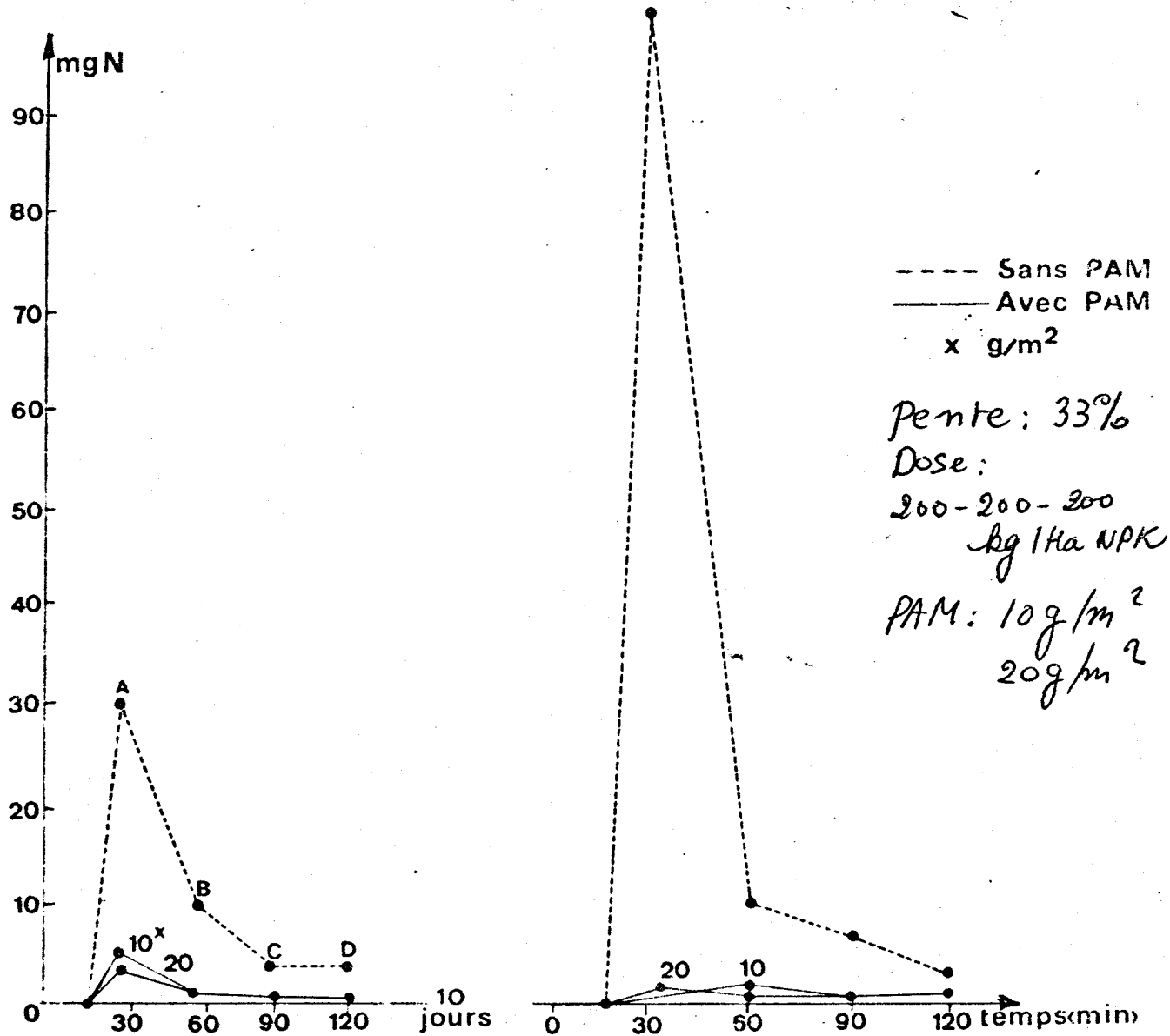
Après deux jours de séchage, la pluie fut appliquée et les échantillons analysés.

II.5.2. Résultats et discussion.

II.5.2.1. Ruissellement de nitrate.

Pour les nitrates, l'érosion par ruissellement en fonction du temps est donnée dans la figure 40. Pendant la deuxième pluie les pertes sont beaucoup moins élevées. La création d'une structure stable à la surface réagit contre le mouvement ascendant avec l'eau d'évaporation. Une dose de 10 g/m² de polyacrylamide est déjà suffisante pour limiter les pertes. Ce nitrate reste dans le sol et devient assimilable par les plantes.

Fig 40 : Pertes de nitrates par érosion avec ou sans application de polyacrylamide, pour deux pluies de 60 mm/heure, séparée par une période de sécheresse de 10 jours.



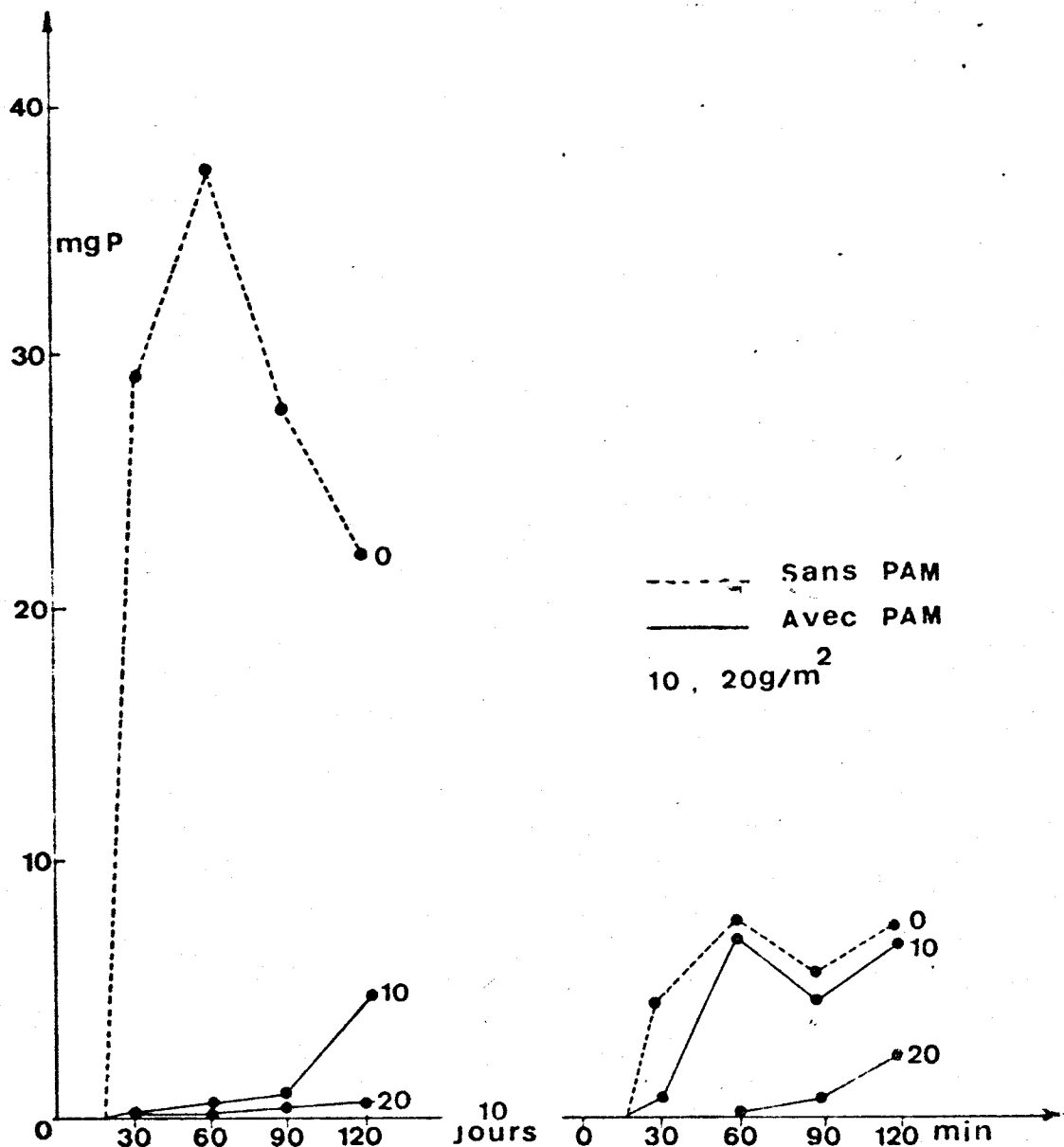
Les pertes sont exprimées de la manière suivante :

- A : pertes entre 15' et 30'
- B : pertes entre 30' et 60'
- C : pertes entre 60' et 90'
- D : pertes entre 90' et 120'

II.5.2.2. Pertes de phosphates par érosion.

Les résultats pour les phosphates érodibles (éclabousse + eau soluble + sédiment lié) sont représentés dans la fig. 41.

Fig 41 : Phosphates extractibles de la suspension du sédiment.



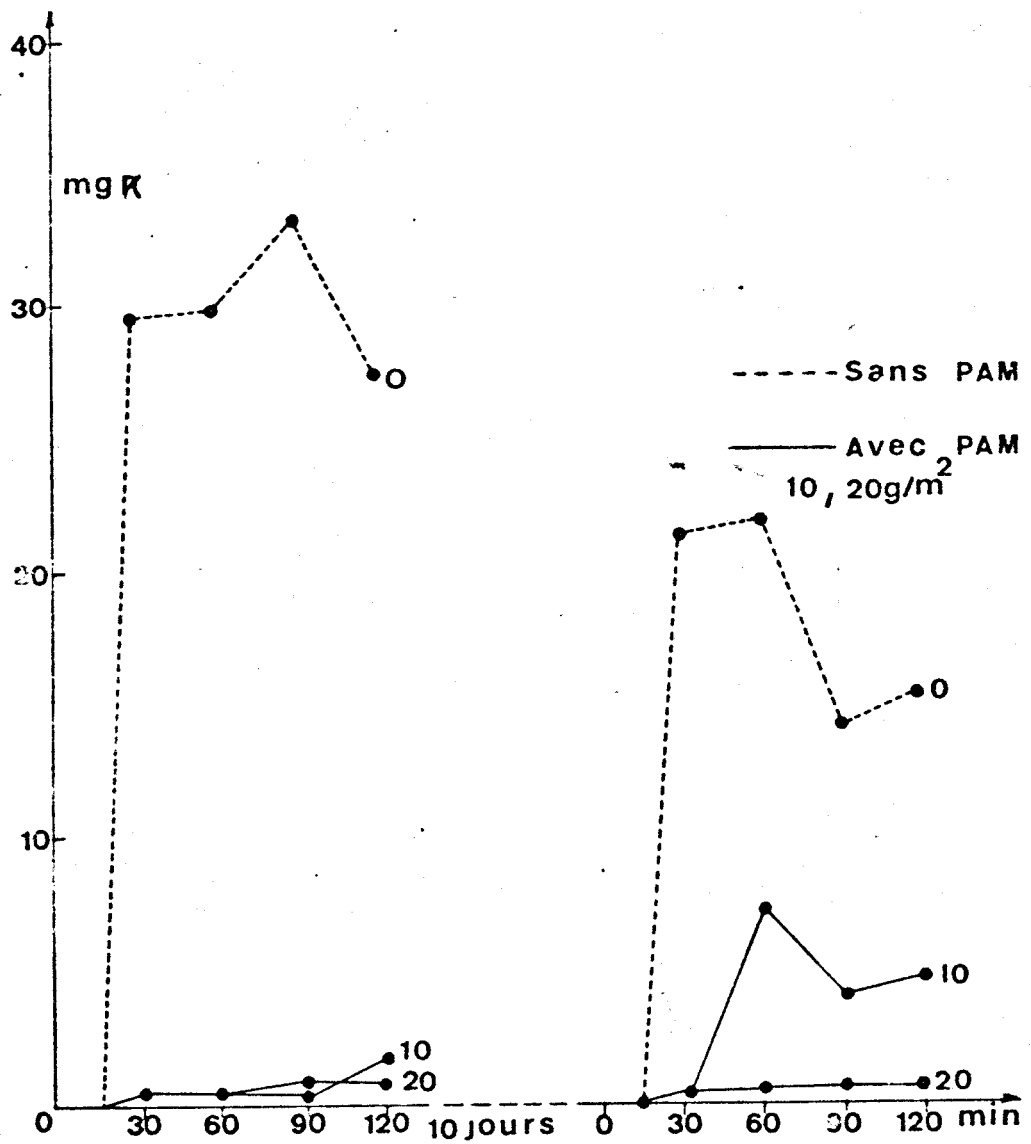
La figure ci-dessus nous montre qu'avec une dose de 10 g/m² l'érosion commence déjà à 90 minutes pendant la première pluie et pour 20 g/m² à 60 minutes pendant la seconde pluie. La stabilité des agrégats est plus grande pour la dose la

plus élevée et la battance et l'érosion commencent plus tard.

II.5.2.3. Pertes de potasse par érosion.

L'influence de l'application en surface de PAM sur la potasse érodée est donnée dans la figure 42.

Fig 42 : Erosion de potasse en fonction du temps et de la concentration de PAM à la surface. Dose : 200 kg/ha NPK.

