

Conséquences d'un incendie de forêt dans le bassin versant du Rimbaud

Claude Martin, Jacques Lavabre



Conséquences d'un incendie de forêt dans le bassin versant du Rimbaud (massif des Maures, Var, France) :

destruction et régénération du couvert végétal, impacts
sur l'hydrologie, l'hydrochimie et les phénomènes
d'érosion mécanique

Textes réunis par

Jacques Lavabre (*Cemagref*) et Claude Martin (CNRS)

Coordination scientifique et mise en forme :

Claude Martin

Travaux réalisés avec le soutien du Conseil Régional de la Région
Provence - Alpes - Côte d'Azur et dans le cadre
du programme européen DM2E.

Le Cemagref, institut de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement, est un établissement public sous la tutelle des ministères chargés de la Recherche et de l'Agriculture.

Ses équipes conçoivent des méthodes et des outils pour l'action publique en faveur de l'agriculture et de l'environnement. Leur maîtrise des sciences et techniques de l'ingénieur contribue à la mutation des activités liées à l'agriculture, à l'agro-alimentaire et à l'environnement.

La recherche du Cemagref concerne les **eaux continentales**, ainsi que les **milieux terrestres** et plus particulièrement leur occupation par **l'agriculture** et la **forêt**. Elle a pour objectif d'élaborer des méthodes et des outils d'une part de **gestion intégrée** des milieux, d'autre part de conception et d'exploitation **d'équipements**.

Les équipes, qui rassemblent un millier de personnes réparties sur le territoire national, sont organisées en **quatre départements scientifiques** :

- Gestion des milieux aquatiques
- Équipements pour l'eau et l'environnement
- Gestion des territoires
- Équipements agricoles et alimentaires

Les recherches du département *Gestion des milieux aquatiques* s'orientent vers :

- développement de méthodes et recommandations pour une gestion équilibrée de la ressource en eau et des milieux aquatiques continentaux;
- proposition de méthodes permettant de fixer les contraintes imposées aux rejets et aux activités en fonction des potentialités des milieux récepteurs et d'optimiser les performances des procédés d'épuration des eaux ;
- élaboration de méthodes et procédés pour une gestion équilibrée des ressources vivantes aquatiques exploitées.

Photo de couverture : La parcelle de mesure de l'érosion du bassin versant du Rimbaud en septembre 1990 (*photo C. Martin*).

Conséquences d'un incendie de forêt dans le bassin versant du Rimbaud (massif des Maures, Var, France) : destruction et régénération du couvert végétal, impacts sur l'hydrologie, l'hydrochimie et les phénomènes d'érosion mécanique. Textes réunis par *Jacques Lavabre* (Cemagref) et *Claude Martin* (CNRS). ©Cemagref Éditions, 2000, 1^{ère} édition, ISBN 2-85362-553-2 ; ISSN 1272-4661- Collection *Études* du Cemagref, série Gestion des milieux aquatiques n° 16, dirigée par Gérard Sachon, chef du département. Impression et façonnage Ateliers Cemagref. Vente par correspondance : PUBLI-TRANS, ZI Marinière 2, 91080 Bondoufle. Diffusion aux libraires : TEC et DOC, 14 rue de Provigny, 94236 Cachan cedex ; tél. : 01 47 40 67 00. Prix : **185 FTTC - 28,20 €**.

Résumé

En août 1990, un incendie a ravagé 8400 ha de forêt et de maquis dans la partie occidentale du massif des Maures (Var, France) qui est constituée de roches métamorphiques et connaît un climat de type méditerranéen humide. Les équipes de recherche intervenant sur le Bassin Versant de Recherche et Expérimental (BVRE) du Réal Collobrier – géré par le *Cemagref* – ont étudié les effets de l'incendie sur le couvert végétal (destruction et régénération), l'hydrologie (influence sur les lames d'eau écoulées annuelles et sur les crues), les caractères agronomiques des sols (de type ranker), la composition chimique des eaux (drainage des sols, ruissellement à la surface des versants, cours d'eau), les exportations en solution et les phénomènes d'érosion mécanique (à l'échelle de la parcelle et du bassin versant). Le présent ouvrage dresse le bilan de ces travaux pluridisciplinaires dont les principales investigations ont porté sur le bassin versant gneissique du Rimbaud (1,46 km²).

Abstract

The consequences of a forest fire on the Rimbaud catchment: destruction and regeneration of the plant cover; impacts on hydrology, hydrochemistry, and mechanical erosion.

In August 1990, a forest fire devastated 8400 ha of forest and maquis in the western area of the Maures massif (Var, France) which is composed of metamorphic rocks and has a humid Mediterranean type climate. The research teams working on the Experimental and Research Basin (ERB) of the Réal Collobrier (managed by *Cemagref*) studied the effects of the fire on: plant cover (destruction and regeneration); hydrology (annual depths of runoff and floods); agronomical characteristics of the ranker soils; chemical composition of soil drainage, slope runoff and stream waters; solute exportations and mechanical erosion (at plot and catchment scales). The present work evaluates the results of this multidisciplinary research which essentially concerned the gneissic Rimbaud catchment (1.46 km²).

Extended abstract

The forest fire that devastated 8400 ha of forest and maquis in the western area of the Maures massif in August 1990 affected part of the Réal Collobrier Experimental Research Basin (ERB), which has been managed by *Cemagref* since 1966. Several research teams working together within the Réal Collobrier collaborative research project studied the effects of the fire on plant cover, hydrology, soils, and chemical / mechanical soil erosion.

The investigation concerned mainly the Rimbaud catchment (1.46 km²). Research indicated that the plant cover regenerated rapidly in the moist Mediterranean climate and on metamorphic rock, providing adequate protection for the soil as early as the second year after the fire. The impact of the fire on hydrology translated principally into extremely violent responses to the heaviest rains, due to the triggering of surface wash on the slopes. This type of reactive behaviour persisted for several years after the fire, even once the plant cover had taken hold and mechanical erosion had been stopped. It actually only takes relatively limited surfaces to feed floods of the surging type, which combine very high peak flood discharge with a moderate depth of run-off. On the other hand, it is difficult to evaluate the impact of the fire on annual discharge, because the variance observed could be due to inexact measurement.

The destruction of the plant cover had repercussions on the soil characteristics and on the chemical composition of the water. The biogenic salts released at the surface through plant combustion were redistributed throughout the soil profile, improving the agronomic qualities of the ranker soils. There was a quite perceptible increase in the amounts of mineral solute carried away, although this occurred mainly in a spectacular way during the first floods that followed the fire. In all, solute loss did not constitute a severe problem, in an area where atmospheric fallout and rock weathering do contribute large amounts of biogenic salts.

Ground denudation considerably intensified mechanical erosion processes. Sediment transport was measured on a 75-m² experimental plot and at the catchment outlet. In 1990-91, sediment loss was close to 580 t/km² for the Rimbaud catchment, where the average slope gradient is about 10°. During that same year, erosion rates of more than 2000 t/km² were registered on catchments where the slope gradient exceeds 20°. By 1991-92, plant regeneration was sufficient to limit mechanical erosion considerably at the catchment scale, although the cover was heterogeneous enough that there was active erosion on the experimental plot as late as 1992-93. The sediment load measurements taken at the Rimbaud catchment outlet were used for modelling sediment production after the forest fire.

Avant-propos

C. MARTIN

UMR 5651 "ESPACE" du CNRS, Département de Géographie, Université de Nice - Sophia-Antipolis, 98 Boulevard Edouard Herriot, BP 3209, 06204 Nice Cedex 3.

À l'heure où les Bassins Versants de Recherche et Expérimentaux (BVRE) du Mont-Lozère et du Réal Collobrier envisagent leur association au sein d'un Groupement d'Intérêt Scientifique (GIS), il a semblé opportun d'accompagner ce montage d'une publication qui dresse un point détaillé d'une opération lourde menée sur l'un des BVRE. Le choix s'est porté sur les travaux réalisés sur le bassin versant Réal Collobrier, dans le massif des Maures, à la suite de l'incendie de forêt d'août 1990. Ces travaux présentent pour nous un caractère symbolique, du fait qu'ils ont mobilisé plusieurs des membres du futur GIS "BVRE Cristallins Forestiers Méditerranéens" et qu'ils ont constitué une étape importante dans le rapprochement des BVRE du Mont-Lozère et du Réal Collobrier.

Les recherches réalisées dans le massif des Maures, et plus particulièrement sur le bassin versant du Rimbaud, au sujet des impacts de l'incendie de forêt d'août 1990 sur le couvert végétal, l'hydrologie, l'hydrochimie, les caractères agronomiques des sols et l'érosion hydrique, ont déjà donné lieu à des publications dans des revues scientifiques ou dans des actes de colloques. Il a cependant semblé souhaitable de réunir tous les résultats obtenus dans un même ouvrage, afin de faire ressortir la cohérence d'ensemble de la recherche et de mettre en valeur l'imbrication des orientations complémentaires développées au sein d'une approche pluridisciplinaire. Certes, les investigations ne doivent pas être considérées comme totalement achevées. Il subsiste notamment un doute sur la stationnarité de la chronique pluviométrique du poste pluviographique du Rimbaud après l'incendie (voir chapitre III), avec toutes les conséquences (grandes ou petites) que l'on peut imaginer pour les travaux ayant utilisé ces données. Une comparaison plus poussée des valeurs de l'érosion mécanique mesurées sur différents bassins versants incendiés apparaît également possible. Mais les conclusions essentielles ont certainement déjà été tirées. Le temps est donc venu d'une présentation générale des résultats.

La liste des publications sur lesquelles s'appuie cette synthèse est dressée à la fin de l'ouvrage.

Une grande diversité des approches et des points de vue a été acceptée. Le rôle du coordinateur a donc consisté à articuler les différentes contributions, afin d'éviter les paragraphes redondants. Deux chapitres sur l'hydrologie générale ont cependant été nécessaires, les orientations adoptées par les équipes intervenantes étant trop différentes pour qu'une fusion des textes soit possible, même si les conclusions apparaissent voisines. Il a en outre fallu tenir compte des incertitudes que les interrogations concernant les précipitations mesurées au pluviographe *Cemagref* du Rimbaud font peser sur l'analyse de la fonction hydrologique de production du bassin versant. Par prudence, des hypothèses pourtant déjà publiées ont ainsi été éliminées de l'ouvrage.

Je formule le vœu que ce recueil de travaux, en permettant d'appréhender dans leur globalité les recherches initiées sur le Bassin Versant de Recherche et Expérimental du Réal Collobrier à la suite de l'incendie de forêt d'août 1990, participe à en faire apprécier tout l'intérêt.

Sommaire

Introduction - Les bassins de recherche du Réal Collobrier p. 9 (<i>J. Lavabre</i>)	
Chapitre I - Le terrain d'étude (<i>C. Martin</i>) p. 15	
Chapitre II - Étude de la régénération du couvert végétal par couplage de l'imagerie satellitale avec le modèle de croissance de la végétation (<i>P. Viné et C. Puech</i>) p. 23	
Chapitre III - Impact de l'incendie sur le comportement hydrologique du bassin versant (<i>J. Lavabre, C. Martin et N. Folton</i>) p. 33	
Chapitre IV - Effets de l'incendie puis de la reprise végétale sur la fonction hydrologique de transfert (<i>P. Viné, C. Puech et J.M. Grésillon</i>) p. 51	
Chapitre V - Décomposition des crues après incendie de forêt : estimation de la part du ruissellement sur les versants (<i>C. Martin et J. Lavabre</i>) p. 59	
Chapitre VI - Conséquences de l'incendie de forêt sur le fonctionnement hydrochimique (<i>C. Martin, avec la collaboration de Y. Chevalier, H. Gimenez et J. Quillard</i>) p. 73	
Chapitre VII - Évolution de la composition chimique des eaux de ruissellement et de drainage et transformation des caractères agronomiques des sols (<i>C. Martin, avec la collaboration de Y. Chevalier, H. Gimenez et J. Quillard</i>) p. 95	
Chapitre VIII - L'érosion mécanique des sols (<i>C. Martin, avec la collaboration de Ph. Allée</i>) p. 113	
Chapitre IX - La modélisation intégrée de la production de sédiments (<i>S. Brochot</i>) p. 139	
Conclusion - État des recherches et perspectives (<i>C. Martin et J. Lavabre</i>) p. 153	

Principales publications traitant des conséquences de l'incendie de forêt d'août 1990 dans le bassin versant du Rimbaud	p. 157
Liste des figures	p. 161
Liste des tableaux	p. 167

Introduction :

Les bassins de recherche du Réal Collobrier

J. LAVABRE

*Cemagref - Groupement d'Aix-en-Provence, le Tholonet, BP 31,
13612 Aix-en-Provence Cedex 1.*

1. Le BVRE du Réal Collobrier : un peu d'histoire

En ma qualité de gestionnaire des bassins de recherche du Réal Collobrier, c'est avec plaisir que j'écris ce texte introductif à un ensemble d'articles consacrés à l'impact de l'incendie de forêt sur le cycle hydrologique et les processus d'érosion mécanique et chimique qui lui sont associés. Je remercie les auteurs de ces différents articles et plus particulièrement C. Martin qui a eu l'initiative de cette publication et a assuré l'essentiel du travail d'édition.

Ces travaux témoignent d'une partie des activités de recherche du Groupement d'Intérêt Scientifique (GIS) "Réal Collobrier". Créé en 1990, le GIS "Réal Collobrier" était constitué par :

- l'URA 903 du CNRS, Laboratoire de Géographie Physique de l'Université de Provence, représentée par C. Martin ;
- le Laboratoire d'Hydrogéologie de l'Université d'Avignon, représenté par B. Blavoux et Y. Travi ;
- le Laboratoire Commun de Télédétection *Cemagref*-ENGREF (Montpellier), représenté par Ch. Puech et P. Viné ;
- le Laboratoire "Étude des Transferts en Hydrologie et Environnement" de l'Institut National Polytechnique de Grenoble, représenté par Ch. Obled et J.M. Grésillon ;
- le Laboratoire "Hydrologie et Modélisation" de l'Université de Montpellier II, représenté par J.M. Masson ;
- l'Unité de recherche "Ouvrages Hydrauliques et Irrigation" du Groupement d'Aix-en-Provence du *Cemagref*, représentée par J. Lavabre.

D'autres équipes universitaires et du *Cemagref* étaient aussi associées aux travaux de recherche. Des partenaires étrangers : universités de Lancaster, de Newcastle, de Barcelone ont aussi participé aux activités de recherche, notamment lors du projet de Recherche et Développement DM2E financé par l'Union Européenne dans le cadre de la désertification de la zone méditerranéenne.

Pour mener à bien ces recherches, d'importants financements avaient été mis en place :

- 1,4 MF d'investissement sur des financements MRT, CST/BVRE, Région PACA et Union Européenne ;
- 3,8 MF de fonctionnement (MRT, Région PACA, Union Européenne).

Soit environ 1 MF/an, qui a transité par le gestionnaire qui avait en charge les montages financiers et la responsabilité scientifique des travaux de recherche.

On entrevoit que la gestion d'un bassin de recherche et l'animation des activités de recherche sont une charge importante qui mobilise pas mal d'énergie et de financement. Cela ne peut être que le fait d'une équipe scientifique étoffée, qui travaille sur des objectifs à long terme.