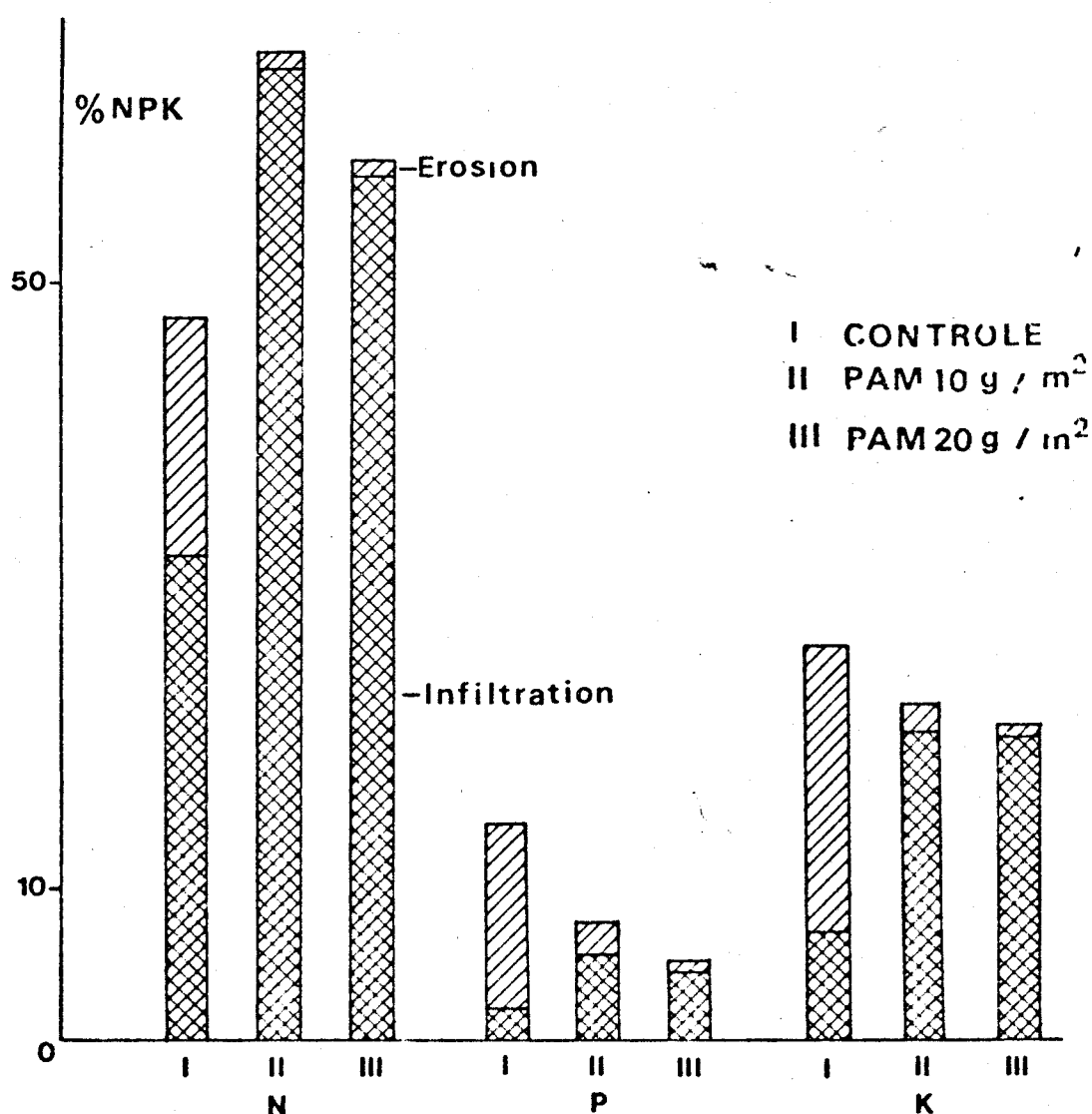


comparées au blanc.

II.5.2.4. Bilan total des engrais retrouvés dans la fraction érodée et la percolation.

Le bilan total des engrais en fonction de l'application de la polyacrylamide est donné dans la figure 43.

Fig 43 : Pertes totales par érosion (en pourcentages des engrais appliqués) des éléments nutritifs comparées avec la percolation pour des applications de polyacrylamide.



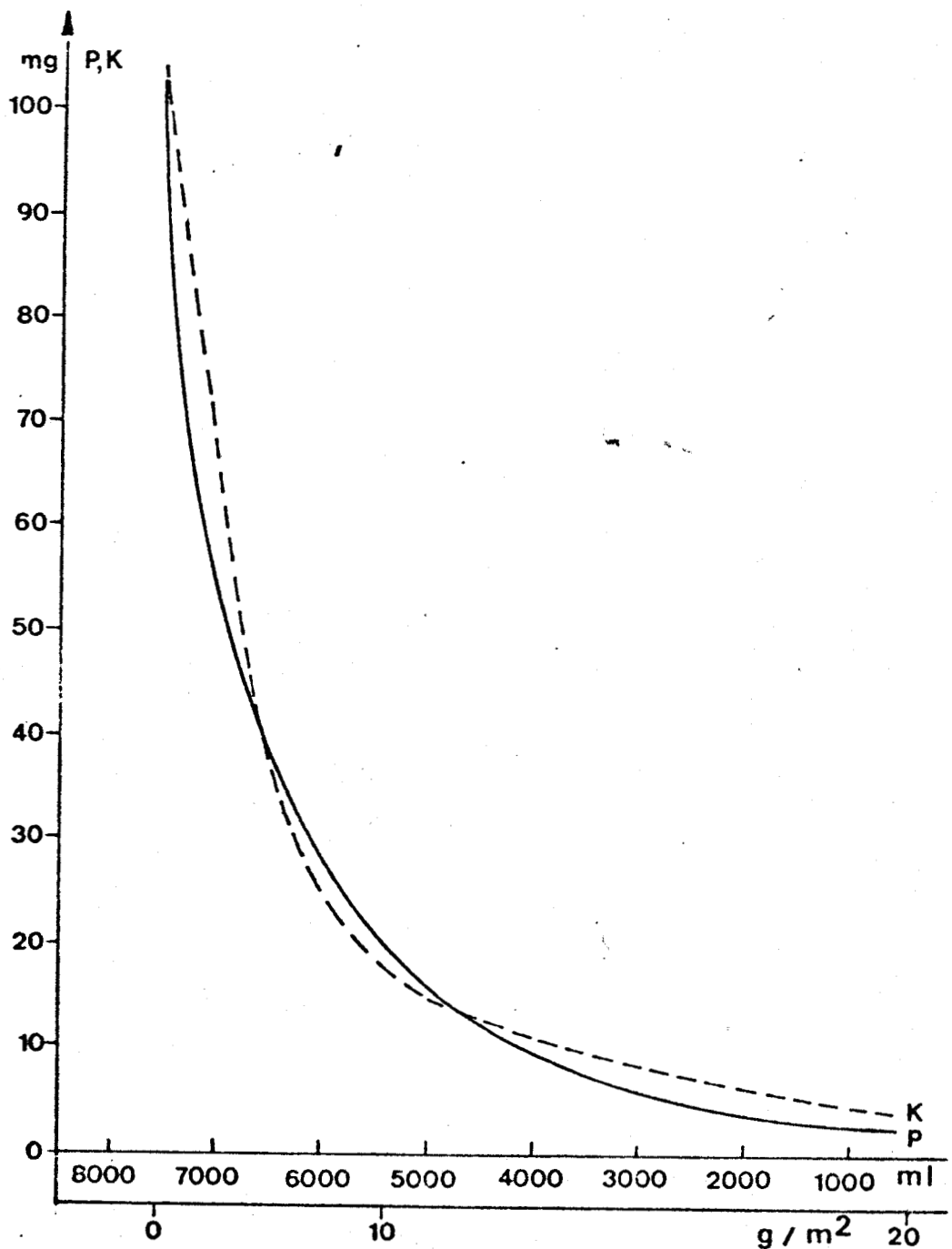
Pour les nitrates, comme pour les autres éléments nutritifs, on trouve beaucoup plus dans la fraction percolée. Pour les phosphates et la potasse, les quantités retrouvées diminuent avec l'augmentation de la dose de polyacrylamide. Cette fixation de P et K par la polyacrylamide va être discutée au chapitre suivant.

Pour obtenir une bonne stabilité structurale et en même temps une perte mineure des engrais, une application de polyacrylamide de 20 g/m² est recommandée.

II.5.2.5. Relation entre les quantités des éléments nutritifs perdues par l'eau de ruissellement et le volume de l'eau de ruissellement

La relation entre la quantité d'eau de ruissellement et les quantités érodées par l'eau de ruissellement est donnée dans la figure 44.

Fig 44 : Relation entre P et K dans l'eau de ruissellement, volume d'eau, concentration de polyacrylamide pour deux pluies de 60 mm/heure.

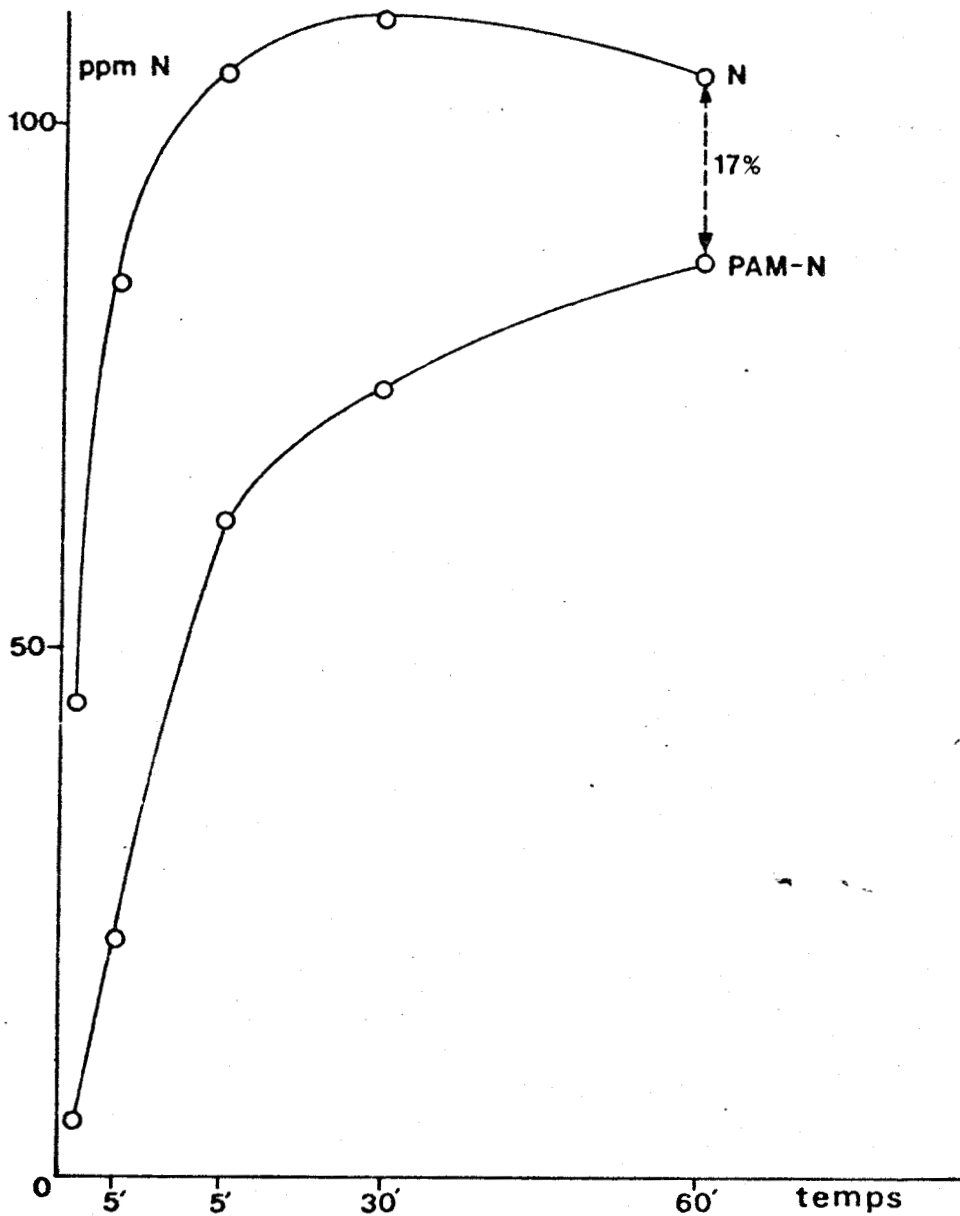


Avec la réduction de l'eau de ruissellement il y a en même temps une réduction de pertes de P et K par ruissellement; les pertes étaient insignifiantes à la dose la plus élevée de polyacrylamide.

II.6. Fixation des éléments nutritifs par application de polyacrylamide.

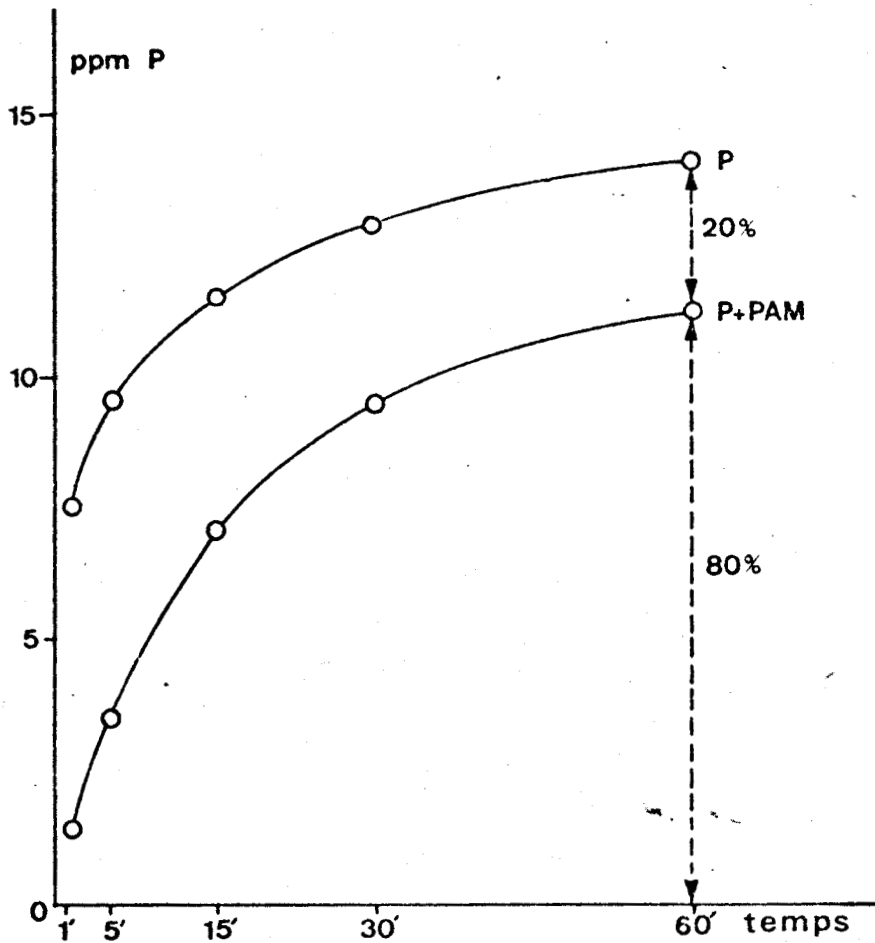
Pour simuler l'effet des applications^{de} polyacrylamide sur la fixation de N, P, K, des agrégats 5.83 - 8.00 mm furent traités avec NPK (100 kg/ha) et puis avec la polyacrylamide et remués pendant une heure sur un agitateur. Après 1 minute la suspension de sol de la première série était filtrée et les éléments nutritifs NPK déterminés dans la solution. Les résultats pour le mouvement du nitrate dans la solution sont donnés dans la figure 45.

Fig 45 : Fixation de nitrate dans l'échantillon traité avec du Pam en fonction du temps.



Après 1 minute d'agitation , 10% des N-NO_3^- sont libérés des agrégats et après une heure cette quantité est de 83% donc après qu'une partie des agrégats aient été brisés Au début la polyacrylamide bouche les capillaires fins . Pour les phosphates la situation est la suivante : figure 46.