Malheureusement, à l'instar de la majorité des autres équipes en charge des bassins de recherche en France, nous ne disposons pas du potentiel humain nécessaire pour mener pleinement cette activité. Cet état de fait est éminemment regrettable. *A priori*, l'ensemble de la communauté scientifique "hydro" s'accorde pour affirmer l'importance capitale de ces sites ateliers pour la poursuite des actions de recherche. Mais au niveau institutionnel, peu d'actions sont réellement menées pour assister les gestionnaires dans leur mission. Et ceux-ci se retrouvent à peu près seuls pour faire face aux aspects financiers et logistiques, à l'animation scientifique, aux pressions diverses... La programmation à très court terme de la recherche, guidée en grande partie par les opportunités financières, ne fait qu'aggraver la situation. Un bassin de recherche n'est pas qu'une banque informatisée de données hydrométéorologiques dans laquelle on puise au gré des recherches. Un bassin de recherche, c'est un laboratoire de terrain autour duquel des équipes s'associent pour mener à bien des recherches sur des thématiques discutées et bien définies dans une approche pluridisciplinaire.

Quelques incompréhensions, une charge de travail excessive, des engagements dans une problématique d'hydrologie opérationnelle... nous ont conduits à cesser les activités du GIS à la clôture de sa convention constitutive. Malgré cela, la maintenance du réseau de mesure a été assurée dans de bonnes conditions jusqu'à aujourd'hui.

Aujourd'hui, c'est l'an 2000 ! Le BVRE du Réal Collobrier a 35 ans. La situation actuelle, presque réduite à la maintenance du réseau de mesure, ne nous est pas apparue tenable indéfiniment. Fallait-il arrêter la gestion du bassin de recherche ? Fallait-il continuer son exploitation ?

Optimistes impénitents, nous avons décidé de relancer les activités de recherche sur le bassin en nous associant dans un GIS élargi aux bassins de recherche forestiers méditerranéens. Ce GIS, dont le montage est assuré par C. Martin, fédère différentes équipes de recherche autour des BVRE du Réal Collobrier et du Mont Lozère. Nous sommes convaincus que ces nouveaux partenariats apporteront un dynamisme nouveau, une seconde jeunesse à ces bassins de recherche, qui représentent un maillon indispensable pour le développement des connaissances hydrologiques.

2. Le BVRE du Réal Collobrier : le réseau de mesure

2.1 Contexte géographique

Le BVRE du Réal Collobrier est situé sur la bordure côtière méditerranéenne ; plus précisément, dans la partie occidentale du massif des Maures, dans le département du Var (Fig. 1).

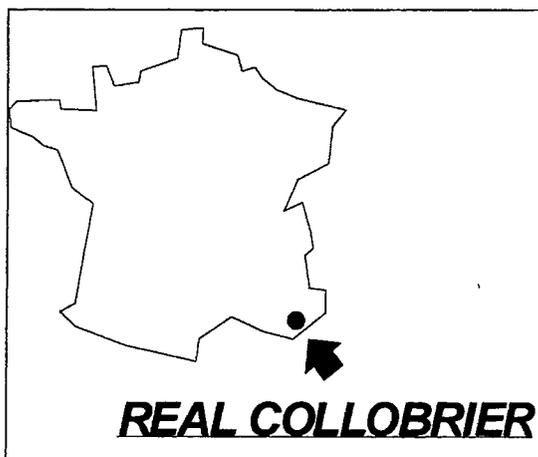


Figure 1 : Situation du BVRE du Réal Collobrier.

Géologie : Le terrain d'étude est constitué de roches cristallines qui présentent un métamorphisme décroissant d'est en ouest (gneiss, micaschistes, phyllades).

Occupation de l'espace : Le massif des Maures est presque intégralement boisé. Il porte une végétation calcifuge : châtaigniers, chênes lièges, maquis (à bruyère, arbousier...). Le développement du couvert végétal est variable selon le substrat géologique, la pluviométrie, l'exposition. Le secteur a été en partie incendié en août 1990. Le village de Collobrières (1000 habitants) est situé au centre du

BVRE. La zone agricole (vignoble essentiellement) occupe la vallée du Réal Collobrier (elle représente quelques % de la superficie totale).

Climatologie : Le climat est de type méditerranéen humide. La pluviométrie annuelle moyenne avoisine 1000 mm ; la pluie journalière décennale, 150 mm. Un gradient pluviométrique est nettement marqué d'est en ouest.

2.2 Équipements et données disponibles (Fig. 2)

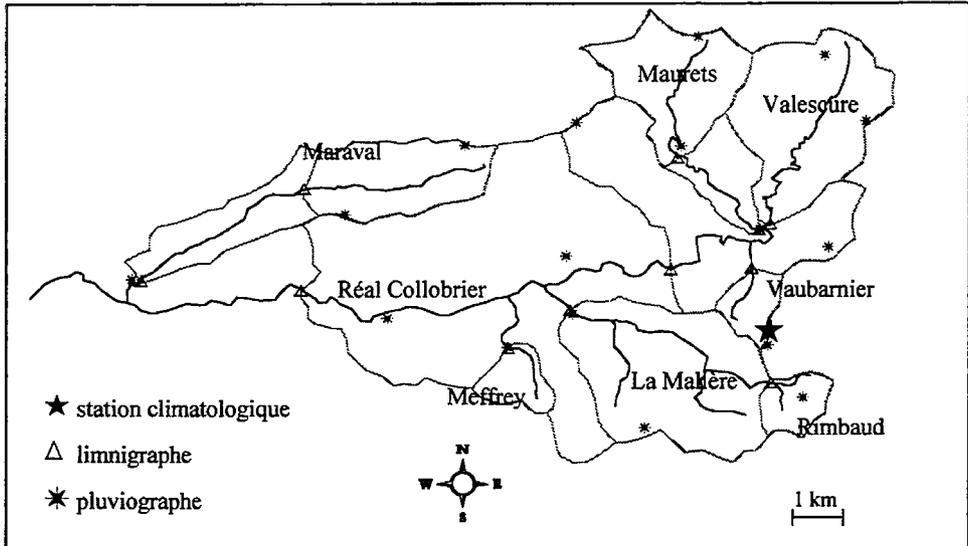


Figure 2 : Le réseau de mesure du bassin de recherche du Réal Collobrier après 1988.

Pluviométrie : Le réseau de mesure pluviographique est déployé sur 100 km².

De 1967 à 1988, il comportait 28 pluviographes de type Précis Mécanique, à bague de 2000 cm² et à enregistrement papier (10 mm/heure).

Depuis 1988, il se trouve réduit à 18 pluviographes de type Précis Mécanique, à bague de 1000 cm² et à enregistrement CR2M.

Les données pluviométriques alimentent un fichier de base informatisé des relevés dépouillés à pas de temps variable (intensité constante).

Climatologie : Le réseau d'observation comporte une station climatologique. Une partie des observations est disponible sur support informatisé.

Hydrométrie : Onze bassins versants sont équipés d'un seuil de mesure. La superficie des zones contrôlées varie de 70 ha à 70 km².

Les données sont introduites dans un fichier de base informatisé des hauteurs d'eau instantanées (pas de temps variable).

Suivis physico-chimiques :

Avant 1989, peu de données physico-chimiques sont disponibles en dehors de celles élaborées par C. Martin entre 1976 et 1980, pour sa thèse de Doctorat d'État.

De 1990 à 1993, des préleveurs échantillonneurs ont été installés sur 5 bassins versants. Les données physico-chimiques sont réunies dans une banque de données.

Deux bassins versants ont fait l'objet d'un suivi isotopique épisodique (^{18}O et ^2H).

Expérimentations spécifiques diverses :

- Bilan hydrique d'une parcelle boisée : interception de la pluie, suivi humidimétrique et tensiométrique du sol ;
- Exploitation de parcelles d'érosion : mesure du ruissellement global et des transports de sédiments ;
- Suivi hydrodynamique d'un versant ;
- Équipement de bassins versants supplémentaires pour l'étude des caractères particuliers des fonctionnements hydrologiques sur roches métamorphiques.

Autres éléments d'information disponibles :

- Cartes des formations superficielles de deux bassins versants (5,4 et 8,4 km²) ;
- Images SPOT.XS (une par an depuis 1990) ;
- Modèle numérique de terrain ;
- Photographies aériennes ;
- Cartes de reconnaissance des sources de deux bassins versants ;
- Suivis discontinus des débits et de la physico-chimie de sources.
- *etc.*

Chapitre I :

Le terrain d'étude

C. MARTIN

UMR 5651 "ESPACE" du CNRS, Département de Géographie, Université de Nice - Sophia-Antipolis, 98 Boulevard Édouard Herriot, BP 3209, 06204 NICE Cedex 3.

Le bassin versant du Rimbaud (1,46 km²) est situé dans la partie supérieure du BVRE du Réal Collobrier (voir Fig. 1), sur la retombée septentrionale de la crête de La Verne. La figure 3 en présente à la fois la topographie et l'équipement.

1. Le relief

Le substratum du bassin versant est constitué de gneiss massifs affectés d'un très fort pendage vers le NO. La grande résistance de ces roches à l'altération chimique comme au creusement linéaire, associée à leur localisation au cœur du massif, a favorisé la conservation de lambeaux de topographies héritées du Tertiaire. Ainsi le bassin versant du Rimbaud appartient-il à un secteur relativement peu touché par l'encaissement du réseau hydrographique : il se trouve immédiatement au sud du niveau d'érosion d'âge vindobonien du Val Lambert, drainé vers l'est par le ruisseau de La Verne.

À la fin du Tertiaire, le ruisseau du Rimbaud se jetait dans le ruisseau de La Verne, lequel disposait d'un bassin supérieur sensiblement plus étendu vers l'amont. Il a depuis été capturé par le réseau hydrographique du Réal Collobrier, dont l'écoulement se fait vers l'ouest. Le ruisseau du Rimbaud rejoint le ruisseau de La Malière par le spectaculaire amphithéâtre d'érosion régressive de la Lave du Destéu. Mais cette forme est située à l'aval de la station hydrométrique qui délimite artificiellement le bassin.

Dans ce secteur épargné par les cycles d'érosion régressive, où la topographie d'âge fini-Miocène est à peine dégradée, les formes du relief apparaissent relativement molles. Le réseau hydrographique présente une disposition en éventail caractéristique des hauts bassins versants. Les altitudes sont comprises entre 470 et 622 m. La pente moyenne des versants avoisine 10° (Tab. 1 ; Fig. 4). La partie amont des vallons conserve une forme en berceau. Dans leur section moyenne, où les cours

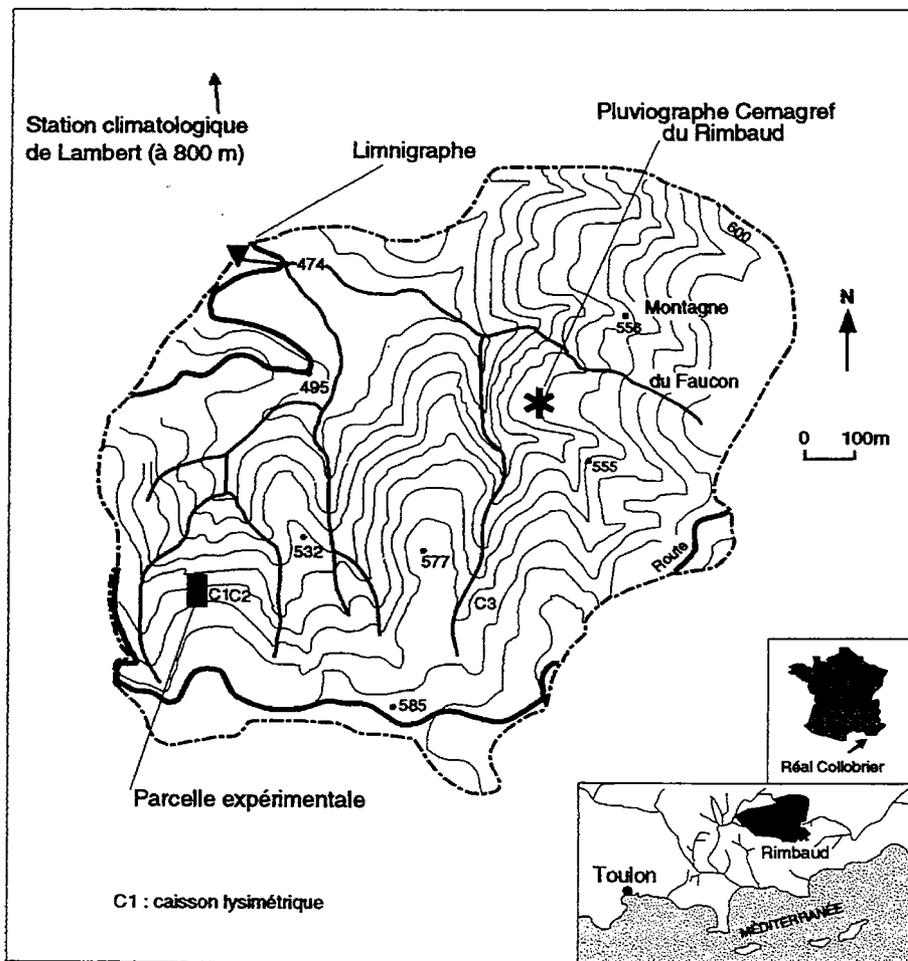


Figure 3 : Présentation du bassin versant.

	0 - 5 °	5 - 10 °	10 - 15 °	15 - 20 °	> 20 °	Moy.
Gusic C.S., 1978 ⊗	30	34	34		2	9 °
Béguin É., 1993 □	14	50		27	9	11 °
Weesakul U., 1992 *	22	43	34		0,9	9 °

Moy. : moyenne des pentes (valeur approximative). Certaines différences entre les trois lignes du tableau peuvent s'expliquer par la difficulté à classer les secteurs dont les pentes sont proches des valeurs limites. ⊗ : d'après la carte IGN au 1/20000. □ : d'après la carte IGN au 1/25000. * : d'après un MNT réalisé à partir des fichiers IGN au pas de 50 m.

Tableau 1 : Proportions, en % de la surface totale, de différentes classes de pentes.

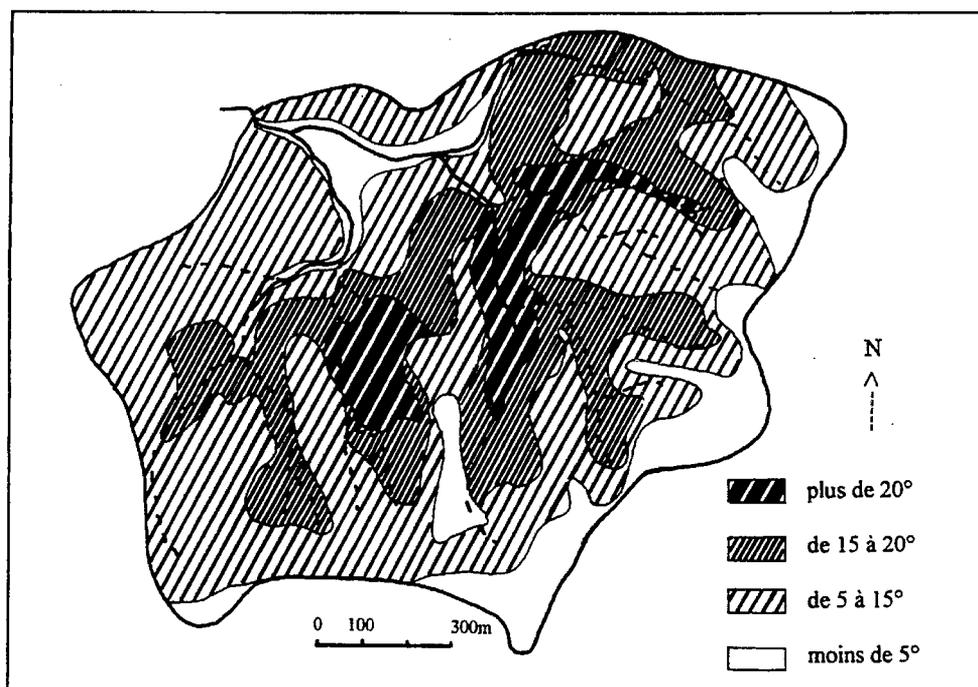


Figure 4 : Carte des pentes (d'après Béguin, 1993).

d'eau ont creusé des gorges étroites mais peu profondes, l'inclinaison des versants dépasse souvent 20° à proximité des thalwegs.