Fig 46 : Fixation des phosphates en fonction du temps d'agitation.

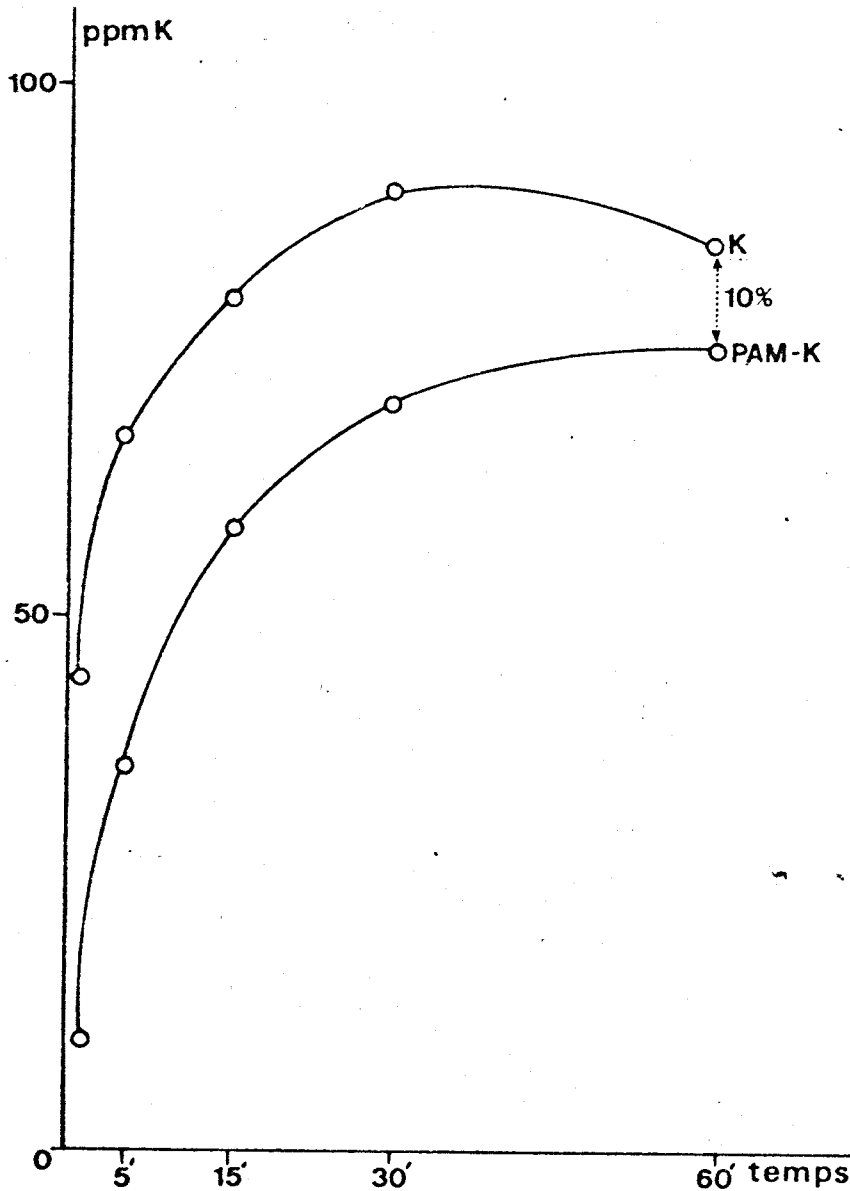


Après une heure d'agitation la quantité soluble encore fixée est de 20%. Entre 30' et 60' cette quantité reste à peu près la même.

Des trois éléments nutritifs, la potasse est l'élément le moins fixé après une heure d'agitation. La relation est donnée dans la figure 47.



Fig 47 : Fixation de la potasse en fonction du temps d'agitation.



A peu près 10% de la potasse soluble est encore fixée après une heure d'agitation. Pour les nitrates ces observations peuvent avoir des conséquences importantes. En effet le conditionnement du sol peut éliminer une grande partie du lessivage en stabilisant les agrégats du sol.

II.7. L'emploi des alginates pour prévenir les pertes des éléments nutritifs par érosion.

II.7.1. Conditions de l'expérience.

Le sol de Toradja avec la composition des agrégats comme dans la table 2 a été mis sous une pente de 33% et fertilisé avec 200 - 200 - 200 kg de NPK par hectare. Après les engrais une solution d'alginates de 100 ml a été employée sur la surface de 579 cm², une dose de 3 g/m². Dans quelques essais ces alginates ont été mélangés avec la polyacrylamide (20 g/m²) contenue dans la même quantité de solution (100ml).

Trois essais de pluie ont été effectués avec chaque fois une période de 10 jours de sécheresse entre les pluies. L' intensité était chaque fois ^{de} 60 mm/heure pendant deux heures.

Après la pluie, les différentes fractions ont été analysées en fonction du temps pour les éléments nutritifs.

II.7.2. Résultats et discussion.

II.7.2.1. Bilan total de l'érosion et de la percolation.

Les résultats obtenus pour l'eau de la percolation et le ruissellement, ainsi que les quantités des éléments érodibles et percolés sont donnés dans le tableau 48.

Tabl. 48 : Bilan des éléments nutritifs pour les différentes applications. (% de la dose)
===== Trois essais de pluie à 60 mm/heure pendant 2 heures.

Application	Sol	Eau ($E+P=100\%$)		N		P		K	
		E	P	E (x)	P	E	P	E	P
(1) Blanc	97.6	83.19	16.81	15.58	37.74	12.46	1.00	20.28	7.44
(2) PAM 20 g/m ²	2.3	12.59	87.41	1.22	53.38	0.91	5.63	1.05	20.68
(3) Alg 3 g/m ²	27.6	46.73	53.27	5.76	81.27	12.83	14.39	7.97	47.75
(4) Alg + PAM	24.2	40.43	59.57	7.11	68.97	14.76	12.15	7.02	37.85

(x) : érosion de sol + éclaboussure.



Cette table montre très clairement l'effet de l'application de polyacrylamide : l'infiltration augmente, aussi bien pour l'eau que pour les éléments nutritifs . La quantité de sédiment et d'eau de ruissellement baisse.

L'application des alginates (3) résulte dans une percolation plus grande de P et K (comparé à 1 et 2). Cette action des alginates est analogue à la matière organique.

Bhat (1970) et Oliver (1972) ont montré que la matière organique peut éliminer ou diminuer la fixation des phosphates appliqués dans des sols tropicaux. Pichot et Roche (1972), Saine et Maclean (1965) et Moshi et al. (1974) ont constaté le même effet qui est dû à une réduction du nombre des charges positives (Moshi et al., 1974 et Deshpande et al., 1964).

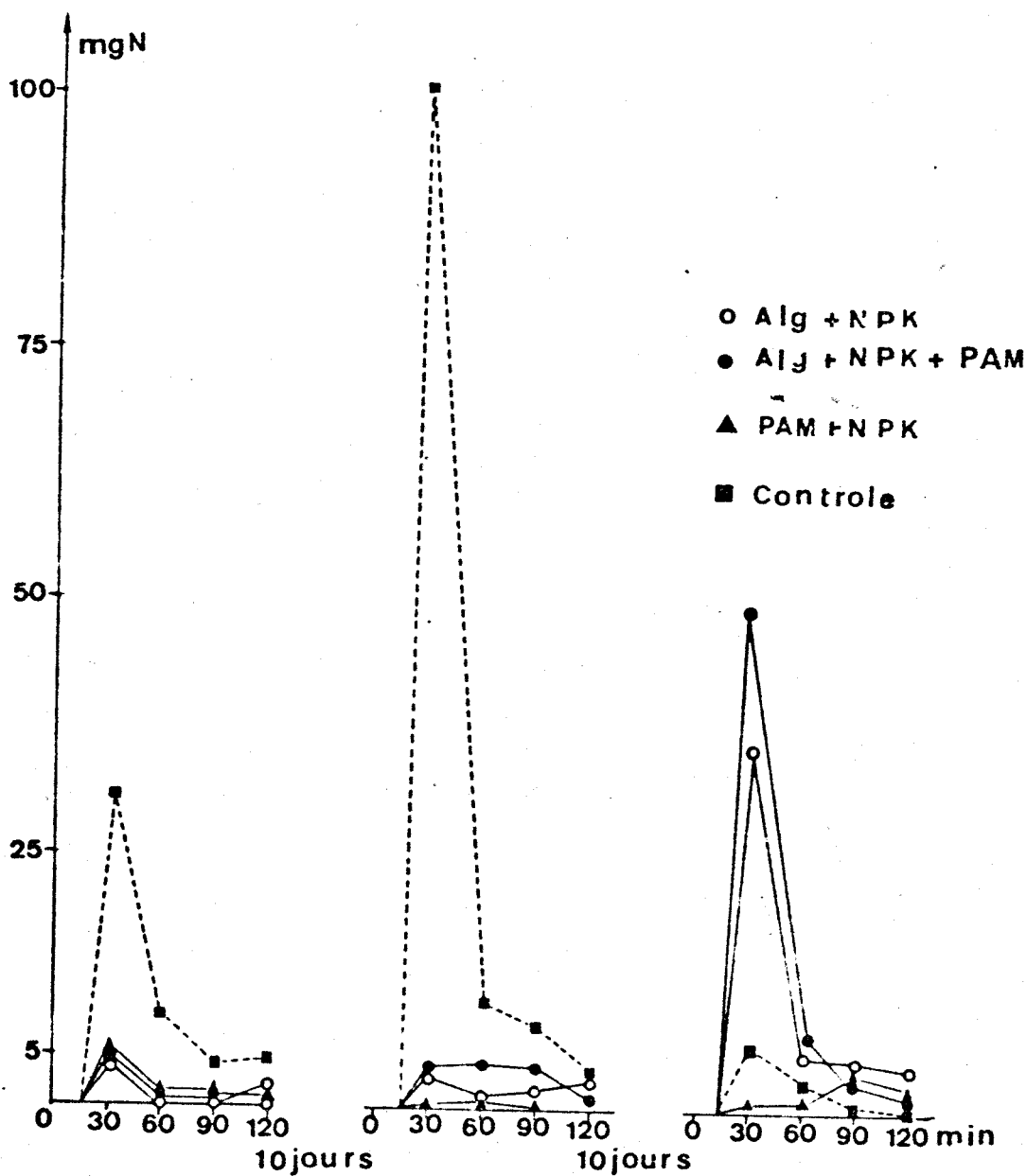
Quand les alginates sont mélangés à la polyacrylamide, la percolation des éléments nutritifs descend à nouveau à cause de la fixation par l'application de polyacrylamide.

II.7.2.2. Mécanisme du ruissellement des éléments nutritifs.

II.7.2.2.1. Ruissellement de nitrate.

Le mécanisme du ruissellement des éléments nutritifs a été observé plus en détail. Le ruissellement de N-NO_3^- est donné dans la figure 48.

Fig 48^B: Pertes de nitrate par érosion pour les différents conditionneurs de sol pendant trois averses de 120 minutes séparés par deux périodes de sécheresse de dix jours.

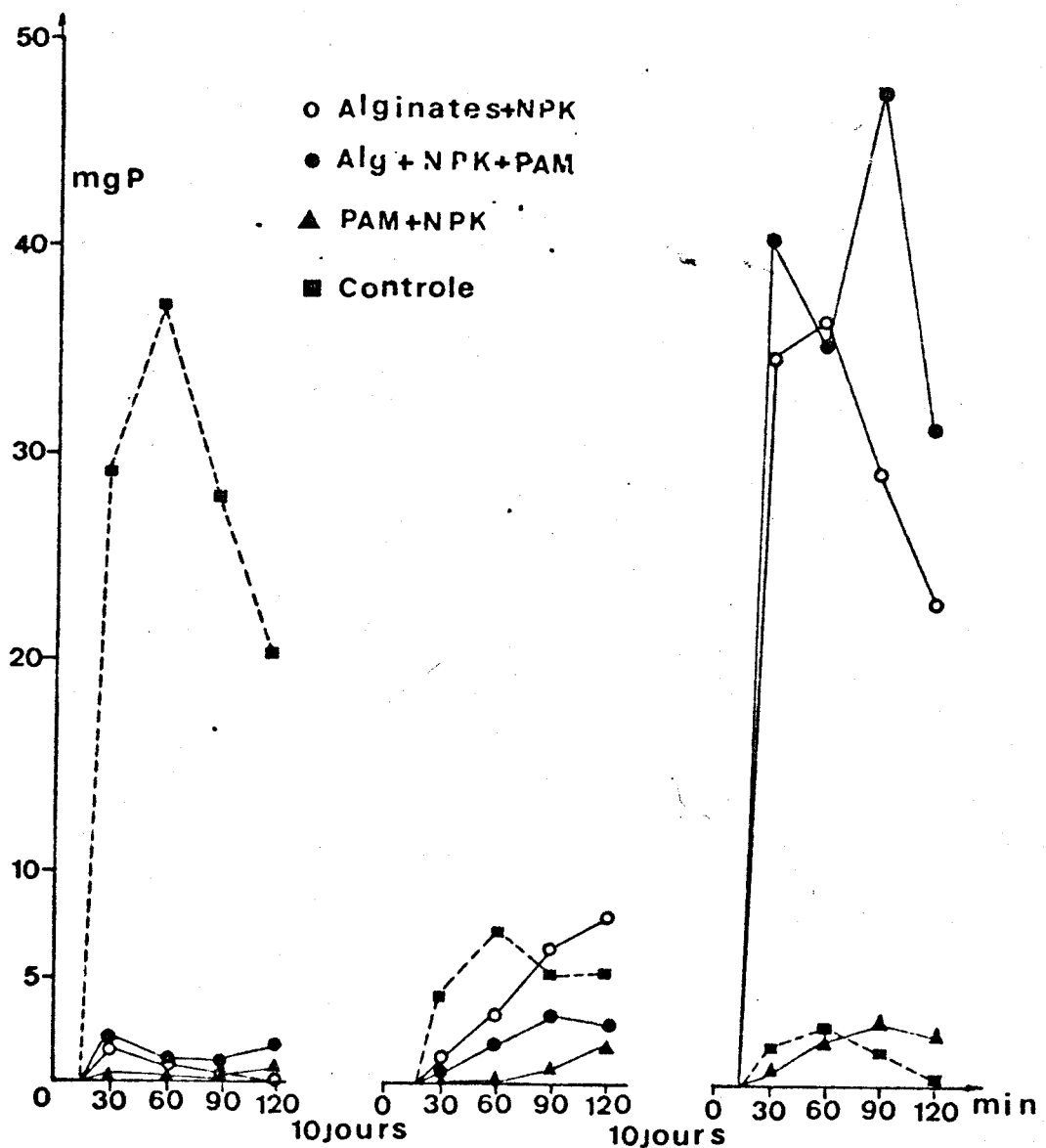


Pour les nitrates il y a une grande perte dans la seconde pluie. Ce phénomène a été discuté en détail au chapitre 4.5. Pour les sols ayant reçu des conditionneurs cette érosion maximale est détectée à la troisième pluie.

II.7.2.2.2. Erosion de phosphates (sédiment + éclaboussure).

L'érosion des phosphates est plus liée au sédiment. Dans la deuxième pluie les alginates produisent plus de sédiment et des pertes de phosphates concordantes (voir figure 49).

Fig 49: Erosion des phosphates pour différents conditionneurs de sols pendant trois averses de 120 minutes séparés par deux périodes de sécheresse de dix jours.

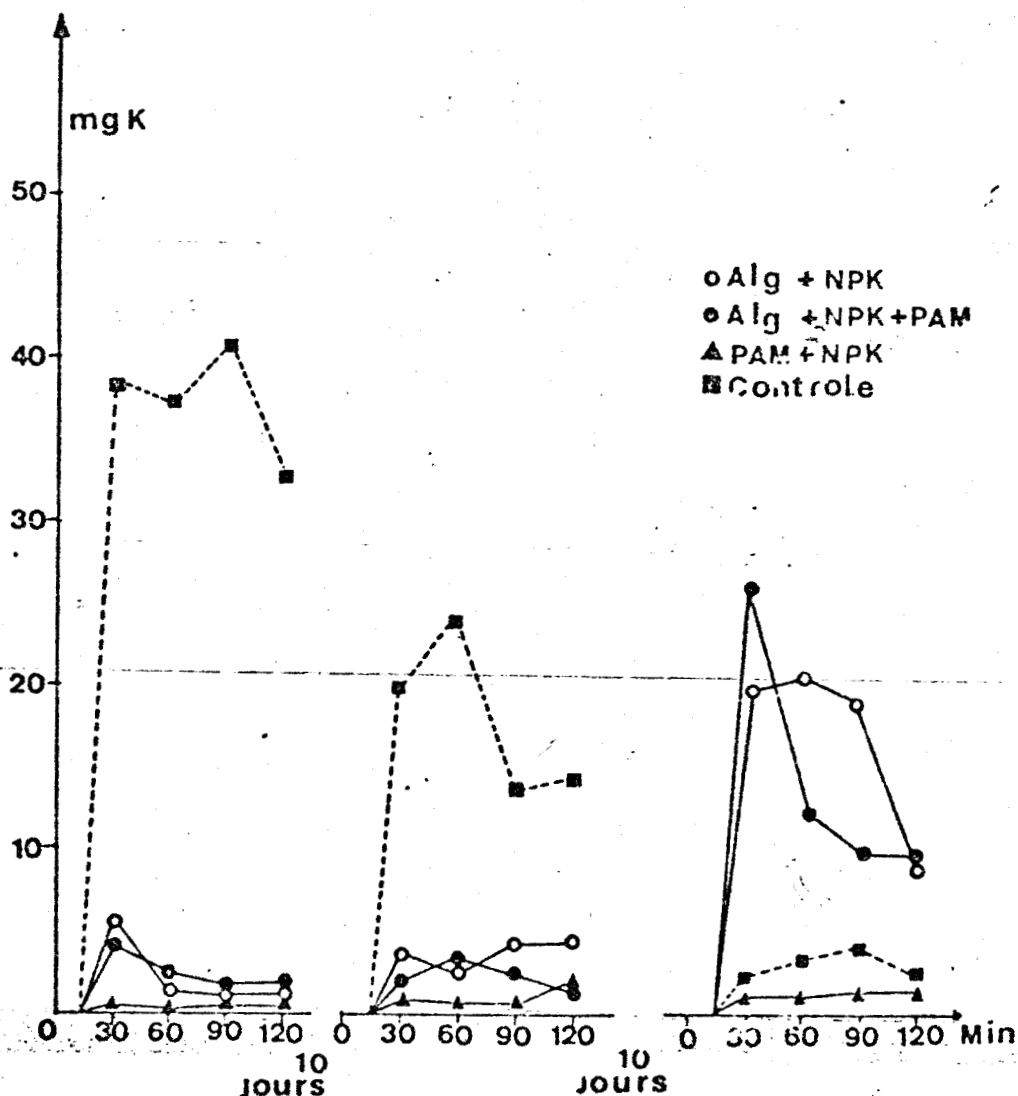


On trouve les pertes maximales pour PAM + alginates et alginates dans la troisième pluie. La rupture des agrégats est la cause et le P reste à la surface même après la deuxième pluie. Le traitement avec PAM est le plus efficace.

7.2.2.3. Erosion de la potasse (sédiment + éclaboussure).

Pour la potasse les mêmes conclusions peuvent être tirées que pour les phosphates.

Fig 50: Erosion de potasse pour différents traitements du sol pendant trois averses de 120 minutes séparés par deux périodes de sécheresse de dix jours.

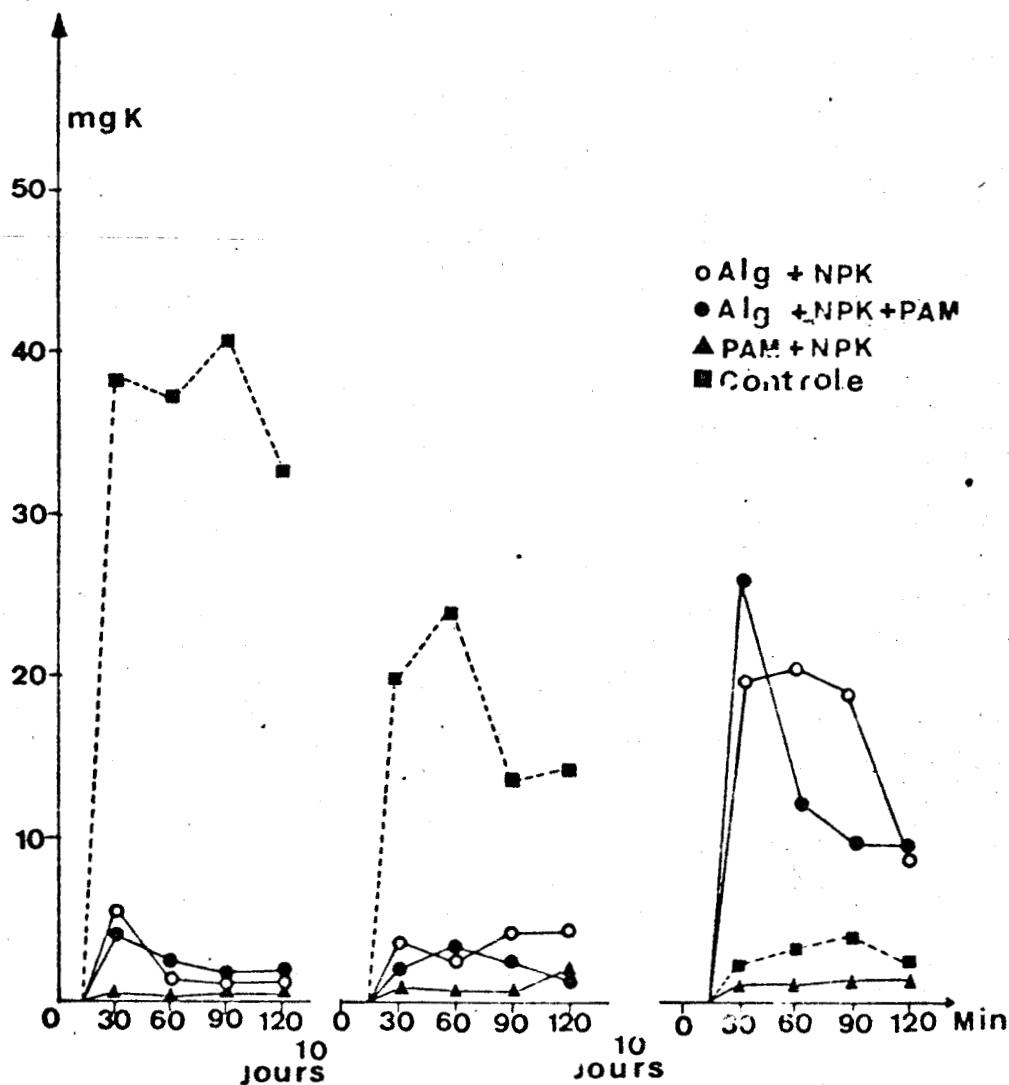


On trouve les pertes maximales pour PAM + alginates et alginates dans la troisième pluie. La rupture des agrégats en est la cause et le P reste à la surface même après la deuxième pluie. Le traitement avec PAM est le plus efficace.

II.7.2.2.3. Erosion de la potasse (sédiment + éclaboussure).

Pour la potasse les mêmes conclusions peuvent être tirées que pour les phosphates.

Fig 50: Erosion de potasse pour différents traitements du sol pendant trois averses de 120 minutes séparés par deux périodes de sécheresse de dix jours.



II.7.2.3. Conclusions.

L'érosion des éléments nutritifs pour le sol de Toradja peut être contrôlée efficacement avec l'emploi de polyacrylamide en application de 20 g/m^2 . Le désavantage de ce traitement est la faible percolation des éléments nutritifs et dès lors les petites quantités d'éléments assimilables.

Avec l'emploi des alginates à raison de 3 g/m^2 sur la surface du sol, les agrégats se brisent déjà pendant la seconde pluie. Une augmentation de la concentration jusqu'à plus de 5 g/150 ml peut poser des problèmes de viscosité. L'avantage des alginates est une plus grande quantité d'éléments assimilables dans la percolation.

Un mélange des alginates avec le PAM provoque dans une légère augmentation de la stabilité, mais la fixation se présente encore.

II.8. Comparaison des effets des différents conditionneurs de sol sur le sol d'Egbeda (Mulch, Bitumen, Uresol).

II.8.1. Conditions de l'expérience.

Le sol d'Egbeda avec une composition des agrégats de 1-2.83 mm dans des récipients de 579 cm² et sous une pente de 15% fut employé. Après l'application des engrais suivit l'application d'un paillis (10 g/579 cm²), de bitume (5.7 g/579 cm²) ou d'uresol (4 g/579 cm²). Après un séchage de 2 jours, l'application de la pluie fut effectuée à une intensité de 40 mm/heure pendant 2 heures et un échantillon de 50 ml analysé pour les éléments nutritifs.

II.8.1.1. Erosion de sol par éclaboussure, ruissellement et percolation de l'eau.

Le tableau 49 donne les quantités des différentes fractions.

Tableau 49 Quantités de sol et d'eau - bilan de l'érosion.
=====

Traitement	Ruissellement sol(g) eau(ml)		Percolation (ml)	Eclaboussure (g)
Contrôle	5.87	910	870	4.04
Paillis	0.05	75	1670	1.31
Bitume	1.20	520	1270	4.66
Uresol	0.45	50	1970	0.80

En ce qui concerne le ruissellement, le paillage est le traitement le plus efficace. L'érosion de sol est très limitée. Il y a même une réduction d'un facteur de 100 en comparaison avec le contrôle. L'uresol, un nouveau produit chimique, est aussi très efficace pour combattre l'érosion et a permis la plus grande stabilité structurale (0.80 g d'éclaboussure).

II.8.1.2. Erosion des éléments nutritifs (bilan).

Le bilan des éléments nutritifs (en pourcentage des

quantités appliquées) est donné dans le tableau 50

Table 50: Quantités de N, P, K (% des quantités appliquées)
===== dans les différentes fractions.

Fraction	Traitement	Quantités de condi- tionneurs par 579 cm ²	% de N	% de P	% de K
Ruissellement	contrôle	-	0.75	3.11	3.26
	paillis	10 g	0.27	0.24	0.47
	Bitume	5.6 g	0.43	1.24	1.78
	Uresol	4 g	0.18	0.19	0.19
Eclaboussure	contrôle	-	0.29	0.52	0.52
	paillis	10 g	0.15	0.13	0.26
	bitume	5.6 g	0.71	0.45	1.04
	uresol	4 g	0.14	0.10	0.21
Percolation	contrôle	-	35.67	0.68	11.15
	paillis	10 g	67.76	21.40	26.25
	Bitume	5.6 g	62.49	8.03	16.92
	uresol	4 g	40.39	19.52	19.86

Les quantités perdues par érosion sont les plus élevées pour le blanc. Pour le paillage, la quantité de nitrates dans l'eau de lessivage est plus élevée. Ces résultats sont conformes à ceux de Hoyt et al. (1977).

Pour le sol d'Egbeda, le paillage est plus efficace que l'emploi de bitume ou d'urésol pour combattre l'érosion de sol tandis que l'urésol est le plus efficace pour éliminer les pertes de NPK par ruissellement. Pour l'éclaboussure le paillis devient équivalent à l'urésol.



Etude sur le terrain pour estimer l'érosion des éléments nutritifs.

Introduction.

En Europe, la pollution des eaux de surface d'origine agricole n'est pas si désastreuse qu'on^{le} croît et l'érosion des éléments nutritifs ne doit pas être surestimée. Pourtant une mesure constante est recommandée comme a dit Hood (1975) aux Etats-Unis.

L'étude présente fut faite pour obtenir des estimations de l'érosion par le ruissellement et par le sédiment au Sud des Flandres et leur contrôle éventuel avec la polyacrylamide et les solutions bitumineuses. Bien que l'étude fut de courte durée, elle permet déjà de voir les possibilités des stabilisateurs de sol pour arrêter la perte de fertilité des sols.

Matériaux et méthodes.

La région où les expériences furent réalisées se trouve au Sud des Flandres dans un paysage ondulé dans la zone de transition entre limon et sable. Le profil consiste en un sable limoneux dans la couche arable qui couvre un horizon argileux.

La texture de la couche arable est : argile (0-2 μ) : 4.1%, limon (2-50 μ) : 25.2% et sable (>50 μ) : 70.7%. La C.E.C. est 9.29 maeg/100g, le pH H₂O : 7.03 et le pH KCL : 6.61. L'indice de perméabilité selon Williams et al. (1966) est 0.64 et l'indice de stabilité déterminé par tamisage humide suivant De Leenheer et De Boodt (1959) : 1.17.

Des champs d'essais de 6 m x 1 m ont été construits avec un taux de pente de 5%.

Le sol fut fertilisé avec des engrais sous forme granulée à une dose équivalente à 200 kg P et K, 100 kg N-NH₄⁺ et 100 kg N-NO₃⁻ ce qui est considérée comme une dose suffisante pour une production végétale efficace dans la région.

Les formes d'engrais employées étaient : NH_4NO_3 (26%) avec 13% de N-NO_3^- et 13% de N-NH_4^+ , superphosphate avec 18% de P_2O_5 et de muriate de potasse (60% K_2O) et ils furent appliqués à la surface du sol.