La disposition du bassin et son relief trouvent leur traduction dans des indices et paramètres physiques (Tab. 2) : d'une part, l'indice de compacité K_c de Gravelius et la longueur du rectangle équivalent se révèlent très faibles ; d'autre part, la dénivelée spécifique D_s et l'indice de pente I_p sont modestes pour le massif des Maures. Seul l'indice de pente global apparaît assez élevé.

Par ailleurs, la classification du chevelu hydrographique réalisée par Gusic C.S. (1978) à partir de la carte IGN au 1/25000, donne les résultats suivants :

chenaux d'ordre x	nombre	longueur totale	longueur moyenne
1	19	3,0 km	0,158 km
2	9	2,5 km	0,278 km
3	2	1,4 km	0,700 km
4	1	0,2 km	0,200 km
N = 31		somme = 7,1 km	somme = 1,336 km

Ces données permettent de calculer les indices morphométriques portés dans le tableau 3.

Kc	L	Ds - relief	Ip	Ig - relief
1,07	1,21	130 - assez fort	0,47	0,108 - très fort

Kc : indice de compacité de Gravelius. $Kc = 0,28 P/\sqrt{S}$; avec P (périmètre du bassin) en km et S (superficie du bassin) en km^2 . Pour le bassin du Rimbaud, $P = 4,6$ km.

L : longueur du rectangle équivalent, en km. Lorsque $Kc < 1,128$, $L = \sqrt{S}$; avec S en km^2 .

Ds : dénivelée spécifique. Soit D la dénivelée entre les deux courbes hypsométriques limitant 5 % de la surface totale dans les parties inférieure et supérieure du bassin versant, nous avons : $Ds = D \cdot S^{0,5} / L$; avec D en mètres, S en km^2 et L en km.

Ip : indice de pente. Soit i_1, i_2, \dots in les courbes de niveau maîtresses du bassin versant ; li_1, li_2, \dots lin les longueurs de ces différentes courbes ; Di la dénivelée entre deux courbes successives (50 m) ; et Si_1, Si_2, \dots Sin les surfaces comprises entre deux courbes successives, nous avons :

$Ip = [(li_1 \cdot Di \cdot Si_1/S)^{0,5} + \dots + (lin \cdot Di \cdot Sin/S)^{0,5}] / S^{0,5}$; avec li en mètres et S en m^2 .

Ig : indice de pente global. $Ig = D / L$; avec D et L en mètres.

Tableau 2 : Paramètres géométriques et topographiques Kc, L, Ds, Ip et Ig.

Dd	F	Rc
4,86	21,23	2,81

Dd : densité de drainage. $Dd =$ somme des longueurs des chenaux (en km) / superficie du bassin versant (en km^2).

F : fréquence des chenaux. $F = N / S$; avec S (la superficie du bassin versant) en km^2 .

Rc : rapport de confluence calculé selon la méthode de Strahler, en utilisant la classification de Schumm. Le logarithme du rapport de confluence est égal à la valeur absolue de la pente de la droite d'équation : $\log Nx = ax + b$; où $Nx =$ nombre de chenaux de rang x.

Tableau 3 : Indices morphométriques Dd, F et Rc.

2. Les sols

Les sols, peu épais (Fig. 5), légèrement acides, caillouteux, à texture sableuse, et à structure grumelleuse à submotteuse, appartiennent à la classe des rankers. Ils recouvrent généralement des roches altérées cohérentes, mais on trouve aussi, très localement, des arènes sableuses conservées sous forme de poches (Martin C., 1986). L'épaisseur moyenne des formations superficielles est de 30 cm environ (Tab. 4). Les gneiss viennent fréquemment à l'affleurement, formant ainsi des chicots.

d'après Gusic C.S., 1978	15 cm (0-20)	25 cm (0-30)	40 cm (0-60)	> 60 cm
	27	36	21	16 *
d'après Béguin É., 1993	0 - 10 cm	10 - 30 cm	30 - 60 cm	> 60 cm
	20	62	15	3

* : valeur surestimée (les observations après incendie sont certainement les plus satisfaisantes).

Tableau 4 : Proportions, en % de la surface totale, de différentes classes d'épaisseur des formations superficielles.

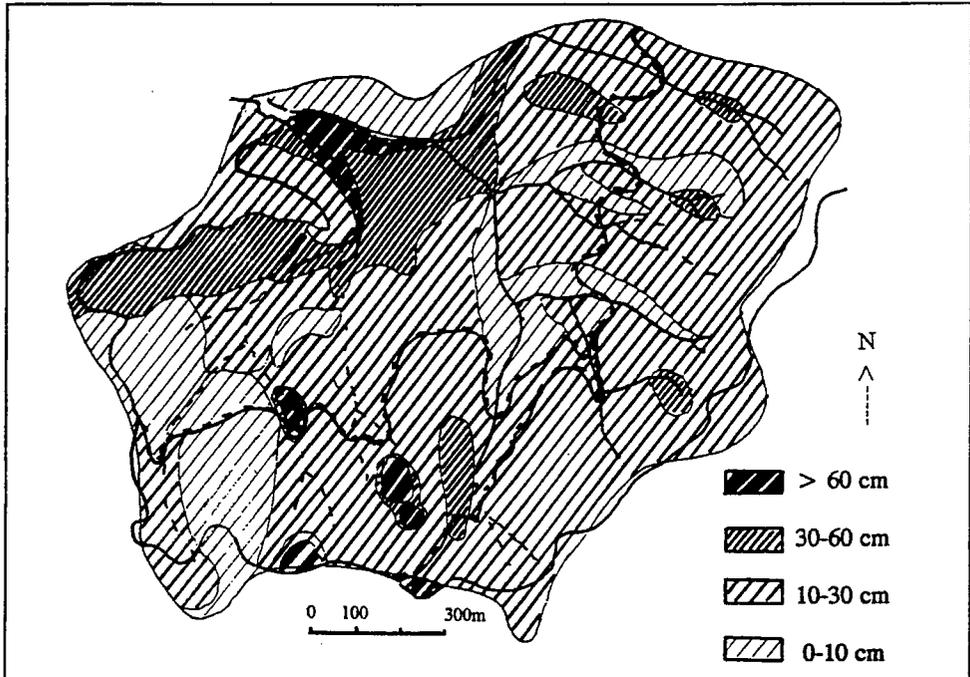


Figure 5 : Épaisseur des sols et formations superficielles (d'après Béguin, 1993).

3. Le climat

Avec des précipitations annuelles moyennes de 1135 mm sur la période août 1967 - juillet 1997, et une température moyenne de l'ordre de 12 °C (d'après les données des stations climatologiques de Lambert et de Collobrières), le bassin versant du Rimbaud connaît un climat de type méditerranéen humide. Les températures moyennes oscillent de plus de 4 °C en janvier à moins de 21 °C en juillet.

Les reliefs armés par les gneiss formant une barrière orographique, le bassin versant du Rimbaud se trouve dans la partie la plus arrosée du BVRE du Réal Collobrier. Les pluies, amenées par des vents d'est à sud-est d'origine marine, se produisent surtout d'octobre à mars. L'été, quant à lui, reçoit à peine 8 % des précipitations annuelles. Toutefois les hauteurs d'eau précipitées et le régime pluviométrique varient énormément d'une année à l'autre. L'écart-type sur les précipitations annuelles s'élève à 332 mm ; les précipitations annuelles sont comprises entre 536 mm, en 1988-89, et 1835 mm, en 1976-77.

La figure 6 indique les lames d'eau annuelles précipitées sur le bassin versant (pour la détermination des pluies sur le bassin, voir *infra*, § 5). Cette figure témoigne de l'extrême irrégularité interannuelle des précipitations. Mais il apparaît aussi que les années 1980-81 à 1989-90 constituent une période sèche. En considérant les valeurs moyennes, les différences entre les périodes 1967-80 (précipitations annuelles moyennes = 1316 mm) et 1989-90 (précipitations annuelles moyennes = 927 mm) portent essentiellement sur septembre, janvier et février. Pour ces trois mois, la diminution des précipitations atteint 50 à 70 % (Martin C. et Marc V., 1993). Certes, les précipitations sur la période 1980-90 apparaissent particulièrement déficientes. Mais les années 1967-1980 constituent, pour leur part, une période très humide : précipitations annuelles moyennes à Collobrières = 1172 mm, contre 1037 mm sur 41 ans entre août 1925 et juillet 1967 (source : Météorologie Nationale).

Après l'incendie, d'août 1990 à juillet 1997, le bassin versant a reçu des précipitations annuelles moyennes de 1092 mm. Une relative sécheresse s'est maintenue jusqu'en 1994-95. Les précipitations annuelles n'ont dépassé la valeur moyenne qu'au cours des deux dernières années (1472 mm en 1995-96 ; 1391 mm en 1996-97).

4. L'incendie d'août 1990

En août 1990, un incendie a dévasté 8400 ha dans la partie occidentale du massif des Maures. Le feu a parcouru entre 74 % (Viné P., 1997) et 84 % (Puech C. *et al.*, 1991 ; Viné P. et Puech C., 1994) du bassin versant du Rimbaud (voir Chapitre II), détruisant un maquis à bruyères arborescentes et arbousiers complanté de chênes lièges et de pins maritimes. Seule l'extrémité orientale du bassin et une châtaigneraie située dans la partie aval ont été épargnées. Selon Weesakul U. (1992), les proportions, par rapport à la surface totale, des secteurs où chaque type d'essences était dominant, s'établissaient ainsi : 24 % pour le chêne liège, 37 % pour le pin maritime, 31 % pour le maquis (et le sol nu), 8 % pour le châtaignier.

En 1991-92, l'Office National des Forêts a procédé, dans la partie inférieure du bassin, au traitement d'une dizaine d'hectares de terrain incendié. Un bulldozer a raboté les versants pour ne plus laisser que le sol à nu. Les arbres morts, des blocs rocheux, mais aussi de la terre ont été déversés dans le lit des ruisseaux. Ces travaux ont été suivis d'un sous-solage qui a préparé une replantation en résineux. Par ailleurs, au cours de

l'hiver 1991-92, les arbres morts et la végétation en cours de régénération ont été détruits (sauf les chênes lièges) sur près de 70 ha, à l'aide de tracteurs gyrobroyeurs ou à la tronçonneuse.

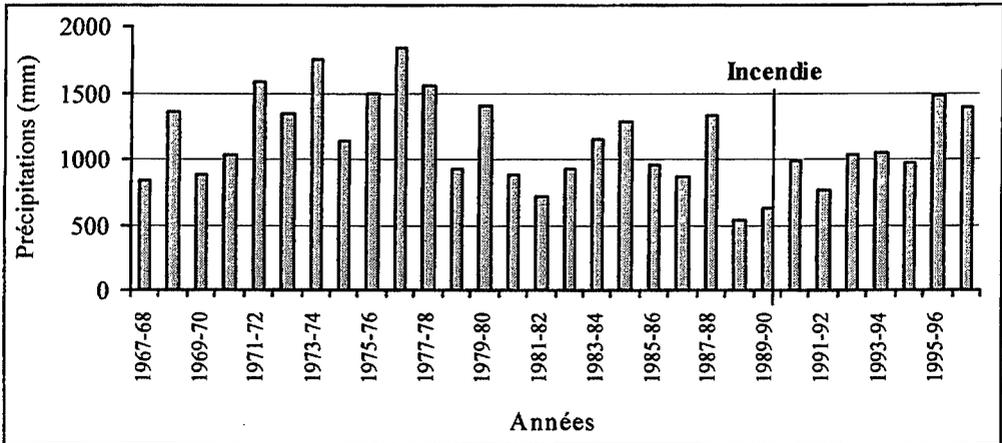


Figure 6 : Précipitations annuelles sur le bassin versant du Rimbaud de 1967-68 à 1996-97.

5. Le réseau d'observation

Le matériel qui se trouvait en place au moment de l'incendie (limnigraphe, pluviographe, préleveur automatique d'échantillons) a permis d'être immédiatement opérationnels.

Depuis 1967, le bassin versant est équipé d'un pluviographe à augets basculeurs (situé au centre du bassin) et d'un limnigraphe (Fig. 3). Le déversoir triangulaire de la station hydrométrique garantit la bonne précision des mesures, même pour les forts débits. Les enregistrements de la pluie et des hauteurs d'eau du ruisseau sont disponibles sur papier de 1967 à 1988. La mise en place d'appareils électroniques en 1988 a permis d'améliorer le suivi temporel : mesure des hauteurs de pluie chaque minute et bon synchronisme avec l'enregistreur des hauteurs d'eau. La pluie sur le bassin est déterminée en prenant en compte d'autres pluviographes du réseau d'observation du BVRE du Réal Collobrier, en utilisant la fonction SPLINE 2D (Lavabre J., 1988). Cependant, si trois pluviographes sont implantés sur le bassin versant du Valescure, un seul poste se trouve sur celui du Rimbaud et il pèse d'un poids déterminant dans le calcul des pluies de ce bassin.

Immédiatement après l'incendie, le dispositif a été complété par une parcelle expérimentale de ruissellement située en terrain incendié. La parcelle (75,2 m² pour

une longueur de 12 m) présente la forme d'un parallélogramme délimité par une double rangée de tôles enfoncées d'une quinzaine de centimètres. Elle est reliée, par une gouttière, à une batterie de deux cuves réceptrices dont la première sert de partiteur au 1/9. L'équipement comporte un pluviographe à enregistrement sur papier. Une parcelle du même type, mais défrichée manuellement, avait été exploitée, à proximité immédiate, dans les années 1976-1980.

Enfin, trois caissons lysimétriques ont été installés en septembre 1991, deux en terrain incendié (C1 et C2) et le troisième (C3) dans un bosquet de chênes verts épargné par le feu.

Bibliographie

Béguin É., 1993, *Érosion mécanique après l'incendie du massif des Maures. Le bassin versant du Rimbaud*. Mémoire de DEA, Univ. Provence, 40 p.

Gusic C.S., 1978, *Le réseau hydrographique et son organisation : application au massif des Maures*. Mémoire de Maîtrise, Univ. Paris I, 126 p.

Lavabre J., 1988, *Les programmes Spline isovr et interg*. Édité. Cemagref, Aix-en-Provence, 8 p. + annexes.

Martin C., 1986, *Contribution à l'étude de la dynamique des versants en roches métamorphiques ; l'exemple du massif des Maures*. Thèse de Doctorat d'État, Univ. Paris I, 935 p.

Martin C. et Marc V., 1993, Examen de la pluviométrie et des écoulements annuels après vingt-cinq années d'observation sur le bassin versant de recherche et expérimental du Réal Collobrier. In : *L'eau, la terre et les hommes. Hommages à R. Frécaut*, Griselin M. édit., Presses Universitaires de Nancy, p. 243-252.