Bien que N et P soient les éléments nutritifs les plus intéressants, l'érosion de la potasse fut aussi étudiée pour ses relations avec la production végétale.

Après que les engrais eussent été ratissés sous la surface, des conditionneurs furent appliquées en surface dans les quantités suivantes :

- polyacrylamide : 10 g par mètre carré.
- émulsion bitumineuse : 100 g par mètre carré.

Le ruissellement et l'érosion de ces essais furent mesurés après chaque pluie qui les produisait et chaque fois les échantillons furent analysés au laboratoire.

Cette étude doit être considérée comme un début. Des couvertures végétales différentes feront l'objet d'études ultérieures.

Résultats et discussion.

Six averses pendant une période de six mois ont été évalués pour l'érosion des éléments nutritifs sur le sol sable limoneux au Sud des Flandres. Pour ces six averses, la quantité totale de pluie était de 21.56 cm. Ce volume de précipitation se situe 4 % en dessous de la précipitation moyenne pour les quatre dernières années pendant la même période (1er mars jusqu'au 1er septembre) et peut être considéré comme une bonne moyenne hydrologique pour la région. Dans des régions humides, les essais sont effectués normalement sur de nombreuses années pour obtenir un échantillonnage adéquat du cycle climatique, mais la période sous étude était suffisante parce que le but principal de l'étude était d'évaluer des conditionneurs du sol. Les quantités de pluie, le facteur EI_{30} correspondant, les quantités d'eau de ruissellement et de sol

érodé ($\text{g}/6 \text{ m}^2$) pour les traitements différents sont donnés dans le tableau 51 .

L'érosion totale en kg/ha fut calculée en employant le facteur taux et longueur de pente décrit par Wischmeyer et Smith (1975) et était respectivement de $76.424 \text{ kg}/\text{ha}$, $0.985 \text{ kg}/\text{ha}$ et $8.759 \text{ kg}/\text{ha}$ pour le champ d'essai blanc et ceux traités respectivement avec la polyacrylamide et la solution bitumineuse.

Dans ce contexte De Boodt et Gabriels (1979) citent les travaux de Pauwels et al. et de Bolline, qui ont trouvé respectivement une érosion de $400 \text{ kg}/\text{ha}/\text{an}$ dans la même région sur un sol sable limoneux et une érosion de 4 tonnes/ha sur les champs de la région limoneux des bas-plateaux de la Belgique pour la période de janvier jusqu'à septembre 1975. Toutes ces valeurs sont plus basses que la limite de tolérance de 12 tonnes/ha proposée par Bennett (1939).

La polyacrylamide est la plus efficace et réduit l'érosion de sol à 1.2% du blanc.

L'indice de perméabilité, déterminé suivant Williams et al. (1966), était de 0.56, ce qui indiquait une bonne stabilité structurale qui résulte dans une quantité d'eau de ruissellement de seulement 8.5% de la pluie. Pour les champs d'essais avec polyacrylamide et bitume, resp. 1.3% et 3.7% de la pluie se retrouvaient sous forme d'eau de ruissellement.

Tabl.51 : Quantités et érosivité de la pluie, quantités d'eau de ruissellement et de sol érodé pour les six averse sur un sol sable limoneux de Melden (Belgique).

Date	Pluie (cm)	EI ₃₀ joule/m ²	Eau de ruissellement (cm)			Sol érodé (g)		
			Contrôle	PAM	BIT	Contrôle	PAM	BIT
23/3/78	2.56	1.00	0.08	0.02	0.05	37.90	0.38	3.37
2/5/78	4.69	4.65	0.33	0.05	0.17	33.01	0.55	3.52
8/5/78	3.47	2.91	0.28	0.04	0.07	19.60	0.06	0.00
15/8/78	3.32	4.91	0.29	0.07	0.20	47.94	0.22	0.89
23/6/78	2.77	0.51	0.27	0.02	0.05	37.54	0.42	0.84
15/8/78	4.75	2.13	0.12	0.01	0.02	13.16	0.25	0.89
Total	21.56	16.11	1.37	0.21	0.56	189.15	1.88	9.51

Pour les six averse, l'érosion de NPK par ruissellement fut calculée pour les traitements différents avec le conditionneur de sol et comparée avec le blanc qui avait reçu seulement 200 kg de NPK/ha. La valeur de LSD (least significant difference) fut calculée et les résultats sont donnés dans le tableau 51.



Tableau 52: Différences significatives au niveau de 1% pour le
===== ruissellement de N, P et K entre le blanc (200 kg/
ha N,P,K) et les essais avec PAM et bitume .

Averse	N-NH ₄ ⁺		N-NO ₃ ⁻		P		K	
	PAM	BIT	PAM	BIT	PAM	BIT	PAM	BIT
I	-	-	-	-	-	-	-	-
II	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
III	xx	-	xx	xx	xx	xx	-	-
IV	xx	xx	-	-	-	-	-	-
V	-	-	-	-	xx	xx	xx	xx
VI	xx	xx	-	-	xx	xx	xx	xx

xx Différence significative au niveau de 1%.

Pendant la première averse les engrais deviennent solubles, ainsi le ruissellement est plus similaire pour les différents traitements. Mais pendant la seconde pluie d'intensité élevée, des différences réelles se présentent.

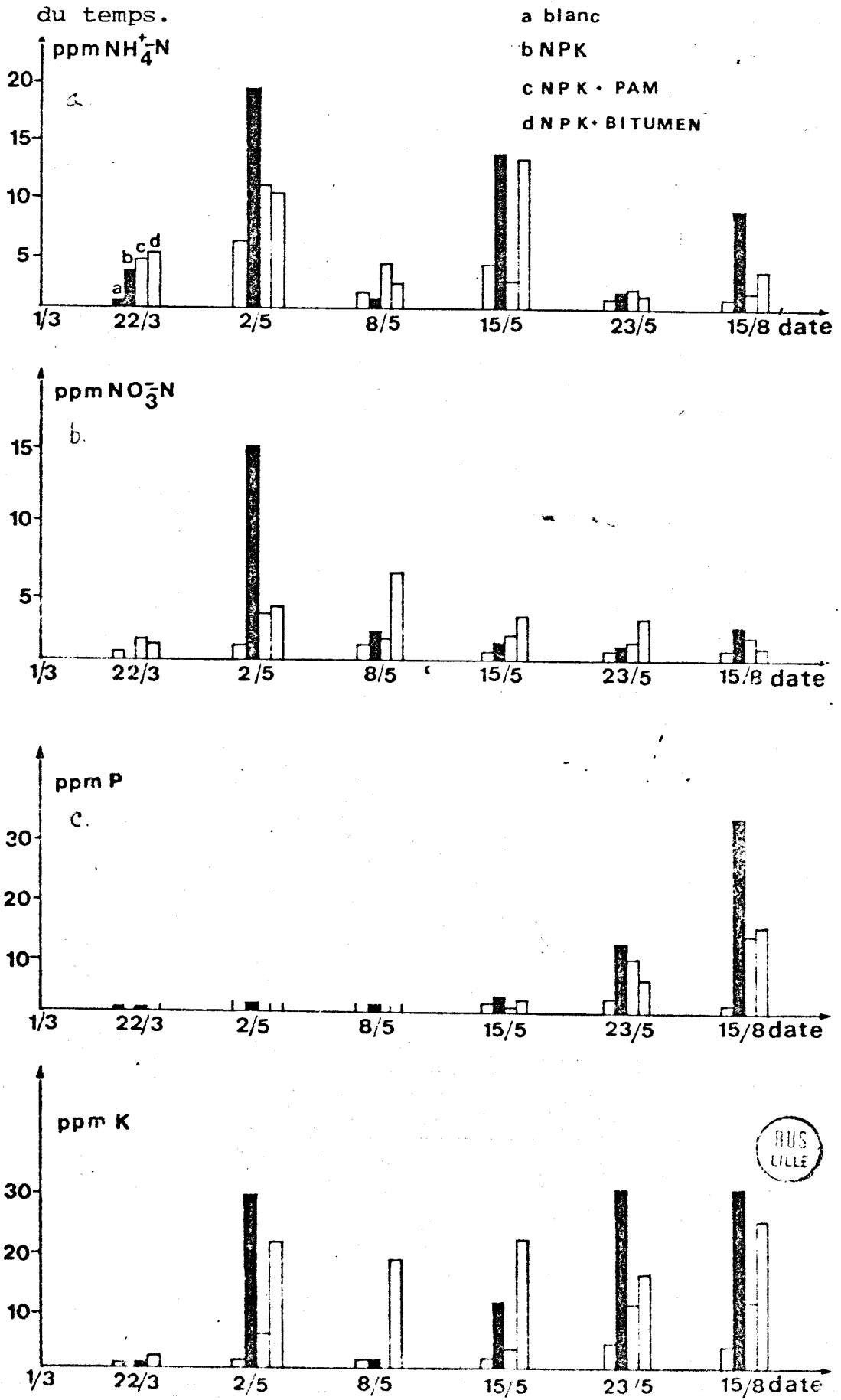
Le comportement particulier du nitrate se produit. En effet, les différences statistiques se présentent pendant la seconde et la troisième pluie. Plus tard, ces différences se perdent car la plupart des nitrates sont lessivés ou perdus par ruissellement.

Les pertes des éléments nutritifs en fonction de la quantité de l'eau de ruissellement ont donné un coefficient de corrélation respectivement de $r = 0.824$, $r = 0.548$, $r = 0.782$ et $r = 0.968$ pour N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, P soluble et K soluble.

Des essais dans le champ ont produit des coefficients de corrélation de 0.82^{xx} et 0.66^{xx} pour le NO₃⁻ et l'eau de ruissellement dans deux bassins (Kilmer et al. 1974).

Les concentrations maximales dans l'eau de ruissellement étaient resp.^{de} 14, 18, 30 et 35 ppm pour N-NO_3^- , N-NH_4^+ , P et K solubles. Les concentrations dans l'eau de ruissellement sont données dans la figure 51 a, b, c, d.

Fig 51 : Concentrations des éléments nutritifs en fonction du temps.



La conclusion de la figure 5I est la suivante : les concentrations maximales de NPK sont moins élevées avec des conditionneurs de sol que pour le blanc qui a reçu seulement des engrais et pas de conditionneurs.

En comparant les différentes averses, les éléments nutritifs s'érodent d'une manière différente. Les concentrations de nitrate et d'ammonium ont tendance à être les plus élevées dans le ruissellement des premières averses et diminuent au cours de la saison. Ce comportement est différent pour phosphates où le ruissellement commence plus tard parce que ces engrais sont moins solubles (engrais granulés). Les pertes dépendent principalement des caractéristiques de désorption du sol. Les concentrations peuvent excéder 36 ppm 6 mois après l'application. Ce délai pour le phosphore se présente aussi dans des essais avec le simulateur de pluie pendant une seule averse de deux heures à une intensité de 60 mm/heure. Les concentrations de potasse montrent des pertes plus constante que pour les autres éléments nutritifs avec des concentrations jusqu'à 30 ppm.

Par l'utilisation de ces données, les concentrations moyennes géométriques peuvent être calculées (tableau 53) et donnent une image plus générale par l'exclusion des valeurs extrêmes.

Tableau 53 : Concentrations moyennes géométriques des éléments
===== nutritifs.

Traitement	N-NO ₃ ⁻ (ppm)	N-NH ₄ ⁺ (ppm)	P (ppm)	K (ppm)
Blanc	0.13	1.57	0.58	2.08
Blanc + NPK	2.10	4.23	1.45	6.59
PAM 10 g/m ²	1.48	2.85	1.70	1.61
BIT 100 g/m ²	1.95	3.48	0.99	14.09

Pour deux bassins en Oklahoma, Olness et al. (1975) ont trouvé des concentrations moyennes de N-NO_3^- de 0.2 à 1.9 ppm et de P soluble de 0.04 à 0.09 ppm. Au Blackland Prairie du Texas, Kissel (1976) a rapporté des concentrations moyennes de 2.9 et 2.3 ppm de N-NO_3^- pendant une période de 5 ans. Les valeurs obtenues à Melden (2.10 ppm N-NO_3^- et 1.45 ppm P) sont très bien comparables avec les valeurs précédentes.

Le pourcentage des engrais perdus par érosion est donné dans le tableau 54.

Tableau 54: Pourcentage des engrais perdus pour les différents
===== traitements (P et K : extractibles avec de l'acétate d'ammonium).

Traitement	% de N-NO_3^-	% de P	% de K	% de N-NH_4^+
contrôle + NPK	0.91	1.26	1.18	0.52
PAM 10 g/m ²	0.07	0.03	0.05	0.04
BIT 100 g/m ²	0.47	0.09	0.35	0.18

Le facteur de pente / longueur de pente n'étant pas connu, il semble plus raisonnable d'exprimer les pertes en le pourcentage des engrais appliqués.

Bien que les conditions des études comparables sont différentes aux Etats-Unis, il semble raisonnable de comparer les pertes des éléments nutritifs par érosion.

Moe et al. (1967) ont rapporté des pertes par érosion de N de $1\text{'NH}_4\text{NO}_3$ (224 kg/ha) après 24.5 cm de pluie sur une pente de 13% de 2 à 15%. En Géorgie, White et al. (1967) ont trouvé des pertes de 0.15 - 2.3% de $1\text{'NH}_4\text{NO}_3$ dans l'eau de ruissellement quand les engrais étaient appliqués sur un limon sableux à une pente de 5%. Nos valeurs de l'érosion de

0.91% N-NO_3^- et 0.52% N-NH_4^+ sont bien comparables avec ces observations; bien que, comme l'ont dit Schuman et Burwell (1974), l'érosion des nitrates peut venir de la quantité présente dans la pluie. En Belgique on ne trouve pas des estimations de ces quantités.

Pour les phosphates solubles, Römken et Nelson (1970) ont trouvé des pertes par érosion de 1.0 à 1.26% de P soluble dans 24.5 cm d'eau de ruissellement quand le champ était fertilisé avec 112 kg/ha et dans le bassin de la rivière "Fall Creek". Johnson et al. ont trouvé pendant 20 mois une perte de moins de 1% des engrais phosphatiques sous forme soluble.

Pour la potasse soluble, il n'existe pas beaucoup de données dans la littérature parce que la potasse n'est pas considérée comme étant un grand polluant du milieu. La quantité de potasse soluble de 1.18% perdue par érosion n'est pas une grande perte économique pour cet élément nutritif.

Conclusions.

Les conditionneurs de sol sont également efficaces pour contrôler l'érosion des éléments nutritifs des terres arables. La polyacrylamide est le traitement le plus efficace et a réduit les pertes par érosion avec un facteur de 40 pour les phosphates, 25 pour la potasse et 13 pour NH_4^+-N et NO_3^--N , comparé au blanc.