Puech C., Lavabre J. et Martin C., 1991, Les feux de forêts de l'été 1990 dans le massif des Maures. *Sécheresse*, vol. 2, n° 3, p. 175-181.

Viné P. et Puech C., 1994, Suivi par télédétection de la régénération forestière après incendie et étude de l'influence de la végétation sur les écoulements. *Études de Géographie Physique*, n° XXIII (Actes de la Troisième Journée Scientifique du GIS Réal Collobrier), Martin C. édit., p. 33-44.

Viné P., 1997, *Identification de l'hétérogénéité spatio-temporelle des comportements hydrologiques. Apports de la télédétection satellitale. Application aux bassins versants du Réal Collobrier (France) et de la Mare d'Oursi (Burkina-Faso)*. Thèse de Doctorat de l'Université Joseph Fourier - Grenoble I, 285 p.

Weesakul É., 1992, *Apports de la télédétection et de l'information géographique numérique à la compréhension du fonctionnement hydrologique des bassins versants méditerranéens*. Thèse de Doctorat de l'Université de Montpellier II, 280 p.

Chapitre II :

Étude de la régénération du couvert végétal par couplage de l'imagerie satellitale avec un modèle de croissance de la végétation

P. VINÉ * et C. PUECH **

* DDAF - Centre Administratif, Boulevard Georges Chauvin, 27000 Évreux.

** LCT Cemagref-ENGREF, 500 Rue Jean-François Breton, 34093 Montpellier Cedex 5.

1. Introduction

La cartographie par télédétection de la reprise végétale après incendie a fait l'objet de plusieurs travaux récents (Banninger C. et Gallaun H., 1996 ; Viedma O. *et al.*, 1996). À l'aide d'indices de végétation (par exemples : NDVI ou MSAVI), ces études appréhendent la dynamique de régénération de manière globale au travers de paramètres physiques tels que l'indice foliaire ou le taux de recouvrement total en végétation verte. L'évolution des différentes strates végétales constitutives de la reprise forestière n'est pas considérée. Or, pour certaines problématiques telles que l'étude de l'impact hydrologique des incendies de forêt (Viné P., 1997), leur prise en compte est importante. Nous montrerons comment une démarche multi-temporelle, s'appuyant, d'une part, sur les principes de la composition spectrale du pixel et, d'autre part, sur la modélisation de la croissance des végétaux, permet de cartographier l'évolution temporelle des taux de recouvrement des strates végétales (arborée, arbustive ou herbacée) et de sol nu (cette dernière étant définie comme le complément à 100 % des trois strates végétales).

Les principaux peuplements forestiers du massif des Maures qui ont été sinistrés lors de l'incendie d'août 1990, sont la suberaie, le maquis à chêne liège et le maquis à pins maritimes. Si les pins et le maquis ont été détruits, la grande majorité des chênes lièges a résisté. Ils ont reverdi timidement au premier printemps, puis plus vigoureusement par la suite. En dehors de cette strate arborée, la reprise végétale a été caractérisée par une diversité floristique lors des premières années, à laquelle ont succédé une diversité structurale et une diversité dans la répartition spatiale de la végétation.

La dynamique de la reprise végétale a été appréhendée par un échantillonnage spatio-temporel basé sur l'acquisition, chaque année depuis l'incendie (1991 à 1996), d'une image satellitale SPOT et de données de terrain. Les taux de recouvrement des strates ont ainsi été estimés sur trente-trois placettes de 400 m² (soit la surface d'un pixel SPOT) réparties sur l'ensemble de la partie incendiée du BVRE du Réal Collobrier. Les données ont été acquises en juin ou juillet de chaque année, afin de limiter les effets d'éclairement différentiels des versants. Les images ont fait l'objet d'ortho-rectifications et de normalisations des effets radiométriques dus à l'atmosphère et au relief (Viné P., 1997).

2. Méthodes d'analyse

2.1 Données spectrales et niveau d'organisation étudiés

Les indices de végétation constituent une information synthétique, mais réductrice pour l'étude de couverts à structures horizontale et verticale hétérogènes (Jasinski M.F. et Eagleson P.S., 1990). Nous choisissons donc de cartographier l'évolution des strates végétales sur la base des canaux spectraux bruts, à savoir les canaux rouge et proche infrarouge.

Compte tenu de la faible taille des objets "strates" par rapport à celle du pixel SPOT, nous mettons en œuvre une démarche de traitement d'images basée sur les principes de la décomposition spectrale du pixel (Raffy M., 1992). Classiquement, ces méthodes étudient les proportions de composantes élémentaires des objets (i.e. ombre, sol et végétation). Malheureusement, cette approche n'autorise pas une liaison directe avec nos données de terrain (i.e. les taux de recouvrement des strates). En conséquence, nous choisissons de conduire l'analyse au niveau d'organisation des strates végétales.

2.2 Modèle de réponse spectrale des pixels

Pour une image donnée, la réponse d'un pixel est reliée aux taux de recouvrement des strates occupant ce pixel à l'aide du modèle de l'équation 1 (Tab. 5). La démarche suppose : premièrement, que le modèle de composition spectrale soit linéaire par rapport aux taux de recouvrement des objets strates (arborée, arbustive, herbacée et sol nu) et, deuxièmement, que l'on puisse définir des réponses radiométriques caractéristiques des objets "strates".

À partir des 33 placettes de terrain enquêtées, nous vérifions la pertinence du modèle linéaire et extrayons les réponses radiométriques des "strates" pour chaque année. La figure 7 montre qu'il est possible d'accepter l'existence d'une radiométrie caractéristique pour chaque strate, et ce quelle que soit l'année.

$$R_i = \sum_{j=1}^n F_j \cdot RE_{ij} + \varepsilon_i \quad \text{et} \quad \sum F_j = 1$$

R_i : réflectance du pixel mixte dans la bande spectrale i .
 RE_{ij} : réflectance de l'objet strate j dans la bande spectrale i .
 F_j : fraction de l'objet strate j . ε_i : erreur résiduelle dans la bande spectrale i .

Tableau 5 : Formulation du modèle de composition spectrale linéaire du pixel.

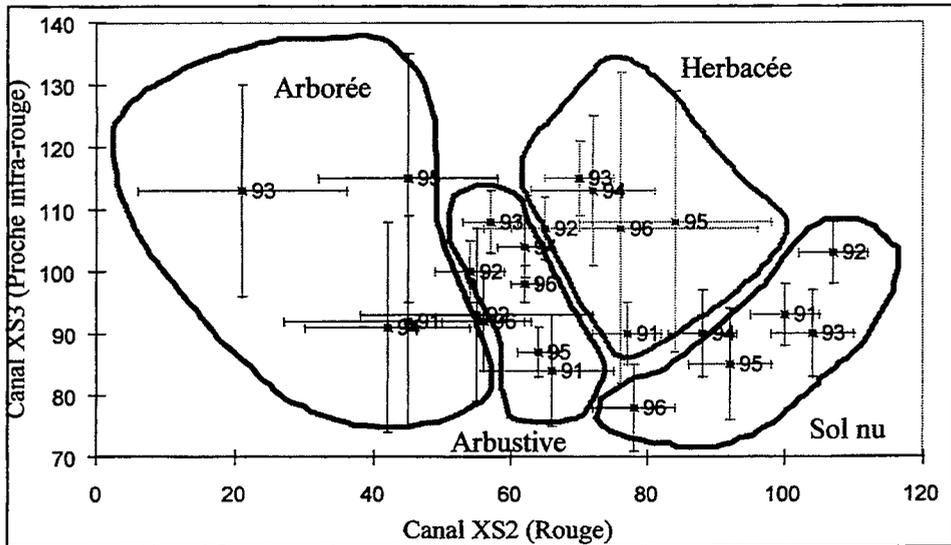


Figure 7 : Radiométries caractéristiques des objets "strates" estimées année par année (incertitude = ± 1 écart-type).

Un des atouts de ce modèle est d'intégrer, sans mesure de terrain particulière, le facteur de transparence du couvert (Puech C., 1998). Celui-ci fait appel à la somme de la projection au sol de tous les éléments végétaux, mais également à leur distribution spatiale et angulaire, et à la position relative des végétaux entre eux. Or ce facteur, qui modifie le rapport entre les surfaces en végétation et sol nu vues par le capteur, est sensible au type de végétal, à son stade phénologique, à son état physiologique et aux conditions pédologiques et climatiques. Il est donc très délicat à quantifier sur le terrain. Pouvoir s'affranchir de cette détermination est donc particulièrement intéressant, d'autant plus que ce facteur peut jouer un rôle important. C'est ainsi que nous avons observé en juin 1995 des surfaces couvertes à 100 % de cistes présentant un taux de transparence de plus de 70 % !

Pour estimer les taux de recouvrement des strates à partir des radiométries des pixels, ce modèle de composition spectrale linéaire suggère une démarche par déconvolution. Dans le cas des images SPOT, une résolution date par date conduit à un système de trois équations à quatre inconnues. Sans hypothèses ou connaissances *a priori*, son inversion est donc impossible. Nous nous affranchissons de cette difficulté en proposant une analyse multi-temporelle associant un modèle de croissance des végétaux à ce modèle spectral.

2.3 La mesure de la surface brûlée

La mesure de la surface d'une zone brûlée par des méthodes d'imagerie satellitale ne peut être absolue. Elle est soumise à deux incertitudes qui portent, d'une part, sur la définition même de ce que l'on appelle "zone brûlée" et, d'autre part, sur la difficulté d'appréhension d'une zone aux limites perturbées avec des documents de type "grille régulière".

La première incertitude est liée à la définition même de la zone brûlée. Une zone peut être brûlée à des degrés divers, depuis quelques herbes roussies jusqu'à une destruction complète de la végétation avec modification de la couche supérieure du sol. Quel degré de brûlé retenir ? Doit-on comptabiliser seulement les zones les plus gravement atteintes ou doit-on inventorier aussi les zones peu touchées et qui se trouvent généralement sur les marges du feu ? La solution n'est pas unique : la bonne solution doit tenir compte de l'objectif visé. Dans notre cas d'étude sur les conséquences de l'incendie de forêt sur les régimes hydrologiques, la "zone brûlée" devrait être définie en fonction de cette préoccupation. Toutefois la réponse n'est pas évidente, car les effets du feu vont atteindre différemment les strates végétales (ce qui modifie plutôt les phénomènes d'évapotranspiration, liés à la "production" hydrologique) et les couches supérieures du sol (qui modifient plutôt les possibilités d'infiltration et le ruissellement de surface, liés au "transfert" hydrologique). Ainsi la zone brûlée influence pour l'aspect "transfert" risque d'être plus restreinte que celle influente pour l'aspect "production".

Par ailleurs, la caractérisation de la surface brûlée est liée aux documents utilisés. Ici elle se fait uniquement sur des critères de vision verticale, sur le degré de noirceur obtenu sur l'image satellite acquise dans les jours suivant l'incendie. Le choix du degré de brûlé se ramène donc à un choix de degré de noirceur (aspect radiométrique). Le choix du seuil de noirceur qui sépare "brûlé" de "non-brûlé" peut être plus ou moins sévère et introduit donc une incertitude. Cette affectation incertaine concerne, en fait, toutes les bordures et lisières du feu. Or la caractérisation de ces lisières est directement liée à la géométrie et à l'échelle des documents utilisés (aspect géométrique) : une grille régulière à résolution imposée (dans notre cas, image satellite SPOT ayant une résolution de 20 m). Comme les espaces brûlés ne sont pas continus, les limites du feu, naturelles, présentent de nombreuses bordures irrégulières et dentelées, des festons multiples. La zone d'incertitude concerne tous les pixels de bordure, "pixels mixtes" où l'attribution est incertaine. Si l'on estime à $\frac{1}{2}$ pixel en moyenne la largeur de

l'affectation incertaine, on arrive à une incertitude sur la mesure de surface incendiée qui est proche de 5 % pour l'ensemble de la zone incendiée, valeur qui peut être plus forte par secteurs, selon l'importance et la découpe des bordures du feu.

2.4 Modèle de croissance des végétaux

L'analyse des données de terrain permet d'élaborer un modèle mathématique d'évolution des taux de recouvrement des strates végétales (équation 2) basé sur une représentation de type monomoléculaire (Tab. 6 et Fig. 8). Ce modèle considère les phénomènes de compétition entre strates végétales.

Le contrôle de la qualité des ajustements du modèle aux données des 33 placettes est basé sur le calcul de l'erreur quadratique moyenne (EQM) de chaque strate au cours de la période 1991 à 1996 (Tab. 7). Compte tenu des incertitudes sur les estimations des taux lors des mesures de terrain (incertitude estimée à $\pm 5\%$), ainsi que des éventuels travaux (déboisement, débroussaillage) et pâturages, nous considérons que le modèle reproduit de façon satisfaisante les évolutions observées.

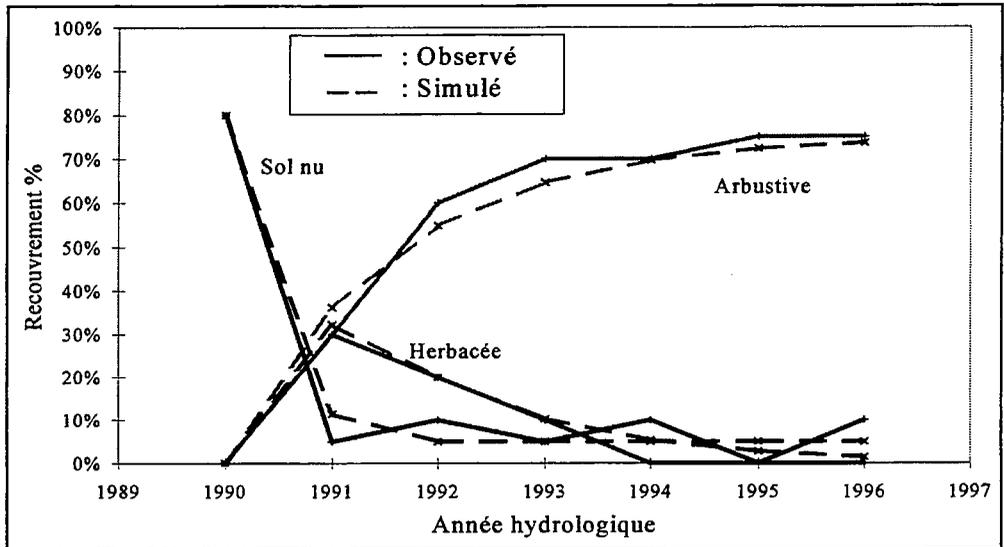
$S_{\text{arborée}}(t) = S_a$
$S_{\text{arbustive}}(t) = [S_p - S_a - S_{\text{sol}}] \cdot [1 - 0,5^{1/(T_{\text{arbustif}} \cdot (S_p - S_a - S_{\text{sol}}) / S_p)}]$
$S_{\text{herbacée}}(t) = [S_p - S_a - S_{\text{sol}} - S_{\text{arbustive}}(t)] \cdot [1 - 0,5^{1/(T_{\text{herbacé}} \cdot (S_p - S_a - S_{\text{sol}} - S_{\text{arbustive}}(t)) / S_p)}]$
$S_{\text{sol-nu}}(t) = S_p - S_{\text{arborée}}(t) - S_{\text{arbustive}}(t) - S_{\text{herbacée}}(t)$

S_p : surface de la placette (400 m²). S_a : surface arborée constante au cours de l'étude. S_{sol} : sol nu non colonisable par les strates végétales ; taux estimé en fin de période d'observation (années 1995-1996). T_{arbustif} , $T_{\text{herbacé}}$: temps nécessaires au recouvrement de 50 % de la placette par la strate arbustive et par la strate herbacée.