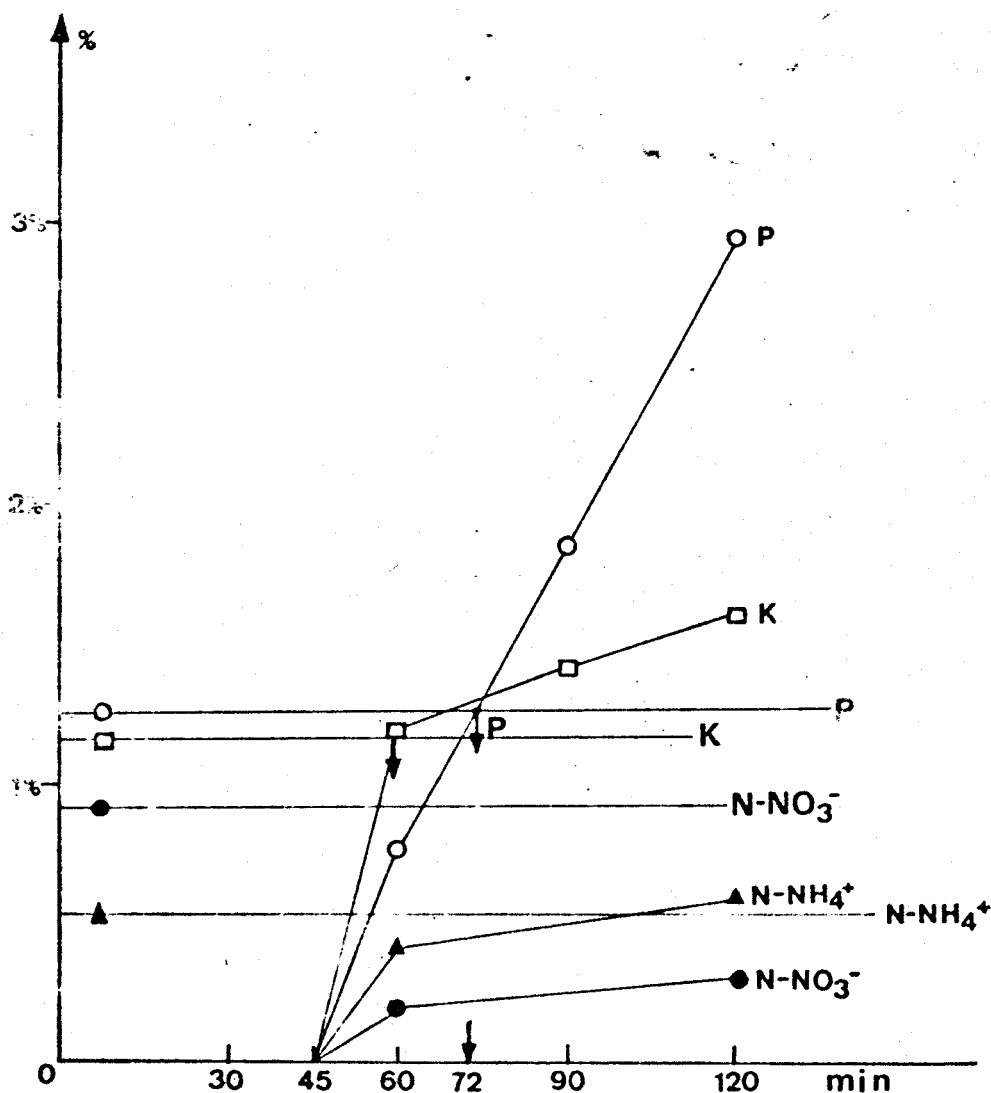
Pour tous les éléments nutritifs, les pertes par érosion de étaient moins de 1.5% des applications des engrais les plus récentes avec des concentrations de resp. 4.2, 2.1, 1.5 et 6.6 ppm pour NH_4^+-N , N-NO_3^- , P et K soluble dans l'eau de ruissellement pour le blanc sans conditionneurs de sol.

La conclusion générale est que pour le moment, l'érosion des éléments nutritifs pendant la saison de culture n'est pas un problème majeur pour la pollution ou la perte économique des engrais. L'image peut changer si une couverture végétale est présente sur le champ.

II.10. Comparaison de l'érosion déterminée sur le terrain et l'érosion avec le simulateur de pluie.

Pour simuler l'érosion sur le terrain à Melden sur le sol sable limoneux des expériences ont été effectuées avec le simulateur de pluie dans des conditions plus sévères sur une échelle plus petite et dans un délai beaucoup plus court. Le degré de pente était ^{de} 33% et l'intensité de la pluie de 30mm/heure pendant deux heures. Les quantités des éléments érodés sont exprimées en pourcentage des quantités appliquées. Le sol était soumis à une application d'engrais granulés comme sur le terrain. Les résultats sont présentés dans la figure 52.

Fig 52 : Erosion des éléments nutritifs dans le laboratoire et sur le terrain.



En comparant l'énergie qui a été appliquée on trouve des valeurs suivantes :

a) Dans le laboratoire

En employant la relation entre l'énergie cinétique et l'intensité (Gabriels, 1973) $KE = 21.01 I + 5.16$ on trouve 635.46 joules/heure/ m^2 ou pour $579cm^2$: 36.79 joules/heure/ $579cm^2$ ou pour deux heures : 73.58 joules/ $579cm^2/2$ heures, ce qui correspond à facteur de $73.58 \times 0.3 = 22.07$ joules/ $579cm^2 \times cm/heure$, qui est en effet le EI_{30} .

b) Sur le terrain

Sur le terrain on trouve $96.66 \text{ joules}/6m^2 \times cm/heure$. Il est bien connu que l'érosion du sol ne commence que lorsqu'un niveau minimal d'énergie est atteint. De là les quantités de sol perdu : sur le terrain $31.5 \text{ g}/m^2$ et au laboratoire $229.9 \text{ g}/m^2$.

Sur la figure 52, on voit clairement que l'érosion des éléments nutritifs apparaît en moins de deux heures, pour le P et K entre 60 et 72 minutes, pour $1'NH_4^+$ à 100 minutes. Seul le nitrate n'a pas atteint la limite pour le terrain ce qui est provoqué par l'augmentation de l'infiltration dans le laboratoire où on a employé une couche de 5 cm et où le sous-sol n'est pas saturé.

Résumé et conclusions.

Dans cette étude avec le simulateur de pluie des paramètres différents ayant une influence sur l'érosion des engrais ont été étudiés. D'une part il s'agit des facteurs physiques comme la longueur et le taux de la pente, l'énergie de la pluie, l'infiltration, la perméabilité et la stabilité des agrégats et d'autre part des paramètres inhérents à l'utilisation des engrais, comme la dose, le placement et la forme des éléments nutritifs.

L'étude de la dose permettait de déduire la relation entre les concentrations des phosphates et de la potasse soluble dans l'eau, dans le ruissellement et la fraction liée au sédiment. Pour les sols d'Eggewaerts et de Toradja ces relations peuvent être expliquées par la nature de l'argile, les teneurs en matière colloïdale comme la matière organique, les oxydes de fer et d'aluminium et la teneur de ces constituants dans le sol original.

Le mélange des engrais au sol entraîne une diminution de l'érosion des éléments nutritifs pour le sol de Toradja parce que la concentration, là où la surface n'est pas si élevée pour l'application mélangée et l'érosion est essentiellement un phénomène de surface.

En ce qui concerne les formes de phosphates perdues par érosion, ce sont plutôt les phosphates liés à l'oxyde d'aluminium qui sont affectés. La conséquence est que ce sont surtout les phosphates extractibles par la plante qui sont perdus. Après la pluie, un degré de concentration se développe dans le sol avec les plus grandes concentrations de P et K près de la surface, ce qui indique une réaction immédiate avec le sol quand l'eau de percolation passe dans le profil. Pour le nitrate par contre, la concentration est plus grande au milieu.

La période de sécheresse a une influence sur le mouvement des éléments nutritifs; le nitrate peut monter à la surface

au cours de cette période; les pertes par érosion peuvent alors être plus élevées que prévu.

En comparant trois sols de caractéristiques différentes, on constate que les pertes de N, P et K par l'eau de ruissellement mettent en évidence un mécanisme qui est le résultat de différents facteurs physiques comme l'infiltration, le début de l'érosion, la battance et d'autre part les influences de facteurs chimiques et physico-chimiques de la surface comme la nature de l'argile et la teneur en sesquioxides.

Dans toutes nos études, la mobilité du nitrate (Eggewaerts, Toradja) est plus élevée que celle de la potasse ou des phosphates. En effet, la plus grande partie est perdue au début du ruissellement. La mobilité de P et K dépend entre autres de la forme des engrais et de la quantité de P et K dans le sol original.

L'étude de la forme des engrais appliqués à la surface (Melden, Eggewaerts, Burst) donnait des pertes par érosion plus grandes pour les engrais granulés avec l'eau de ruissellement, mais de plus faibles concentrations liées aux sédiments.

Pour des longueurs de pente (Eggewaerts) différentes, le matériel érodé contenait plus d'argile, plus de matière organique et une plus grande capacité d'échange que le sol original; ce phénomène est le plus prononcé au début du ruissellement, ce qui est aussi valable pour le P et K liés au sédiment. Bien que la quantité de sol érodé augmente plus que proportionnellement avec la longueur de la pente, les pertes des éléments nutritifs sont presque linéaires. Des relations linéaires existent pour l'éclaboussure et les éléments nutritifs liés à cette fraction.

Pour le sol Alagba et Egbeda les pertes de sédiment par érosion peuvent être exprimées par des relations paraboliques. Aussi, dans ce cas, le sédiment est plus riche en matière colloïdale. Il était impossible de déduire des

relations entre les pertes en éléments nutritifs et le taux de pente.

L'intensité ou l'énergie de la pluie produisent une relation linéaire avec l'érosion de sol, le ruissellement et l'éclaboussure pour les trois sols (Eggewaerts, Melden, Burst). Pour le nitrate, le phosphate et la potasse extractibles il y a des relations paraboliques. Il existe une bonne corrélation entre les quantités de sol érodé et les phosphates et la potasse liés au sédiment et perdus par érosion.

A des intensités élevées, les pertes des phosphates extractibles par éclaboussure constituent une plus grande contribution à l'érosion totale que les pertes par ruissellement. Pour la potasse et le nitrate le rapport entre ces deux formes est généralement plus élevé à des intensités élevées que pour le phosphate, car ces éléments sont plus solubles dans l'eau, ce qui implique des pertes élevées par l'eau de ruissellement.

En comparant les méthodes isotopiques (Eggewaerts, Melden, Burst) avec le K^{42} et les méthodes conventionnelles pour estimer la quantité de l'élément nutritif venant du sol et des engrais, on obtenait des résultats comparables pour les quantités de ces fractions dans le ruissellement, la percolation et l'éclaboussure. Il existe une corrélation entre les indices d'instabilité (Melden, Eggewaerts, Burst) des agrégats, la perméabilité initiale, les vitesses d'infiltration et la quantité de sol érodé.

Pour le contrôle de l'érosion des éléments nutritifs (Toradja) l'on a étudié la polyacrylamide mélangée au sol. La quantité d'eau a été réduite de 8 fois et il n'y avait même pas d'érosion de sol après deux heures à une intensité de 60 mm/heure. L'érosion des éléments nutritifs diminue avec un facteur de resp. 3, 16, 25 pour N P K. Pour une dose de 200 - 200 - 200 kg NPK/ha une gradation analogue de phosphates vers la profondeur de sol se développe avec PAM ou sans PAM. L'influence de la période de sécheresse est moins

prononcée sur le mouvement du nitrate. En général il existe une relation entre le volume d'eau de ruissellement et la quantité de N et P dans le ruissellement et la dose de PAM.

Après une heure d'agitation, l'on retrouve encore 20% de P, 17% de N et 10% de K dans les agrégats stabilisés (Toradja).

L'application des alginates (Toradja) entraîne une percolation plus élevée pour P et K. Par contre, lorsqu'ils sont mélangés à la polyacrylamide, l'on observe à nouveau une diminution.

Pour le sol Egbeda, le paillage est le traitement le plus efficace, comparé au bitume ou à l'uresol, pour combattre les pertes de sol par érosion tandis que l'uresol est le plus efficace pour éliminer les pertes de NPK par ruissellement. Pour l'éclaboussure le paillis et l'uresol se valent.

Dans des champs d'essai (Melden), sur le sol sable limoneux, l'application de polyacrylamide (10 g/m^2) et de bitume (100 g/m^2) entraînaient une diminution du ruissellement de 8.5% jusqu'à 1.3% et 3.7% de la pluie totale, du sol érodé de 74.4 kg/ha jusqu'à resp.: 0.9 kg/ha et 8.8 kg/ha pour les deux traitements. Les réductions des pertes des éléments nutritifs se produisaient resp. avec un facteur de 40, 25, 13 et 13 pour P, K, N-NO_3^- et N-NH_4^+ .

Les essais sur le sol de Melden avec le simulateur de pluie ont montré que la perte des éléments nutritifs par érosion comparables au terrain peut apparaître en deux heures de pluie à 30 mm/heure et sur une pente de 33%, pour une fertilisation avec la même quantité d'engrais, ce qui montre donc la validité de cette étude de simulateur de pluie pour l'estimation des pertes des éléments nutritifs par érosion.

=====

AGUILERA, N.H. et JACKSON, M.L. (1953).

Iron oxide removal from soils and clays.

Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 17, 359-364.

AINA, P.O., LAL, R. et TAYLOR, G.S. (1976).

Soil and Crop management in relation to soil erosion
in the rainforest region of Western Nigeria.

Proc. National Soil Erosion Conference, 25-26 May,

Purdue Univ. Indiana, USA.

ALLISON, L.E. et MOORE, D.C. (1956).

Effect of VAMA and HPAN conditioners on aggregation:
surface crusting and moisture retention in alkali
soils.

Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 20, 143-146.

ALLISON, F.E. (1963).

Soil organic matter and its role in crop production.

Developments in Soil Science, 3. Elsevier, Amsterdam,
637 pp.

ARIELLA, R. et AVNIMELEH, Y. (1977).

The effect of drying on the colloidal properties and
stability of humic compounds in soil.

Paper from Technics Research and Development Founda-
tion Ltd (Israel).

AYRES, A.S. et HAGIMARA, H.H. (1953).

Effect of the anion on the sorption of potassium by
some humic latosols.

Soil Sci. 75, 1-17.

BALBA, A.M. (1975).

Organic and inorganic fertilisation of sandy soils.

Sandy Soils. FAO Bulletin N° 25, 23-46 .

BAVER, L.D. (1943).

Practical application of potassium interrelationships
in soils and plants.

Soil Sci. 55, 121-126

BHAT, K.K.S. (1970).