Tableau 6 : Modèle d'évolution des strates à un instant t (t, en années hydrologiques, compris entre 0 et 6 ans).

Strates	Arborée	Arbustive	Herbacée	Sol nu	Total
Moyenne des EQM	0,03	0,10	0,08	0,07	0,08
Écart-type des EQM	0,03	0,04	0,05	0,03	0,03

Tableau 7 : Moyenne et écart-type des Erreurs Quadratiques Moyennes (EQM) calculés sur les 33 placettes enquêtées (unités : proportions de recouvrement).



Paramètres : Sa = 20 %, Ssol = 5 %, T arbustif = 1,4 an, T herbacé = 1 an.

Figure 8 : Exemple d'ajustement du modèle de croissance à une placette de 400 m² (l'antécédent forestier est ici du chêne liège).

Le modèle de croissance des végétaux adopté n'est pas explicatif, mais descriptif : il rend compte d'un résultat sans tenir explicitement compte des facteurs qui le conditionnent (antécédent forestier, effet du feu, topographie, fertilité des sols, *etc.*). En d'autres termes, il valorise le caractère déterministe (au premier ordre) de la reprise végétale. Il est à ce titre compatible avec les mesures de télédétection qui sont elles-mêmes des informations intégrant l'histoire du pixel et les conditions locales d'environnement.

2.5 Couplage des modèles

L'association des deux modèles précédents (équations 1 et 2) au sein d'une approche multi-temporelle conduit à un système de 12 équations (2 canaux spectraux pour 6 images SPOT) à 4 inconnues (Sa, Ssol, T arbustif, T herbacé). Si la résolution pixel à pixel de ce système est possible, elle s'avère peu réaliste (traitement de milliers de pixels, problèmes d'instabilités numériques).

Dans ce contexte, nous choisissons de réduire et de stabiliser l'information à analyser en étudiant des populations de pixels de même dynamique d'évolution. Celles-ci sont identifiées à partir d'une classification multi-temporelle (années 1991 à 1996) non supervisée, basée sur un algorithme de type "nuées dynamiques" (Fig. 9). Dès lors, nous estimons, pour chaque classe automatique, par minimisation de la fonction

objectif de l'équation 3 (Tab. 8), la plage des valeurs correspondant à chaque paramètre du modèle d'évolution de la végétation.

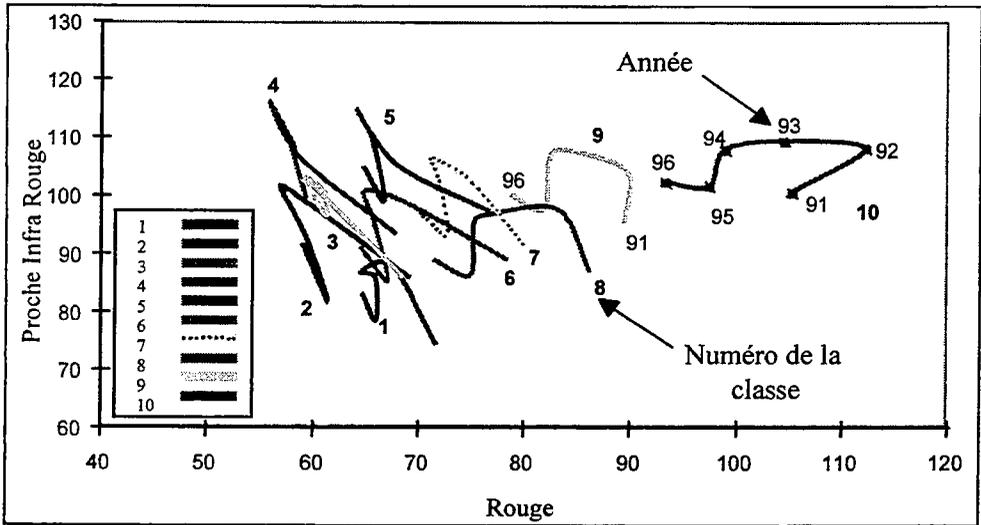


Figure 9 : Évolution temporelle des centres des 10 classes automatiques.

$$\sum_{i=1}^6 \sum_{j=1}^2 (R_{ij} \text{ observé} - R_{ij} \text{ calculé})^2$$

avec R_{ij} calculé = Modèle [$\{RE_{ij}\}$, Sa, Ssol, T arbustif, T herbacé]

i : année après incendie. j : canal spectral ($i = 2$, Rouge et Proche infrarouge). R_{ij} observé : valeur radiométrique observée lors de l'année i dans le canal j (Ces valeurs correspondent aux centres des classes radiométriques). Modèle [] : modèle de composition spectrale basé sur les objets "strates" (équation 1). $\{RE_{ij}\}$: radiométries caractéristiques des quatre strates pour l'année i et le canal j . Sa, Ssol, T arbustif, T herbacé : jeu de paramètres à estimer (équation 2).

Tableau 8 : Fonction objectif pour estimer le jeu de paramètre Sa, Ssol, T arbustif et T herbacé, pour un ensemble de radiométries moyennes R_{ij} donné.

3. Cartographie de la reprise végétale après incendie

Le tableau 9 illustre les résultats obtenus sur 3 classes extraites d'une segmentation en 10 classes automatiques. La classe CR2 présente une forte dynamique de reprise dominée par la strate arbustive (T arbustif < 2 ans). La classe CR7 caractérise une

reprise moyenne, alors que la classe CR10 indique une très faible régénération (on note le fort taux de sol nu : Ssol = 60 % et les fortes valeurs de T arbustif et T herbacé).

Classe radiométrique	Plages de valeurs des paramètres du modèle de croissance de la végétation			
	Sa (%)	Ssol (%)	T arbustif (%)	T herbacé (%)
CR2	0 à 30	0 à 15	0,5 à 2	1 à 20
CR7	0 à 20	10 à 30	3 à 10	1 à 6
CR10	0 à 5	60	9 à 10	16 à 20

Tableau 9 : Exemples de plages de valeurs des paramètres du modèle d'évolution des taux de recouvrement obtenues par minimisation de la fonction objectif de l'équation 3.

En associant le modèle de croissance à la cartographie des classes automatiques, il est possible de calculer, aux différentes années, les taux de recouvrement des strates végétales de chaque pixel. Des informations spatialisées et statistiques peuvent être alors produites.

La figure 10 fournit une cartographie des dynamiques de reprise végétale sur le bassin versant du Rimbaud, ainsi que sur celui du Meffrey (voir Fig. 2), deux bassins versants dont la surface a été incendiée à plus de 70 %. Cette figure montre une forte reprise végétale sur le Meffrey, avec concentration à l'aval du bassin d'une zone de faible reprise liée à des travaux forestiers. Le Rimbaud présente, quant à lui, une dynamique de reprise plus faible, avec en amont de l'exutoire de ce bassin, la présence d'une zone non brûlée. À partir de ces données, une cartographie année par année des taux de recouvrement des strates végétales devient possible. Il est également aisé d'obtenir des informations statistiques moyennes sur l'évolution des taux de recouvrement à l'échelle des deux bassins versants (Tab. 10).

4. Conclusion

L'intérêt de la méthode mise en œuvre réside dans le fait qu'elle mobilise des outils classiques de la modélisation en croissance des végétaux et en télédétection, tout en s'appuyant sur les fondements théoriques des méthodes par composition spectrale du pixel pour comprendre et analyser le contenu informationnel des données radiométriques. Cette démarche met en évidence la complexité des milieux en régénération, ainsi que la richesse de l'information satellitale qui peut aider à la définition d'une typologie détaillée des dynamiques de reprise.

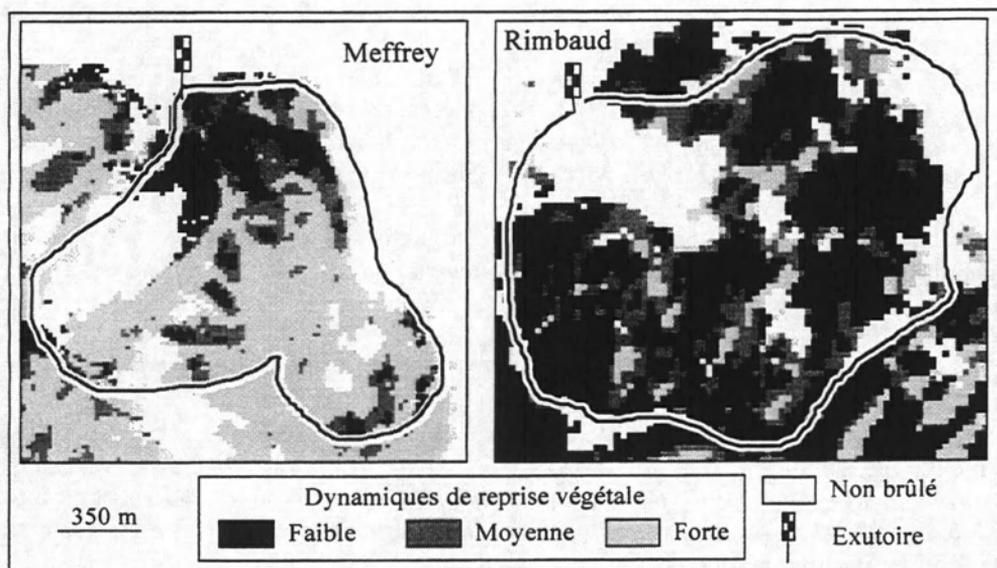


Figure 10 : Cartographie des dynamiques de reprise végétale sur les bassins versants du Meffrey et du Rimbaud.

Strates	Bassins	Années hydrologiques						
		1990-91	1991-92	1992-93	1993-94	1994-95	1995-96	1996-97
Arborée	Rimbaud	5 %	5 %	5 %	5 %	5 %	5 %	5 %
	Meffrey	11 %	11 %	11 %	11 %	11 %	11 %	11 %
Arbustive	Rimbaud	0 %	15 %	23 %	29 %	33 %	36 %	39 %
	Meffrey	0 %	32 %	42 %	47 %	50 %	52 %	54 %
Herbacée	Rimbaud	0 %	12 %	18 %	18 %	17 %	15 %	13 %
	Meffrey	0 %	11 %	13 %	12 %	10 %	8 %	7 %
Sol nu	Rimbaud	69 %	42 %	29 %	22 %	20 %	19 %	18 %
	Meffrey	73 %	29 %	18 %	14 %	12 %	12 %	12 %

Surface non brûlée : Rimbaud = 26 % ; Meffrey = 16 %.

Tableau 10 : Proportions des strates par rapport à la surface des bassins ($\cong 1.5 \text{ km}^2$).

Bibliographie

Banninger C. et Gallaun H., 1996, A remote sensing-GIS approach to monitoring regeneration and predicting risk of erosion and desertification after a forest fire in the Mediterranean region. *EARSel*, vol. 4, n° 4, p. 117-123.

Jasinski M.F. et Eagleson P.S., 1990, Estimation of subpixel vegetation cover using

red-infrared scattergrams. *Institute of Rlectrical and Electronics Engineers*, vol. 28, n° 2, p. 253-267.

Puech C., 1998, Décomposition du pixel et changement d'échelle : réflexions autour de la structure forestière. *Revue Photo-interprétation*, Numéro Spécial "Séminaire Télédétection et Végétation", vol. 36, n° 1, p. 20-29.

Raffy M., 1992, Change of scale in models of remote sensing. A general method for spatialization of models and applications. *Remote Sensing of Environment*, n° 40, p. 101-102.

Viedma O., Melia J., Garci-Hario J. et Segarra D., 1996, Monitoring forest regrowth rates after fires with multitemporal Landsat imagery. *EARSeL*, vol. 4, n° 4, p. 145-154.

Viné P., 1997, *Identification de l'hétérogénéité spatio-temporelle des comportements hydrologiques. Apports de la télédétection satellitale. Application aux bassins versants du Réal Collobrier (France) et de la Mare d'Oursi (Burkina-Faso)*. Thèse de Doctorat de l'Université Joseph Fourier - Grenoble I, 285 p.

Chapitre III :

Impact de l'incendie sur le comportement hydrologique du bassin versant

J. LAVABRE *, C. MARTIN ** et N. FOLTON *

* Cemagref - Groupement d'Aix-en-Provence, le Tholonet, BP 31, 13612 Aix-en-Provence Cedex 1.

** UMR 5651 "ESPACE" du CNRS, Département de Géographie, Université de Nice - Sophia-Antipolis, 98 Boulevard Edouard Herriot, BP 3209, 06204 Nice Cedex 3.

1. Hydroclimatologie générale

1.1 Les données annuelles

Les écoulements annuels sont relativement abondants (660 mm en moyenne – Tab. 11), bien que le ruisseau présente quasi systématiquement des étiages nuls pendant une partie de l'été. Le déficit d'écoulement annuel, calculé comme la différence entre la pluviométrie et l'écoulement annuels, n'est pas très élevé. Il est de plus relativement stable, comme en témoigne son coefficient de variation (écart-type / moyenne) qui est de 15 %. Ce comportement indique une faible capacité de stockage du bassin, ce qui est cohérent avec la minceur des formations superficielles et la massivité des roches.

	P_A	L_A	D_A
Moyenne (mm)	1154	660	494
Écart-type (mm)	357	337	75
Valeurs extrêmes (mm)	536 - 1845	105 - 1234	390 - 690

P_A : pluie annuelle. L_A : écoulement annuel. D_A : déficit d'écoulement annuel (= $P_A - L_A$).

Tableau 11 : Pluviométrie, écoulement et déficit d'écoulement annuels sur le bassin versant du Rimbaud d'août 1967 à juillet 1990 (année hydrologique : août à juillet).

1.2 Les données mensuelles

La distribution des précipitations est tout à fait classique sous climat méditerranéen : sécheresse marquée des mois d'été et, au contraire, hiver et printemps généralement pluvieux. En ce qui concerne les écoulements, on remarque principalement :

- des déficits relativement élevés en début d'année hydrologique, en relation avec la recharge souterraine ;
- une bonne correspondance avec la pluviométrie à partir du mois de janvier.

1.3 Les crues

La massivité des roches, la minceur des formations superficielles et les caractères morphométriques du bassin versant (Kc de Gravelius = 1,07 ; Dd = 4,86 km/km² ; Rc de Strahler = 2,81) s'associent pour que le ruisseau du Rimbaud réagisse violemment aux précipitations (Fig. 11).

Sur la période 1967-1990, le débit de pointe de crue décennal, estimé à partir d'une distribution de fréquence empirique, en utilisant la formule de A. Hazen (1930), s'établit à 7 m³/s environ (Fig. 12), soit 4,7 m³/s/km². La valeur maximale a été observée le 13 septembre 1968, en réponse à des précipitations de 20 mm en une heure, puis de 110 mm en une heure et quart. Cet épisode a manifesté un caractère très violent, le débit passant de 15 l/s à plus de 15 m³/s en une heure et demi.

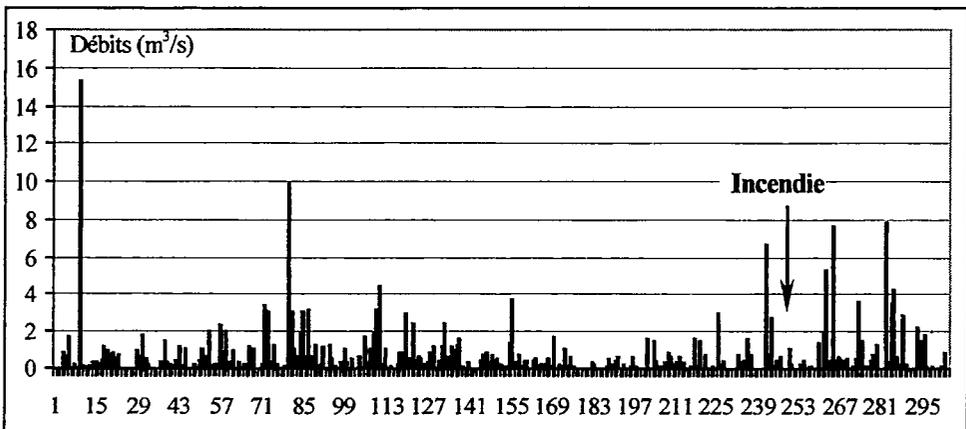


Figure 11 : Les débits de pointe de crue du ruisseau du Rimbaud d'août 1967 à juillet 1994.

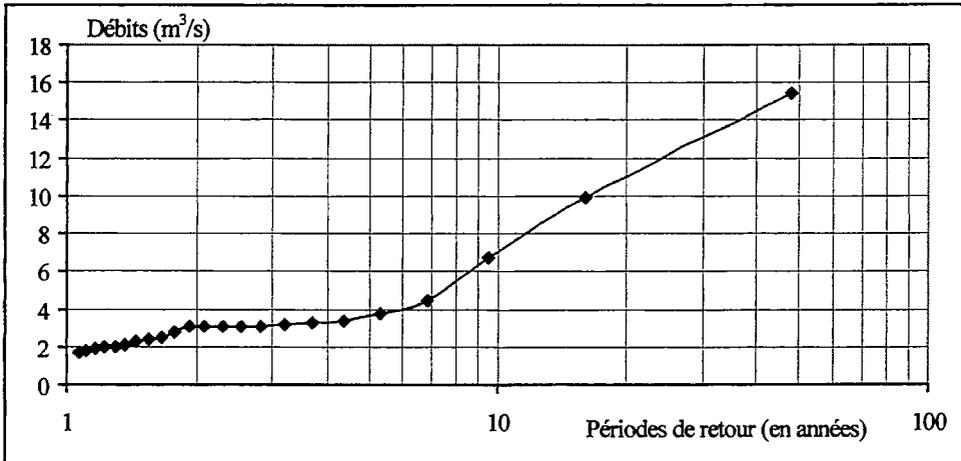


Figure 12 : Distribution de fréquence des débits de pointe de crue du ruisseau du Rimbaud sur la période 1967-1990 (selon la formule de Hazen).

2. L'impact de l'incendie sur les écoulements annuels

2.1 Principe général de la démarche

Les conséquences du feu sur le comportement hydrologique du bassin versant du Rimbaud sont appréhendées en comparant les écoulements observés sur le bassin versant après incendie avec les valeurs des écoulements calculées pour la même période à partir de relations établies avant incendie. Le calcul des écoulements est basé soit sur l'information pluviométrique disponible sur le bassin, soit sur les écoulements d'un bassin versant témoin. Le bassin versant du BVRE du Réal Collobrier présentant les meilleures garanties pour servir de témoin est celui du Valescure. Toutefois ce bassin présente un substratum associant aux gneiss, des roches plus fissiles et/ou plus altérables : des micaschistes et des amphibolites. De plus, en relation avec la dissection du relief, la décompression des roches est ici assez forte. La combinaison de ces éléments explique que l'écoulement annuel moyen n'atteigne pas 40 % de la pluviométrie, alors qu'il approche 60 % sur le bassin du Rimbaud. Sur la période août 1968 - juillet 1990, le bassin versant du Valescure a reçu des précipitations annuelles moyennes de 1207 mm (écart-type : 368 mm) et l'écoulement annuel moyen a atteint 456 mm (écart-type : 271 mm).

Les résultats ainsi obtenus font l'objet d'une analyse critique, à travers la confrontation – menée selon la même approche – des écoulements du bassin versant témoin avant et après l'incendie.

2.2 Les régressions entre les données annuelles

Cette approche ne fournit qu'une image extrêmement lissée de la réalité hydrologique, laquelle résulte de l'intervention de nombreux processus (interception des pluies par la végétation, évaporation et évapotranspiration, formation des écoulements de crue, *etc.*) dont la combinaison génère des phénomènes non reproductibles. Les enseignements possibles sont donc limités et se réduisent en fait à un bilan numérique. Au demeurant, ce type d'approche exige beaucoup de prudence. À titre d'exemple, le tableau 12 présente les écarts entre les écoulements observés et ceux calculés en utilisant deux équations de régression établies à partir de la même information. Il est clair que l'interprétation d'une différence de quelques dizaines de mm serait, pour le moins, hasardeuse.

Les équations de régression sont établies sur la période commune de suivi des bassins versants avant incendie : août 1968 - juillet 1990 (Tab. 13). Les coefficients de détermination élevés témoignent de la qualité des liaisons.

Années	1990-91	1991-92	1992-93	1993-94	1994-95	1995-96	1996-97
Régression 1 *	-111	-143	-97	1	22	-8	71
Régression 2 **	-50	-110	-38	60	84	-102	111

* : régression 1 : $La = 0,7104 Pa - 4011,2$; $r^2 = 0,929$. ** : régression 2 : $La = 0,0344 (Pa/100)^{2,44}$; $r^2 = 0,922$. La : écoulement annuel. Pa : pluviométrie annuelle.

Tableau 12 : Bassin versant du Valescure : écarts (mm) entre les écoulements observés et ceux calculés en utilisant deux équations de régression établies à partir de la même information avant incendie (août 1968 - juillet 1990).

Liaisons	y	x	a	b	r^2
R1	La(r)	Pa(r)	0,895	- 363	0,97
R2	La(r)	Pa(v)	0,887	- 398	0,93
R3	La(r)	La(v)	1,14	+ 161	0,91
R4	La(v)	Pa(v)	0,710	- 401	0,93
R5	Pa(r)	Pa(v)	0,967	0	0,96

y : variable expliquée. x : variable explicative. a et b : termes de la relation $y = ax + b$. r^2 : coefficient de détermination. La : écoulement annuel (mm). Pa : pluviométrie annuelle (mm). (r) : bassin versant du Rimbaud. (v) : bassin versant du Valescure.

Tableau 13 : Différentes liaisons de la forme $y = ax + b$.

2.3 La modélisation des écoulements

Les modèles utilisés appartiennent à la famille GR développée au *Cemagref* (Michel C. *et al.*, 1991). Il s'agit des modèles GR2, pour le calcul des débits mensuels (GR2M), et GR3, pour le calcul des débits journaliers (GR3J) et des débits au pas de temps de quelques minutes (GR3H). Ce sont des modèles conceptuels empiriques qui prennent en compte deux réservoirs :

- un réservoir S soumis à l'évapotranspiration ;
- un réservoir R d'eau gravitaire.

Pour GR2, deux paramètres (α et β) règlent les entrées et sorties des réservoirs. Dans le cas de GR3, deux paramètres représentent la taille maximale des réservoirs (A pour S, et B pour R), alors qu'un troisième (C) assure une répartition de la pluie dans le temps et commande les hydrogrammes unitaires de l'alimentation du réservoir R (90 % de l'eau non stockée dans S) et d'un "écoulement rapide" (10 % de l'eau non stockée dans S). La vidange progressive du réservoir R est fonction du taux de remplissage du réservoir par rapport à son volume maximal.

Pour les bassins faisant l'objet d'un suivi hydrologique, les valeurs des paramètres sont fournies par les modèles eux-mêmes, par optimisations successives en vue de minimiser l'écart entre les valeurs calculées et les valeurs mesurées.

2.4 Les résultats obtenus

Les équations de régression permettent de calculer les variables expliquées sur la période de calage (août 1968 - juillet 1990) et sur la période après incendie (août 1990 - juillet 1997). Les écarts entre valeurs calculées et mesurées sont portés sur les figures 13 à 19. Les figures 18 et 19 sont établies à partir des estimations par modélisation (Lavabre J. *et al.*, 1997).

La liaison R1 (Fig. 13) et les modèles GR (Fig. 18 et 19) montrent un supplément d'écoulement du bassin versant du Rimbaud en 1990-91, 1991-92, 1992-93 et 1994-95. Les écarts les plus forts sont obtenus avec la modélisation mensuelle par GR2M (Fig. 18). Le faible écart manifesté en 1991-92 sur la figure 13 ne suffit pas pour laisser envisager une atténuation de l'impact de l'incendie en liaison avec la reconquête végétale. En se fondant sur ces trois analyses, on pourrait estimer à 100 mm l'ordre de grandeur du supplément d'écoulement durant les trois années après incendie (soit 10 à 15 % de la pluviométrie annuelle).

Les liaisons R1 (Fig. 10) et R4 (Fig. 16), qui expriment les écoulements annuels en fonction des pluies annuelles, portent respectivement sur les bassins versants du Rimbaud et du Valescure. Pour ce dernier, l'analyse fait ressortir des déficits d'écoulement de l'ordre de 100 mm en 1990-91, 1991-92 et 1992-93. Ces écarts sont opposés à ceux du Rimbaud. Mais ils posent un problème d'ordre méthodologique

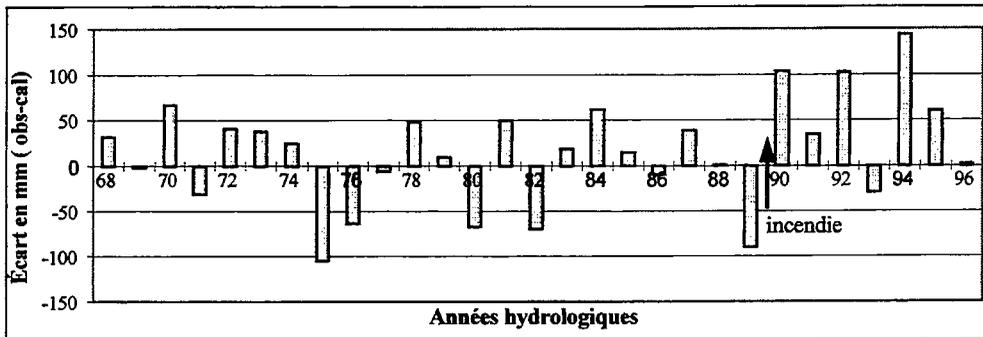


Figure 13 : Écart entre les écoulements annuels du bassin versant du Rimbaud observés et calculés par la relation R1 (pluies annuelles du bassin versant du Rimbaud).

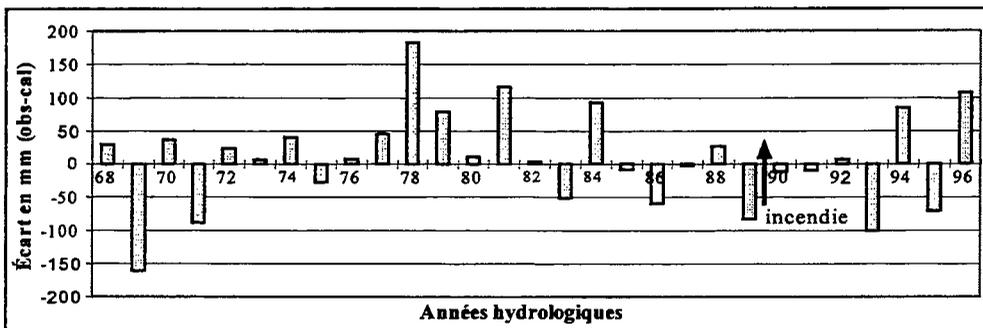


Figure 14 : Écart entre les écoulements annuels du bassin versant du Rimbaud observés et calculés par la relation R2 (pluies annuelles du bassin versant du Valescure).

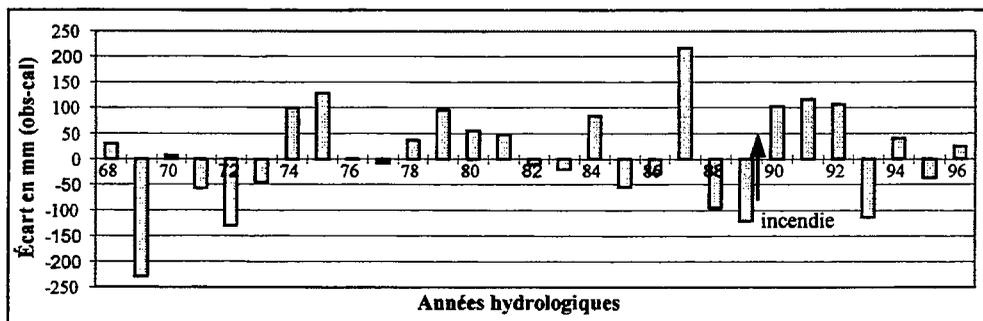


Figure 15 : Écart entre les écoulements annuels du bassin versant du Rimbaud observés et calculés par la relation R3 (écoulements annuels du bassin versant du Valescure).

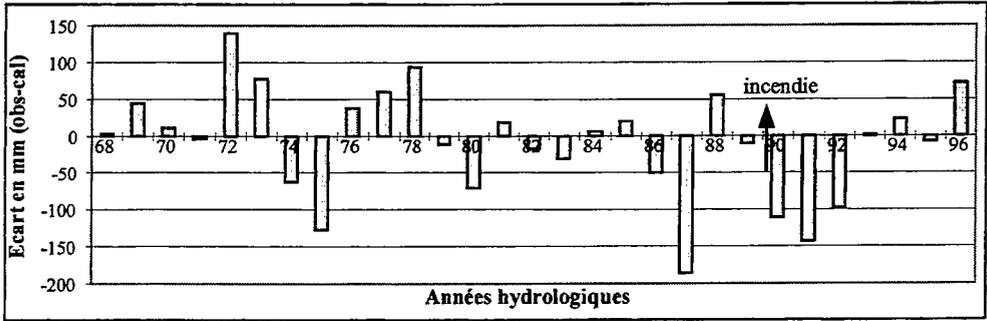


Figure 16 : Écarts entre les écoulements annuels du bassin versant du Valescure observés et calculés par la relation R4 (pluies annuelles du bassin versant du Valescure).

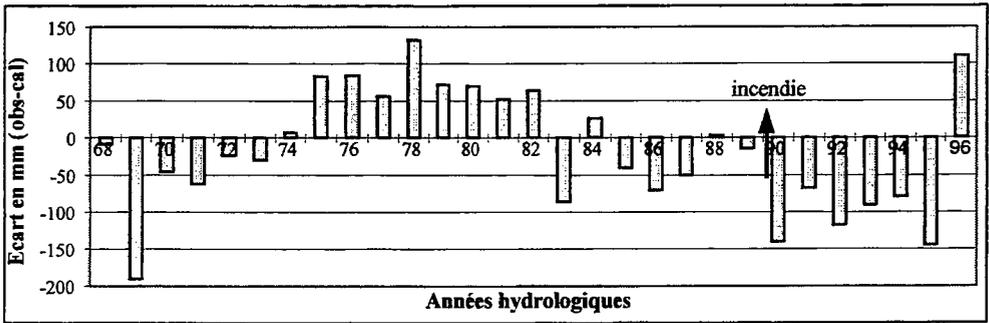


Figure 17 : Écarts entre les pluies annuelles du bassin versant du Rimbaud observées et calculées par la relation R5 (pluies annuelles du bassin versant du Valescure).