Contribution à la dynamique du phosphore dans les sols tropicaux et des conséquences sur l'alimentation phosphorique des végétaux.

Thèse. Fac. Sciences, Orsay.

BIERMANS, V. (1976).

Karakterisatie van amorfe ijzeroxyden en hun interactie met fosfaat.

Doctorate, Faculteit der Landbouwwetenschappen.

Laboratorium voor Fysische en Radiobiologie, 146 pp.

BIERMANS, V. et BAERT, L. (1977).

Selective extraction of the amorphous Al, Fe and Sioxydes using an alkaline tiron solution.

Clay Minerals 12, 127 - 135.

BIRCH, A. (1958).

The effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen availability.

Plant and soil 10 : 9-32.

BISNOL, S.R. et KHATRI, P.N. (1974).

Potassium fixation in Mewar soils.

Journal of the Indian society of soil science

33 (4) : 329-332.

BOSSE, I. (1969).

Erosionsbekämpfung durch Müllkompost.

Garten und Landschaft 8, 19 .

BRAY, R.H. et KURTZ, L.T. (1945).

Determination of total organic and available forms of P in soil.

Soil Sci. 59, 39-45.

BURKE, W. et MULQUEEN, J. (1974).

Fertiliser losses in drainage water from surface water gley.

Irish Journal of Agric. Research 13 (2) :
203-214.

BURKE, W. (1975).

Fertiliser and other chemical losses in drainage water from Blanket Bog.

Irish Journal of Agric. Research 14 : 163-178.

BURKE, W. (1975).

Nitrogen fertiliser losses and other chemical losses in drainage water from Blanket Bog.

Irish Journal of Agric. Research, 14 : 163-178.

BURWELL, R.E., SCHUMAN, G.E., SAXTON, K.E. et HEINEMANN, H.G. (1976)

Nitrogen in subsurface discharge from agricultural watersheds.

Journ. Environ. Qual. Vol. 5, N° 3, 325 - 329.

BURWELL, R.E., SCHUMAN, G.E., PIEST, R.F., LARSSON, W.E. et ALBERTS, E.E.

Sampling procedures from nitrogen and phosphorus in runoff.

Trans. Am. Soc. Agric. Eng. 18 : 912-917.

CALLEBAUT, F. (1978).

Bijdrage tot de studie van het evaporatieproces in een al dan niet kunstmatig gestructureerde leembodem.
Doktoraal Proefschrift. Rijksuniversiteit Gent, 207 pp.

CAMPBELL, C. et BIEDERBEEK, W. (1975).

Effect of rainfall and subsequent drying on nitrogen and phosphorous changes in a dryland fallow loam.

Soil Sci. Am. Proc. 37 (6) : 909-915.

CHESTERS, G. (1969).

Ph. D. Thesis, University of Wisconsin, Madison,
Wisconsin.

CHAIWANAKUPT, P et ROBERTSON, W.K. (1976).

Leaching of phosphate and selected cations from sandy
soils as affected by lime.

Agronomy Journal 68 (3) 507-511.

CHANG, M.L. et THOMAS, G.W. (1963).

A suggested mechanism for sulphate adsorption by
soils.

Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 27 : 281 - 285.

COLLIS-GEORGE, N. et GREENE, R.S.B. (1979).

Effect of Aggregate Size on the Infiltration Behaviour
of a Slaking Soil and its Relevance to Ponded Irriga-
tion.

Austr. J. Soil Res. 1, 65-73

COMMONER, B. (1968).

Threats to the integrity of the nitrogen cycle: Nitro-
gen compounds in soil, water, atmosphere, and preci-
pitation.

Annual meeting, Amer. Assoc. Adv. Sci. Dallas, Texas, 15pp.

COTTENIE, A. et VELGHE, G. (1975).

Het gebruik van de specifieke nitraatelectrode van de
bepaling van nitraten in gronden en planten.

Mededelingen van de fac. der landb. wet. Gent,

38 , 551 - 559.

COTTENIE, A., VERLOO, M., KIEKENS, L. et VELGHE, G. (1976).

Analysemethoden van planten en gronden.

Centrum van de studie van de scheikundige vruchtbaar-
heid van de bodem Rijksuniversiteit Gent, 55 pp.

DE BOODT, M. (1970).

New possibilities for soil conditioning emulsions.
FAO Meeting of European Commission on Agriculture,
Working Party on Water Resources and Irrigation, 4th
Session, Rehovot 1-9.

DE BOODT, M. (1975).

Use of soil conditioners around the world.
Soil Conditioners, Soil Science Society of America,
Inc., 677 South Segoe Road, Madison, Wisconsin, 53711
USA, 1-12.

DE BOODT, M. et GABRIELS, D. (1979).

Erosion agricole des sols en milieu tempéré non méditerranéen.
Séminar, Strassbourg-Colmar, 20-23 Septembre 1979.

DE LEENHEER, L. et DE BOODT, M. (1954).

Discussion on the aggregate analysis of soils by wet
sieving.
Transactions 5th International Congress of Soil Science,
Leopoldville, 1, 14.

DESHPANDE, T.L., GREENLAND, D.J. et QUIRK, J.P. (1964).

Influence of iron and aluminum oxides on the charges
of soil and clay minerals.
Proc. 8th Int. Congr. Soil Sci., 3 : 1213-1225.

DULEY, F.L. (1926).

The loss of soluble salts in runoff water.
Soil Sci. 21 : 401-409.

DULEY, F.L. et RUSSELL, J.C. (1942).

Effect of stubble mulching on soil erosion and runoff.
Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 7 : 77-81.

DUMAS, J. (1965).

Relation entre l'érodibilité des sols et leur caractéristiques analytiques.

Cahiers Orstom, Série Pédologique, III n° 4,
307-333.

EDWARDS, A.P. et BREMNER, J.M. (1967 a).

Dispersion of soil particle by sonic vibration.

J. Soil Sci. 18 : 45-63.

EDWARDS, A.P. et BREMNER, J.M. (1967 b).

Microaggregates in soils.

J. Soil Sci. 18 : 64-73.

EDWARDS, W.M., Simpson E.C. et M.H. Frère (1972).

Nutrient content of Barnlot runoff water.

Journ. Environm. Qual., vol 1, N° 4, 401 - 405.

ELLISON, W.D. (1944).

Studies of raindrop erosion.

Agric. Eng. 25 : 131-136.

ELLISON, W.D. (1947).

Soil erosion studies.

Agric. Eng. 28 : part I, 145-146; part II, 197-201;
part III, 245-248; part IV, 297-300 et part V,
349-351, 353.

EL SWAIFY, S.A. et DANGLER, E.W. (1976).

Soil erosion; prediction and control.

Copyright 1976. Soil Conservation Society of America,
Ankery, Iowa, IO5-II4.

EMERSON, W.W. (1956).

Synthetic soil conditioners.

J. Agric. Sci. 47 : 117-121.

EMERSON, W.W., BOND, R.D. et DEXTER, A.R. (Eds) (1978).

Modification of soil structure.

Proc. 4th Int. Symp. Int. Soil Sci. Soc. Adelaide,
1976. J. Wiley & Sons Ltd, Chichester, 438 pp.

FEDERAL WATER POLLUTION CONTROL ADMINISTRATION (1968).

Report of the Committee on water quality criteria.

U.S. Dep. of the Interior, Washington D.C., 234 pp.

FOURNIER, F. (1967).

Research on soil erosion and soil conservation in
Africa.

Afr. Soils 12 : 53-96.

GABRIELS, D. (1973).

Studie van het water erosieproces door middel van
regenvalsimulatie al dan niet kunstmatig gestructu-
reerde grond.

Doctoraat, University of Ghent, 188pp.

GABRIELS, D. et DE BOODT, M. (1975).

A rainfall simulator for soil erosion studies in the
laboratory.

Pedology XXV (2) : 80-86.

GAMBRELL, R.P., GILLIAM, J.W. et WEED, S.B. (1975).

Nitrogen losses from soils of the North Carolina
Coastal Plain.

Journ. of Envir. Quality 4 (3) : 317-323.

GARDNER, W.H. (1972).

Use of synthetic conditioners in the 1950's and some
implications to their further development.

In : Proceedings of the Symposium on the fundamentals
of soil conditioning. Mededelingen Fakulteit Land-
bouwwetenschappen, Rijksuniversiteit Gent. 37 (3) :
1046-1061.

GASTUCHE, M.C., FRIPIAT, J.J. et SOKOLSKI, S. (1963).

Fixation du phosphore par les hydroxydes de fer et d'aluminium amorphes et cristallisés.

Pédologie, XIII, 1, 155-180.

GREENLAND, D.J. (1972).

Proc. Symp. Fundamentals of Soil Cond.

De Boodt (Ed). Mededel. Ghent Fac. Agric. Sci. p. 897.

GREENLAND, D.J., RIMMER, D. et PAYNE, D. (1975).

Determination of the Structural Stability Class of English and Welsh Soils, using a water coherence test.

Journ. of Soil Science, Vol 26, n° 3, 294 - 303.

HAGEMANN, O. et ANSORGE, H., Jowert, R. (1973).

Possibilities of improving the phosphorus supply in soils by heavy dressings of phosphorus.

Institut für Düngungsforschung, Leipzig. Phosphorsaure 30 (1) : 108 - 119.

HALSTEAD, R.L. (1954).

Ph. D. Thesis, University of Wisconsin, Madison, Wisconsin.

HANWAY, J.J. et LAFLEN, J.M. (1974).

Plant nutrient losses from tile - outlet terraces.

Journ. of Env. Qual. 3 (4) : 351-356.

HASEMAN, J.F., BROWN, E.H. et WHITT, C.D. (1950).

Some reactions of phosphate with clays and hydrous oxides of iron and aluminium.

Soil Sci. 70 : 257 - 262.

HAUNOLD, E. et ZVARA, J. (1975).

Translocation of labelled fertilizer nitrogen in soil columns.

Bodenkultur 26 (3) : 221-232.

HAYS, O.E. (1949).

Investigations in erosion control and the reclamation of eroded land at the Upper Mississippi Valley Conservation Experiment Station near La Crosse, Wisconsin 1933-43.

USDA Techn. Bull. 973.

HENIN, S., MONNIER, G. et COMBEAU, A. (1958).

Méthode pour l'étude de la stabilité structurale des sols.

Ann. Agron., 1 : 73-92.

HOLT, R.F., TIMMONS, D.R. et LATTERILL, J.Y. (1970)

Accumulation of phosphates in water.

J. Agr. Food Chem. 18 : 782-784.

HOOD, A.E.M. (1976).

Nitrogen grassland and water quality in the United Kingdom.

Outlook on Agriculture (1976) 8 (6) : 320-327. ICI Ltd., Agric. - Dur. Jealott's hill Res. Stat., Bracknell, Berks RG12 6EY, UK.

HORTON, R.E. (1940).

An approach toward a physical interpretation of infiltration capacity.

Soil Sci. Soc. Am. Proc. 5 : 399-417.

HOYT, G.D., McLEAN, E.O., REDDY, G.Y. et LOGAN, T.J. (1977).

Effects of soil, cover crop and nutrient source on movement of soil, water and nitrogen under simulated rain-slope conditions.

Journ. Envir. Qual. 6, n° 3, 285 - 290.

HSU, P.H. et RENNIE (1962 b).

Reactions of phosphate in aluminum systems.

II. Precipitation of phosphate by exchangeable aluminum on a cation exchange resin.

Canadian Journ. of Soil Sci. 42 : 210-221.

HSU, P.H. (1964).

Adsorption of phosphate by aluminum and iron in soils.

Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 28 : 474-478.

HSU, P.H. (1965).

Fixation of phosphate by aluminum and iron in acidic soils.

Soil Sci. 99 : 398-402.

HUDSON (1971).

Soil Conservation.

London, Batsford, 320 pp.

JACKSON, M.L. (1958).

Soil chemical analysis.

Prentice Hall Inc., Englewood Cliffs, N.J. 498 pp.

JACKSON, M.L. (1956).

Soil chemical analysis. Advanced course.

991 pp. Privately published, Madison, Wisconsin.

JACKSON, W.A. et ASMUSSEN, L.E. (1973).

Nitrate in surface and subsurface flow from a small agricultural watershed.

J. Envir. Qual, 2, 480-482.

JACKSON, W.A., LEONARD, R.A. et WILKINSON, S.R. (1975).

Land disposal of Broiler Litter - Changes in soil potassium, calcium and magnesium.

Journ. Envir. Qual. Vol 4, n° 2, 202 - 206.

JOHNSON, A.H., BOULDIN, D.R., GOYETTE, E.A. et HEDGES, A.M. (1976).

Phosphorous losses by stream transport from a rural watershed: quantities, processes and sources.

Journ. Envir. Qual. 5 (2), 148-157.

KELLING, K.A. et PETERSON, A.E. (1975)

Urban lawn infiltration rates and fertilizer runoff under simulated rainfall.

Sol. Sci. Amer. Proc. 39, 348 - 352.

KEMPER, W.D., OLSEN, J. et HODGDON, A. (1975).

Fertilizer or salt leaching as affected by surface shaping and placement of fertilizer and irrigation water.

Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 39, 115-119.

KILMER, V.J. et ALEXANDER, L.T. (1949).

Methods of making mechanical analysis of soils.

Soil Sci. 68 : 15-24.

KILMER, V.J., GILLIAM, J.W., LUTZ, J.F., JOYCE, R.T. et EKLUND, C.D. (1974).

Nutrient losses from fertilized grassed watersheds in W.N. Carolina.

Journ. Envir. Qual. 3, n° 3, 214 - 218.

KISSEL, D.E., RICHARDSON, C.W. et BURNETT, E. (1976).

Losses of nitrogen in surface runoff in the Blackland Prairie of Texas.

Journ. Envir. Qual. Vol 5 (3), 288-293.

KITTRICK, J.A. et JACKSON, M.L. (1955).

Rate of phosphate reaction with soil minerals and electron microscope observations on the reaction mechanism.

Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 19 : 292-295.

KLEPPER, R. (1978).

Nitrogen Fertilizer and Nitrate Concentrations in Tributaries of the Upper Sangamon River in Illinois.

Journ. Envir. Qual. 7, n° 1, 13 - 22.

KLINGAMAN, E. et NELSON, D. (1976).

Evaluation of methods for preserving the levels of soluble inorganic phosphorus and nitrogen in unfiltered water samples.

Journ. Envir. Qual. n° 5, 42 - 46.

KOWAL, J. et KASSAM, A.H. (1976).

Energy load and instantaneous intensity of rainstorms at Samaru, Northern Nigeria.

Tropic. Agric.

KUDER, G. (1974).

Unwetterschäden in den Weinberglagen des Rheingaus.

Natur und Landschaft, 49, 1, , 12-16.