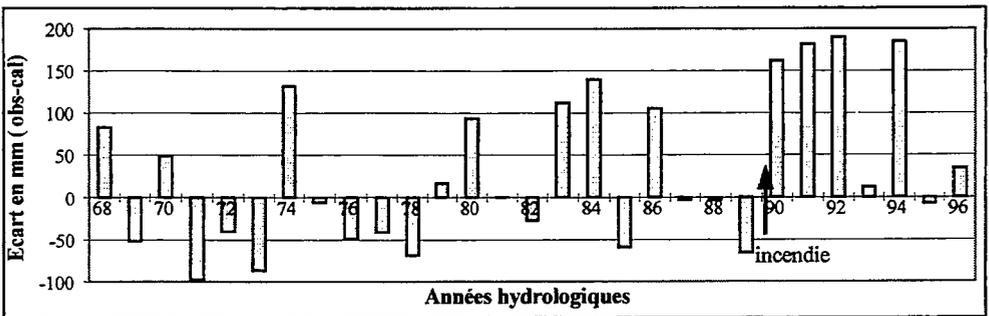


Figure 18 : Écarts entre les écoulements annuels du bassin versant du Rimbaud observés et calculés par le modèle GR2M (pluies du bassin versant du Rimbaud).

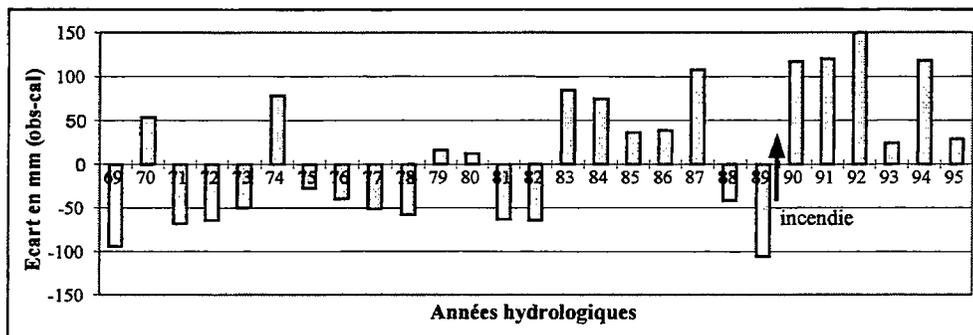


Figure 19 : Écarts entre les écoulements annuels du bassin versant du Rimbaud observés et calculés par le modèle journalier GR3J (pluies du bassin versant du Rimbaud).

ou de stationnarité des séries. En effet, comment interpréter une succession de trois années déficitaires, alors que le bassin versant n'a subi aucune modification connue ? On est conduit à se demander si, pendant cette période, le bassin du Valescure n'a pas accusé la sécheresse des années précédentes.

Les liaisons R2 (Fig. 14) et R3 (Fig. 15) abordent la comparaison entre les bassins du Rimbaud et du Valescure. La liaison R3 (écoulements annuels du Rimbaud expliqués par les écoulements annuels du Valescure) met, elle aussi, en évidence un supplément d'écoulement du bassin versant en 1990-91, 1991-92 et 1992-93. Le plus fort écart est obtenu en 1991-92, ce qui est en désaccord avec les résultats fournis par la liaison R1. Au contraire, en 1993-94, la liaison R3 attribue au bassin versant du Rimbaud un déficit d'écoulement important. Pour sa part, la liaison R2 (écoulements annuels du bassin versant du Rimbaud expliqués par les pluies annuelles sur le bassin versant du Valescure) ne fait apparaître aucun impact de l'incendie.

2.5 Discussion

En utilisant une série de régressions, en apparence toutes satisfaisantes, du moins à la lumière des coefficients de détermination, nous sommes confrontés à des résultats divergents.

La relation entre les écoulements et les pluies annuels du bassin versant du Rimbaud (liaison R1) fait apparaître des suppléments d'écoulement après incendie. Ce résultat est conforme à la conception que nous pouvons avoir *a priori* de l'impact du feu. Mais les calculs s'appuient sur les données d'un seul pluviographe, qui plus est situé dans un milieu soumis à une très forte perturbation.

En négligeant l'information pluviométrique recueillie sur le bassin versant du Rimbaud, l'analyse des écoulements conduite en s'appuyant sur la pluviométrie du bassin versant

témoin du Valescure (liaison R2), conclut à un impact nul de l'incendie. Les pluies du bassin versant témoin sont établies à partir des données de plusieurs pluviographes, lesquels se trouvent en outre situés dans un milieu qui n'a pas été perturbé. Il y a donc toute raison de croire en la fiabilité de la série pluviométrique.

La relation R3 entre les écoulements des bassins versants du Rimbaud et du Valescure fait apparaître un supplément d'écoulement sur le bassin versant incendié durant les trois premières années après le feu. Cette observation est partagée avec Viné P. *et al.* (1999). Toutefois les écoulements du bassin témoin semblent être affectés d'une non-stationnarité (liaison R4) à laquelle pourraient être imputés les suppléments d'écoulement attribués au bassin versant incendié ! Certes, les bassins versants accusent certainement le fort déficit hydrique consécutif aux années 1988-89 et 1989-90, au cours desquelles les précipitations ont été particulièrement faibles. Mais cela ne signifie pas, pour autant, qu'en absence d'incendie, le bassin versant du Rimbaud aurait eu un comportement analogue à celui du Valescure. Il faut en effet souligner que le bassin du Rimbaud présente, par rapport aux autres bassins de la partie occidentale du massif des Maures, et notamment par rapport à celui du Valescure, une capacité de stockage d'eau particulièrement faible (Martin C. et Marc V., 1993 ; Belmira F., 1993).

La figure 17 (liaison R5) donne à penser que la chronique pluviométrique du bassin versant du Rimbaud est affectée d'une non-stationnarité. La pluviométrie annuelle de ce bassin apparaît souvent très déficitaire par rapport à la valeur calculée à partir de la pluviométrie du bassin du Valescure, mais cela est tout particulièrement net sur la période août 1990 - juillet 1996 (écart moyen de 100 mm). Des écarts inverses se sont produits sur la période août 1975 - juillet 1983.

Les pluviographes des parcelles expérimentales de ruissellement qui ont été exploitées sur le bassin versant du Rimbaud (Martin C., 1989 ; Martin C. *et al.*, 1996), à quelques centaines de mètres du poste suivi par le *Cemagref*, fournissent des informations complémentaires (Tab. 14). Il ressort, d'une part, que les précipitations ne sont pas homogènes sur l'ensemble du bassin et que les écarts sont plus ou moins marqués selon les années, et, d'autre part, que la différence entre les pluviométries du bassin versant et du site des parcelles mise en évidence avant l'incendie, s'est largement maintenue après celui-ci.

Le pluviographe du Rimbaud ayant été remplacé à l'identique après sa destruction par l'incendie, quatre hypothèses peuvent être envisagées pour expliquer la non-homogénéité de la chronique pluviométrique :

1 / Les incertitudes sur les données des pluviographes : Depuis la mise en place des nouveaux pluviographes en 1988, les eaux interceptées sont recueillies dans des bidons enterrés dont la contenance correspond à des précipitations de 230 mm environ. La mesure systématique des volumes recueillis n'a pas fait apparaître de dérive notable. En revanche, avant le remplacement des appareils précédents, les eaux interceptées étaient stockées dans des seaux d'une contenance correspondant à des pluies de 80 mm seulement et sujets à une forte évaporation. La qualité des mesures réalisées dans ces

Années (août à juillet)	Écarts (mm) *	Écarts (%) **
1976-77	≈ +209 ☐	+11,3
1977-78	+102	+6,6
1978-79	+82	+8,8
1979-80	+212	+15,0
Moyenne 1976-1980	+151	+11,5
1990-91	≈ +130 ☐	+13,2
1991-92	+10	+1,3
1992-93	+96	+9,4
1993-94	+38	+3,7
Moyenne 1990-1994	+68,5	+7,2

* : les écarts en mm sont déterminés par différence entre la pluviométrie du bassin du Rimbaud et celle des parcelles expérimentales. ** : les écarts en % sont exprimés par rapport à la pluviométrie du bassin versant du Rimbaud. ☐ : les précipitations de juillet 1976 et de juillet 1990 ont été estimées.

Tableau 14 : Écarts entre la pluviométrie du bassin versant du Rimbaud et celle à l'emplacement des parcelles expérimentales de ruissellement.

conditions était donc beaucoup moins certaine. Dans le cas où le poste du Rimbaud aurait surestimé la pluviométrie du bassin versant durant la période avant incendie, et notamment de 1975 à 1983, la relation établie sur cette période aboutirait à des résultats par défaut après août 1990, et serait donc majorante pour l'évaluation de son impact. Notons cependant que les deux périodes d'observation communes (1976-1980 et 1990-1994) fournissent des écarts relatifs entre les pluviométries moyennes du bassin versant du Rimbaud et des parcelles peu différents (11,5 et 7,2 %). Ces périodes correspondent pourtant à des situations très opposées : excédent de pluviométrie du bassin versant du Rimbaud par rapport à la valeur calculée à partir de la relation avec les précipitations sur le bassin du Valescure, pour la première ; déficit marqué, pour la seconde.

2 / L'hétérogénéité spatio-temporelle des pluies sur le bassin versant du Rimbaud : Les enseignements du tableau 14 concernant les fluctuations interannuelles des écarts de pluviométrie entre le bassin versant du Rimbaud et le site des parcelles expérimentales interdit de négliger cette hypothèse. Toutefois les données moyennes ne la confortent pas. En effet, si l'écart relatif entre les pluviométries du bassin versant et du site des parcelles se réduit entre 1976-1980 et 1990-1994, la diminution représente moins de 5 % des précipitations. Elle est donc trop faible pour apporter une explication suffisante à la non-stationnarité de la chronique pluviométrique du bassin.

3 / L'hétérogénéité spatio-temporelle des pluies entre les bassins versants du Rimbaud et du Valescure : En 1996-97, la pluviométrie du bassin versant du Rimbaud manifeste un excédent par rapport à la valeur calculée à partir de la relation avec les précipitations sur le bassin du Valescure (Fig. 17). Ce résultat constitue un argument en

faveur de cette hypothèse. Cependant, dans son cas, aussi bien que dans celui de l'hypothèse 2, il semble douteux que l'hétérogénéité spatio-temporelle des pluies produise les mêmes effets au cours de plusieurs années consécutives.

4 / La modification de l'environnement immédiat du pluviographe du Rimbaud : En détruisant la végétation, l'incendie a peut-être affecté le pouvoir de captation du pluviographe en provoquant une accélération du vent au sol. Selon cette hypothèse, la pluie réelle serait plus abondante que la pluie mesurée, ce qui réduirait proportionnellement les suppléments d'écoulement calculés. Cette hypothèse est en accord avec les données du tableau 14.

Conclure au sujet de l'influence de l'incendie sur les écoulements annuels du bassin versant du Rimbaud s'avère bien délicat. Les résultats sont dans la marge d'incertitude des relations utilisées, et la non-stationnarité apparente de la chronique pluviométrique du bassin du Rimbaud ne facilite pas les interprétations. Le travail s'oriente donc vers une exploitation plus fine, au pas de temps journalier, des données de la modélisation par GR3J. L'information sera en outre complétée par le calcul des écoulements des bassins versants du Rimbaud et du Valescure à partir de la pluviométrie du bassin du Valescure.

3. Le comportement du bassin versant en crue

La question de la stationnarité de la chronique pluviométrique du Rimbaud se pose aussi pour l'étude des crues. Mais elle présente, dans ce cas, beaucoup moins d'acuité (voir Fig. 20).

3.1 Approche descriptive sur les seuls débits

En 1990-91, le comportement du ruisseau du Rimbaud est devenu fortement impulsionnel. Le débit maximal a atteint $7,8 \text{ m}^3/\text{s}$ le 9 décembre, pour des précipitations ne présentant aucun caractère exceptionnel, ni par leur abondance (88,0 mm) ni par leur intensité (intensité maximale en 6 minutes de l'ordre de 40 mm/h). Un autre très fort débit a été observé le 23 novembre ($5,5 \text{ m}^3/\text{s}$). Les montées de crue ont souvent demandé moins de cinq minutes, et les décrues ont été elles-mêmes très rapides. Le caractère excessif pris par les réactions du cours d'eau aux précipitations s'explique par le ruissellement sur les versants mis à nu par l'incendie. L'année 1991-92 n'a connu qu'un seul épisode violent ($3,6 \text{ m}^3/\text{s}$, en octobre), mais plusieurs crues spectaculaires se sont encore produites en 1992-93 ($7,7 \text{ m}^3/\text{s}$ en septembre ; $3,5 \text{ m}^3/\text{s}$ en octobre ; $4,3 \text{ m}^3/\text{s}$ en novembre). En 1993-94, le débit maximal a atteint $2,2 \text{ m}^3/\text{s}$ seulement. La reprise végétale est alors intervenue pour amortir la réponse des écoulements aux précipitations (taux de recouvrement des surfaces incendiées par les arbustes : 15 % en août 1991, 30-35 % en août 1992 et 45-50 % en août 1993 – en s'appuyant pour partie sur les observations de Puech C. *et al.*, 1994, et de Viné P., 1997).

Les débits de pointe de crue les plus élevés de la période post-incendie ont été générés par des pluies d'un volume très modéré pour le terrain d'étude. Sur la figure 20, qui met en relation les débits instantanés maximaux relevés en automne et les précipitations en 24 h correspondantes, plusieurs crues après incendie s'individualisent nettement. Il apparaît, en particulier, que les débits de crue de fréquence décennale sont liés à des pluies en 24 h tout à fait courantes, de l'ordre de 80 mm alors que la pluie décennale en 24 h est estimée à 160 mm. De nombreux débits de crue après incendie se positionnent toutefois dans le nuage des points représentant les crues avant incendie.

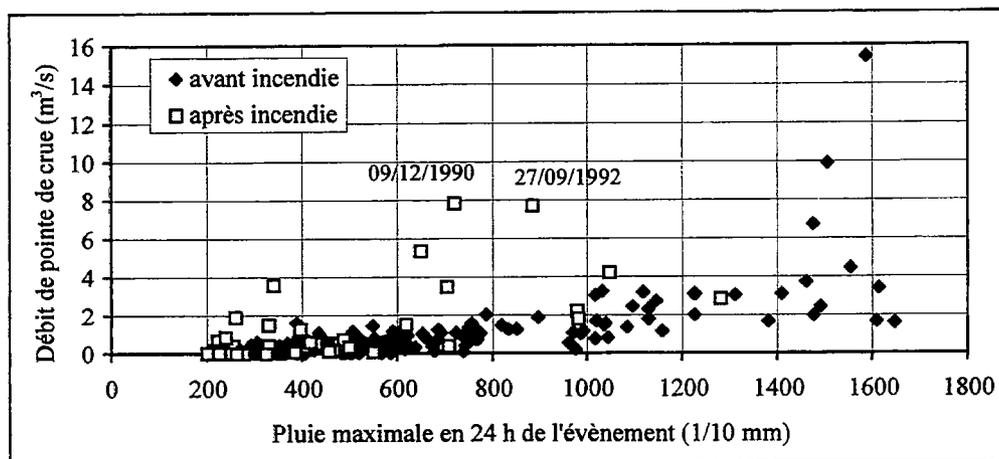


Figure 20 : Relations en automne (septembre, octobre et novembre) entre les débits de pointe de crue et les précipitations en 24 heures (période après incendie : septembre 1990 - novembre 1994).