KUO, S. et LOTSE, E.G. (1974).

Kinetics of phosphate adsorption and desorption by hematite and Gibbsite.

Soil Sci. 116 : 400-406.

KURTZ, L.T. (1970).

The fate of applied nutrients in the soil.

J. Agr. Food. Chem. 18 : 773-780.

LAL, R. (1975).

Soil erosion control on an Alfisol in Western Nigeria.

IITA, Monograph n° 1.

LAL, R. (1977).

Paper presented at the "Expert consultation in methodology for assessing soil degradation.

Rome, 18-20 January 1977.

LANGDALE, G.W., LEONARD, R.A., FLEMING, W.G. et JACKSON, W.A. (1979).

Nitrogen and chloride movement in small upland Piedmont watersheds: II. Nitrogen and chloride transport in runoff.

Journ. Envir. Qual. 8, N° 1, 40-63

LATTANZI, A.R., MEYER, L.D. et BAUMGARDNER, M.F. (1974).

Influences of mulch rate and slope steepness on
interill erosion.

Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 38, 946 - 950.

LAWS, J.O. (1941).

Measurements of fall-velocity of water-drops and
raindrops.

Trans. Amer. Geogh. Un. 22, 709 (Also U.S.D.A.,
SCS TP-45).

LEAL, J. et VELLOSO, A. (1973).

Phosphate adsorption by latosoils under Cerrado
vegetation.

Desquisa Agropecuaria Brasileira (Agronomia),
8 (7) : 81-88.

LLOYD, E., WEEKS, R. et COLTER, W.G. (1952).

Effect of synthetic soil conditioners on erosion
control.

Soil Sci. 73 : 473-484.

MANNERING, J.V. et MEYER, L.D. (1963).

The effects of various rates of surface mulch on
infiltration and erosion.

Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 27 : 84-86.

MARTIN, J.P. (1946).

Soil Science, 61, 157-166.

MCINTYRE, D.S. (1958 a).

Permeability measurements of soil crusts formed by
raindrop impact.

Soil Sci. 85 : 185-189.

MCINTYRE, D.S. (1958 b).

Soil splash and the formation of surface crusts by
raindrop impact.

Soil Sci. 85 : 261-266.

McNEELY, W.H. et PETTITT, D.J. (1973).

Industrial gums, polysaccharides and their derivatives.
Academic press, New York and London, 49 - 81.

MEHRA, O.P. et JACKSON, M.L. (1960).

Iron oxide removal from soils and clays by a dithia-
nite-citrate system buffered with sodium bicarbonate.
Proc. 7th Nat. Conf. on Clays and Clay Minerals,
pp. 317-327. Permagon Press, New York.

MEHTA, N.C., DUBASH, P. et DEUEL, H. (1965).

Advances carbonydrate chemistry., 16, 335-355.

MEYER, L.D., WISCHMEIER, W.H. et FOSTER, G.R. (1970).

Mulch rates required for erosion control on steep
slopes.

Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 34: 928-931.

MIHARA, J. (1952).

Raindrops and soil erosion.

Nation. Inst. Agric. Sci. Tokyo, Japan. Series A, No. 1.

MIKI, K. et MORI, T. (1966).

Bulletin. Tokaikinki Agr. Exp. Stat., n° 15, 112.

MILLER, W.H. (1979).

Contribution of nitrogen and phosphorus to subsurface
drainage water from intensively cropped mineral and
organic soils in Ontario.

Journ. Envir. Qual. 8, n° 1, 42-48

MILLER, M.F. et KRUSEKOPF, H.M. (1932).

The influence of systems of cropping and methods of
culture in surface runoff and soil erosion.

Research Bull. 117 M.O. Exp. Station.

MOE, P.G., MANNERING, J. et JOHNSON, C.B. (1968).

Loss of fertilizer nitrogen in surface runoff water.
Soil Sci. 104 : 389-394.

MOLDENHAUER, W.C. et LONG, D.C. (1964).

Influence of rainfall energy on soil loss and infiltration rates. I. Effect over a range of texture.
Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 28 : 813-817.

MOLDENHAUER, W.C. et GABRIELS, D. (1972).

Some uses of soil stabilizers in the USA.
Proc. Symp. Fundamentals Soil Conditioning.
Meded. Fak. Landbouwwetenschappen, R.U.G., Belgium,
37 (3), 1076-1085.

MORAKUL, S et EL HAMID, W. (1975).

Studies on quantitative and qualitative leachability of nitrogen from soil treated with various nitrogen fertilizers.
Acta Agr. Scand., 25 (2), 150-160.

MOSHI, A.O., WILD, A. et GREENLAND, D.J. (1974).

Effect of organic matter on the charge and phosphate adsorption characteristics of Kikuyu red clay from Kenya.
Geoderma, 11 : 275-285.

MUNN, D.A., McLEAN, E.O., RAMIREZ, A. et LOGAN, T.J. (1973).

Effect of soil, cover, slope and rainfall factors on phosphorus movement under simulated rainfall conditions.
Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 37 : 428-431.

NEAL, O.R. (1974).

Removal of nutrients from the soil by crops and erosion.
Journ. Amer. Soc. Agron. 36 : 601-607.

NELSON, L.B. et HAUCK (1965).

Nitrogen fertilizers: progress and problems.
Agr. Sci. Rev. 3 : 38-47.

NICHOLAIDES, J.J. et FISKELL, J.G. (1977).

Effect of pelletized phosphates in limiting phosphate sorption in a paleudult.

Proceedings Soil and Crop Science Society of Florida
36, 65-68.

OLIVER, R. (1972).

Etude du statut phosphorique des sols à Madagascar.
(3 ième partie).

IRAM, mimeo, dec, n° 313.

OLNESS, A., SMITH, S.J., RHOADES, E.D. et MENZEL, R.G. (1975).

Nutrient and sediment Discharge from Agricultural Watersheds in Oklahoma.

Journ. Envir. Qual., Vol 4, n° 3, 331-336 .

PARR, J.F. (1973).

Chemical and biochemical considerations for maximizing the efficiency of fertilizer nitrogen.

Journ. Envir. Qual., 2, n° 1, 75 - 84.

PEARSE, C.K. et BERTELSON, F. D. (1937).

The construction and operation of an apparatus for measurement of absorption of surface water by soils.

U.S. Dep. Agr. Intermountain Forest and Range Exp. Stat., mimeographed pamphlet.

PEYER, E. (1958).

Versuch zur Verhütung von Schwemmschäden im Rebbau und deren Messung.

Schweiz, Z.f.Obst- und Weinbau, 67, H 24, 597 - 603.

PICHOT, J. et ROCHE, P. (1972).

Phosphore dans les sols tropicaux.

L'Agric. Trop., XXVII, 8, 939-965.

PRATT, P.F., SIMON, R.H. et VOLK, G.W. (1956).

Release of potassium from nonexchangeable form in relation to soil reaction.

Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 20 : 190-192.

- RAYA, M. et BLAVANISANKARON, N. (1973).
Studies in the fixation and availability of phosphorus in soils of Tamil Nadu.
Madros Agricultural Journal 60 (8) : 864-872.
- REDDY, G.Y., McLEAN, E.O., HOYT, G.D. et LOGAN, J.T. (1978).
Effects of soil, cover crop and nutrient source on amounts and forms of phosphorus movement under simulated rainfall conditions.
Journ. Envir. Qual. 7, n° 1, 50-54.
- RENNIE, D.A. (1952).
Ph. D. Thesis, University of Wisconsin, Madison, Wisconsin.
- ROMKENS, M., NELSON, D. et MANNERING, J.V. (1973).
Nitrogen and phosphorus composition of surface runoff as affected by tillage method.
Journ. Envir. Qual. 2, n° 2, 292-295
- ROMKENS, M. et NELSON, D. (1974).
Phosphorus relationships in runoff from fertilized soils.
Journ. Envir. Qual. 3, n° 1, 10 - 13.
- SAINE, G.R. et MACLEAN, A.A. (1965).
Phosphorus retention capacities of some New Brunswick soils and their relationship with soil properties.
Canadian Journ. Soil Sci. 45 : 15-80.
- SCHAMP, N. et HUYLEBROECK, J. (1972).
Physico-chemical interaction of polyacrylamide on clay particles.
Mededelingen Faculteit der Landbouwwetenschappen, State University of Ghent, Belgium, Vol 37 (3), 923-937.

SLATER, C.S. et BEYERS, H.G. (1931).

A laboratory study of the field percolation rates of soils.

USDA, Techn. Bull. n° 232.

SMITH, A.N. (1974).

The fate of fertilizer phosphate under different cropping systems.

Fertilizers and the environment proceedings, Symposium, Sydney University, Australia, May, 1974.

SMITH, D.D. et WITT, A. (1947).

Estimating soil loss from field areas of claypan soils. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 12 : 485-490.

SMITH, D.D. et WISCHMEIER, W.H. (1957).

Factors affecting sheet and rill erosion.

Trans. Amer. Geophys. Un. Trans., 38 (6) 889.

STALL, J.B. (1972).

Effects of sediment on water quality.

Journ. Envir. Qual. Vol 1, n° 4, 353-359.

STANFORD, G., ENGLAND, C.B. et TAYLOR, A.W. (1970).

Fertilizer use and water quality.

U.S. Dept. Agr., Res. Serv. ARS, 41-168, 19 p.

STUTSKAYA, L. (1974).

Forms of potassium and their seasonal charges.

Transactions 10th Internat. Congress of soil science
IV 358-365.

TAMINI, Y.N., UCHIDA, R.S. et MATSUYANA, D. T. (1975).

The importance of the pH dependency of charge in tropical soils on crop fertilizer management.

Proceedings : planning and organisation.

Meeting, Fertilizer Inputs Project Honolulu, Hawaii,

USA. East-West Food Institute, East-West Center, 81 - 90.

SCHREIBER, J.D., DUFFY, P.D. et McCLURKIN, D.C. (1976).

Dissolved nutrient losses in storm runoff from five southern pine watersheds.

Journ. Envir. Qual. 5 (2) 201-204. (En) US Department of Agriculture, Forest Service, Hydrology Laboratory, Oxford MS 38655, USA.

SCHUMAN, G. et BURWELL, R. (1973).

Nitrogen losses in surface runoff from agricultural watersheds on Missouri Valley Loess.

Journ. Envir. Qual. 2, 299-302 .

SCHUMAN, G. et BURWELL, R. (1974).

Precipitation nitrogen contribution relative to surface runoff discharges.

Journ. Envir. Qual. 3, : 366-369.

SCOTT, A.O., HANWAY, J.J. et STICKNEY, E.M. (1957).

Soil potassium-moisture relations: potassium release observed on drying Iowa soils with added salts or HCl. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 21 : 498-504.

SHAH, D.B., COULMAN, G.A., NOVAK, L.T. et ELLIS, B.G. (1975).

A mathematical model for phosphorus movement in soils. Journ. Envir. Qual. 4 : 87-92.

SHERWOOD, R.V. et ENGIBOUS, J.C. (1953).

Status report on soil conditioning chemicals : 2.

Soil Sci. soc. Amer. Proc. 17 : 9-16.

SINGER, M.J. et BLACKARD, J. (1978).

Effect of mulching on sediment in runoff from simulated rainfall.

Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 42: 481-486.

SINGH, R. et RAM, H. (1976).

Inorganic transformation of added water soluble phosphorus in some soils of vitar pradesh.

Journ. of the Indian Soc. of Soil Science 24 (1) : 53-56.

TAYLOR, A.W. (1967).

Phosphorus and water pollution.

J. Soil and Water Conserv. 22 : 228-231.

TAYLOR, R.W., GURNEY, E.L. et MOREND, E.C. (1964).

Precipitation of phosphate from calcium phosphate solutions by iron oxide and aluminum hydroxide.

Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 28 : 49-52.

TOOGOOD, J.A. et LYNCH, D.L. (1959).

Can. J. Soil Sci. 39, 151-156.

VAN DEN BERGHE, C. et DE BOODT, M. (1979).

A laboratory rainfall simulator study for determining the nutrient erodibility of an oxisol.

Journ. of the Science of Food and Agriculture, 30, 532 - 539.

WANN, S.S. et UEHARA, G. (1978).

Surface charge manipulation of constant potential soil colloids : I. Relation to sorbed phosphorus.

Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 42 : 565-570.

WETSELAAR, R. (1974).

Increasing the efficiency of nitrogen fertilizers and minimizing losses to the environment.

Fertilizer and the Environment, proceedings - symposium, CSIRO Division of Tropical Agronomy, Cunningham Laboratory, St Lucia, Queensland, Australia.

WHITE, A.W., BARNETT, A.P., JACKSON, W.A. et KILMER, V.J. (1967).

Nitrogen fertilizer loss in runoff from cropland tested.

Crops soils 19 : 28.

- WHITE, A.W., A.P. Barnett, W.A. Jackson, and V.J. Kilmer (1967).
Nitrogen fertilizer losses in runoff from cropland tested.
Crops soils progr. 19, 4 - 28.
- WHITE, E. et WILLIAMSON, E. (1973).
Plant nutrient concentrations in runoff from fertilized cultivated erosion plots and prairie in E.S. Dakota.
Journ. Envir. Qual. 2, n° 4, 453-457.
- WIKLANDER, L. et VAHTRAS, K. (1975).
Leaching of plant nutrients in soils: II. Loss of nitrogen as influenced by the form of fertilizer.
Acta Agric. Scandin.
- WILLIAMS, B.G., GREENLAND, D.J., LINDSTROM, G.R. et QUIRK, J.P. (1966).
Soil Science, 101, n° 3, 157-163.
- WISCHMEIER, W.H., SMITH, D.D. et UHLAND, R.E. (1958).
Evaluation of factors in the soil loss equation.
Agr. Engineering 39 : 458 - 462.
- WISCHMEIER, W.H. et SMITH, D.D. (1958).
Rainfall energy and its relationship to soil loss.
Trans. Amer. Geoph. Union, 39, 285-291.
- WISCHMEIER, W.H. et SMITH, D.D. (1962).
Soil-loss estimation as a tool in soil and water management planning.
Comm. de l'érosion continentale, Coll. de Bari 1.10.-8.10. 1962. Publ. 59 de l'Assoc. Int. d'Hydro. Scient., Gentbrugge 1962, S.148-159.
- WISCHMEIER, W.H., JOHNSON, C.B. et CROSS, E.V. (1971).
A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites.
Journ. Soil and Water Conservation 26, 189-193.

YOUNG, R.A., MUTCHLER, C.K. et WISCHMEIER, W.H. (1964).
Influence of row direction and type of vegetal cover
on the slope-soil loss relationship.
Trans ASEA 7 : 316-317 et 320.

ZINGG, A.W. (1940).
Degree and length of land slope as it affects soil
loss in runoff.
Int. Agric. Engineering, 21, 59-64.