3.2 Modélisation pluie-débit par évènement

Le traitement est réalisé au pas de temps de 15 minutes. L'examen porte uniquement sur la saison automne (mois de septembre, octobre et novembre), afin de le limiter à une typologie bien particulière de crue : crues générées sur un bassin en cours de ré-humectation et consécutives à des pluies de forte intensité.

Pour la sélection des événements, qui peut engendrer des biais sur les analyses postérieures, le critère suivant est adopté : une pluie journalière supérieure à 20 mm constitue un événement. Les événements n'ayant provoqué aucune réponse du ruisseau ne sont pas examinés par la suite. Le pourcentage d'événements rejetés s'avère être sensiblement le même avant et après incendie. Les échantillons ainsi établis comportent 44 événements avant incendie et 15 après.

crue après incendie ont augmenté de façon sensible ; ils sont en moyenne multipliés par deux. Une augmentation plus forte est notable sur le ratio débit maximum de la crue / pluie maximale en 6 h de l'événement, qui est en moyenne multiplié par quatre.

Périodes	Q6h / P6h	Qmax / P6h
1968-69 - 1989-90	9,8 %	0,94 %
1990-91 - 1994-95	17,5 %	3,6 %

Q6h et P6h représentent respectivement l'écoulement maximum et la pluie maximale de l'événement calculés sur une durée de 6 heures. Ils sont exprimés en mm. Qmax (m³/s) est le débit maximum de l'événement.

Tableau 15 : Valeurs médianes du coefficient d'écoulement du bassin versant avant et après incendie.

Le calage des paramètres du modèle GR3H est effectué crue par crue. On constate une baisse des valeurs médianes des paramètres B et C sur la période post-incendie (Tab. 16). Malgré la dispersion des valeurs numériques des paramètres, d'ailleurs plus faible après incendie, ces diminutions sont significatives. Au sens de la modélisation, elles traduisent une accélération des écoulements.

Périodes	A (mm)	B (mm)	C (heure)
1968-69 - 1989-90	167	57	1,7
1990-91 - 1994-95	61	30	1,3

Tableau 16 : Valeurs médianes des paramètres du modèle GR3H, au pas de 15 minutes.

La simulation de crues par le modèle paramétré avec les valeurs médianes estimées sur les chroniques avant et après incendie met en évidence que des réponses très différentes peuvent être générées selon les caractères de la pluie. Le rapport entre les débits maximaux de crue consécutifs à une même pluie intense, après et avant incendie, avoisine 5 (Fig. 21). Il n'est que légèrement supérieur à 1 dans le cas d'une pluie longue et de faible intensité (Fig. 22).

L'interprétation physique des résultats de la modélisation n'est pas à l'abri d'une certaine subjectivité. Toutefois l'approche "en aveugle" qui a été retenue est parfaitement rigoureuse. Il n'en aurait pas été ainsi en utilisant des modèles qualifiés de physique (malgré tout l'empirisme qu'ils comportent) dont la mise en œuvre aurait impliqué d'introduire au préalable les modifications engendrées par l'incendie, et donc de les imposer *a priori* ! L'étude descriptive des mécanismes mis en jeu, exposée dans le paragraphe précédent, fournit des éléments d'interprétation des résultats de la modélisation.

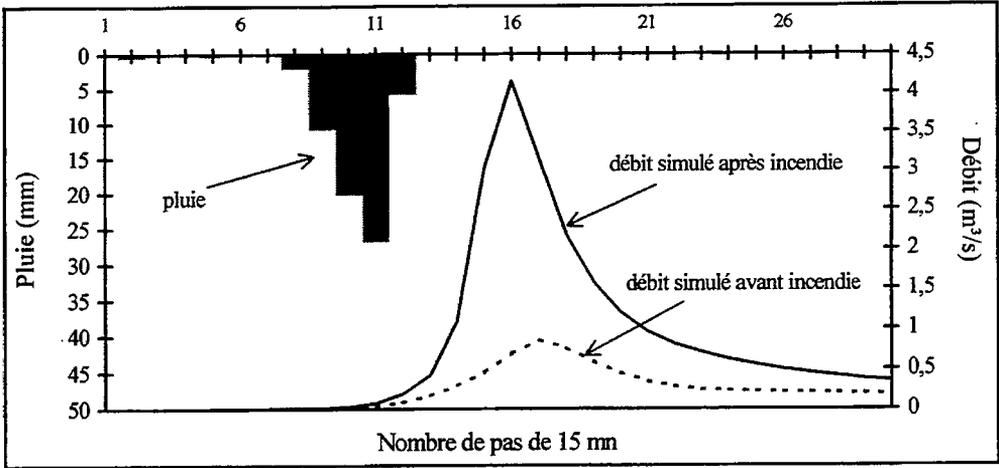


Figure 21 : Simulation d'une crue du ruisseau du Rimbaud générée par une pluie brève et intense.

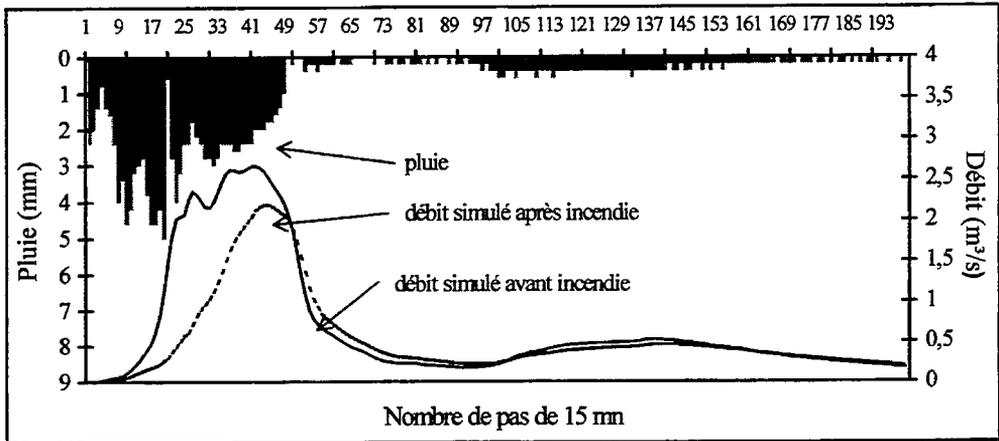


Figure 22 : Simulation d'une crue de ruisseau du Rimbaud générée par une pluie de faible intensité et de longue durée.

Lors des pluies intenses, les phénomènes de ruissellement superficiel sur les versants prennent une très grande importance (voir Chapitre V). Une modification radicale de la fonction de transfert est alors constatée, avec une très nette augmentation des débits de pointe.

Lors des pluies d'intensité modeste, la forte conductivité hydraulique des sols à caractère sableux qui prédominent sur le bassin versant, induit un comportement sensiblement différent. L'alimentation des ruisseaux par le ruissellement superficiel sur les versants est alors circonscrite aux secteurs rocheux proches des thalwegs et les flux correspondant à ce mode d'alimentation restent faibles. Pour ces épisodes, par rapport à la situation antérieure à l'incendie, le temps de réponse est réduit et le supplément de volume écoulé conséquent, mais les débits de pointe n'atteignent pas des valeurs significativement plus élevées.

3.3 Modélisation "pluie-débit" au pas de temps journalier

La comparaison des débits moyens journaliers observés du 26 octobre 1990 au 31 décembre 1991, avec les débits simulés sur la même période en utilisant le modèle de prévision des écoulements GR3J (Michel C. *et al.*, 1991), calé sur les données recueillies avant l'incendie (Lavabre J. *et al.*, 1993), fait ressortir les effets de la disparition du couvert végétal en périodes pluvieuses (Fig. 23).

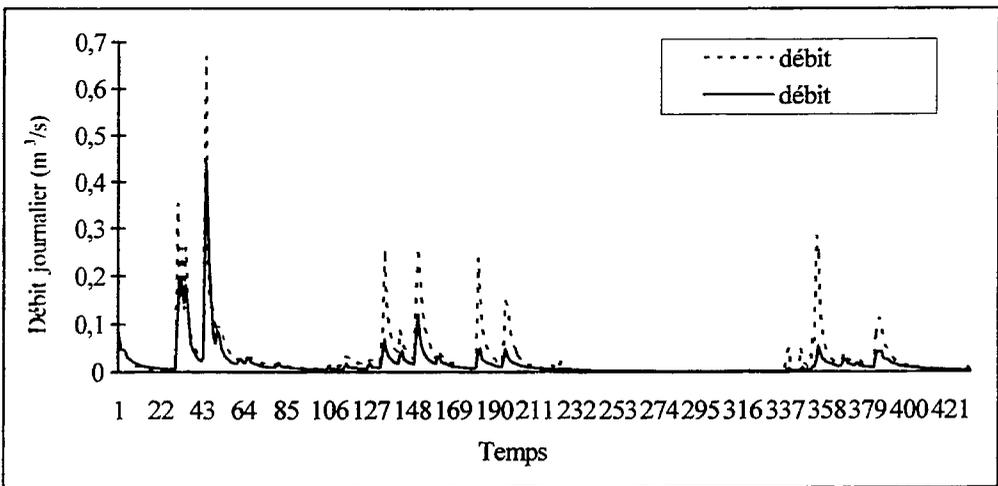


Figure 23 : Comparaison des débits journaliers mesurés après l'incendie avec les valeurs reconstituées à partir des informations recueillies avant le feu (la période représentée démarre le 26 octobre 1990).

4. Conclusion

Dans le bassin versant du Rimbaud, l'incendie de forêt d'août 1990 s'est traduit par une modification très nette du fonctionnement hydrologique lors des crues. Le comportement du ruisseau est devenu fortement impulsionnel. En effet, la destruction

du couvert végétal a favorisé le déclenchement du ruissellement superficiel sur les versants et donc la multiplication de crues violentes. En décembre 1990 et septembre 1992, des débits de pointe de crue correspondant à la fréquence décennale avant incendie se sont produits à la suite de précipitations dont l'intensité et l'abondance ne présentaient pourtant aucun caractère exceptionnel. L'impact de l'incendie s'est ainsi manifesté pendant plus de deux ans. La revégétalisation du bassin versant a ensuite pondéré la réponse des écoulements aux précipitations, le taux de recouvrement par les arbustes des surfaces incendiées approchant 50 % en août 1993.

Le traitement à l'échelle annuelle des données du bassin versant du Rimbaud fait apparaître un accroissement des écoulements de l'ordre de 15 % après le feu. Toutefois la stationnarité de la chronique pluviométrique du poste du Rimbaud – lequel influence de façon déterminante le calcul des précipitations sur le bassin versant – est bien loin d'être démontrée. On peut en effet se demander si la destruction du couvert végétal n'a pas provoqué une diminution du pouvoir de captation de l'appareil en permettant une accélération du vent au sol. Pour sa part, la relation entre les écoulements annuels du bassin versant du Rimbaud et les précipitations annuelles du bassin du Valescure ne fait ressortir aucune augmentation des écoulements après l'incendie. Les recherches en cours devront s'attacher à lever les doutes concernant la représentativité des données pluviométriques sur lesquelles s'appuient les investigations. Dans l'immédiat, il ressort que sur le bassin versant du Rimbaud, qui est constitué de roches très massives et dispose d'une capacité de stockage en eau extrêmement réduite, les conséquences de l'incendie sur les écoulements annuels sont modestes et se situent dans la marge d'incertitude des méthodes utilisées.

Bibliographie

- Belmira F., 1993, *Réponses hydrologiques et capacités de stockage d'eau des roches métamorphiques du massif des Maures*. Mém. de DEA, Univ. Aix-Marseille I, 152 p.
- Hazen A., 1930, *Flood flows, a study of frequencies and magnitudes*. Édit. Wiley, New-York.
- Lavabre J., Sempere-Torres D. et Cernesson F., 1993, Hydrological consequences of fire : changes on the hydrological response of a little Mediterranean basin a year after the fire. *J. Hydrol.*, vol. 142, p. 273-299.
- Lavabre J., Arnaud P., Folton N. et Michel C., 1997, Les écoulements d'un petit bassin versant méditerranéen après un incendie de forêt. *Ingénieries - EAT*, n° 7, p. 21-30.
- Martin C., 1989, Dégradation d'un sol défriché à la station de Lambert (massif des Maures, Var, France). *Rev. Géomorph. dyn.*, t. XXXVIII, p. 17-29.

Martin C., avec la collaboration de Béguin É., Levant M. et Quillard J., 1996, L'érosion hydrique à l'échelle de la parcelle et d'un petit bassin versant après incendie de forêt dans le massif des Maures. *Étude et Gestion des Sols*, vol. 3, n° 3, p. 179-192.

Martin C. et Lavabre J., 1997, Estimation de la part du ruissellement sur les versants dans les crues du ruisseau du Rimbaud (massif des Maures, Var, France) après l'incendie de forêt d'août 1990. *Journal des Sciences Hydrologiques*, vol. 42, n° 6, p. 893-907.

Michel C., Edijatno et Leviandier T., 1991, Progrès et application de la modélisation conceptuelle pluie-débit. *Rapport quadriennal pour la XX^{ème} Assemblée Générale de l'Union Géodésique et Géophysique Internationale* (Vienne, 1991), publié avec le concours de l'Académie des Sciences de Paris, p. 219-222.

Puech C., Viné P. et Leibreich J., 1994, Évolution comparée entre variations d'écoulement et couvert végétal suite à incendie. Réal Collobrier 1990-1993. *Actes du Workshop Final du Projet Européen DM2E* (Barcelone, 1994), Édit. Cemagref, 10 p.

Viné P. (1997) - *Identification de l'hétérogénéité spatio-temporelle des comportements hydrologiques. Apports de la télédétection satellitale. Application aux bassins versants du Réal Collobrier (France) et de la Mare d'Oursi (Burkina-Faso)*. Thèse de Doctorat de l'Université J. Fourier - Grenoble I, 285 p.

Viné P., Puech C. et Grésillon J.M., 1999, Apport de la télédétection à l'étude de l'impact hydrologique de la reprise végétale après un incendie de forêt. Application au bassin versant méditerranéen du Réal Collobrier (Var, France). In : *Les bassins versants expérimentaux de Draix, laboratoire d'étude de l'érosion en montagne*, Actes du séminaire de Draix-Le Brusquet-Digne, 1997), Mathys N. édit., Cemagref Éditions, Collection Actes de colloque, p. 89-101.

Chapitre IV :

Effets de l'incendie puis de la reprise végétale sur la fonction hydrologique de transfert

*P. VINÉ **, *C. PUECH *** et *J.M. GRÉSILLON ****

** DDAF - Centre Administratif, Boulevard Georges Chauvin, 27000 Évreux.*

*** LCT Cemagref-ENGREF, 500 Rue Jean-François Breton, 34093 Montpellier Cedex 5.*

**** LTHE, BP 95, 38402 Saint-Martin-d'Hères Cedex.*

1. Démarche

Pour être valide, l'analyse hydrologique des conséquences de l'incendie de forêt d'août 1990 doit considérer les points suivants :

1 / Après incendie, l'occupation du sol est dans un état dynamique (reprise végétale), ce qui interdit une analyse hydrologique globale et impose une démarche par "tranches" de temps après feu.

2 / À l'effet de l'incendie se surimpose un effet lié à la sécheresse des années hydrologiques 1988 et 1989. Afin de minimiser ce dernier effet, il convient d'utiliser des bassins versants témoins, c'est à dire non incendiés (Leviandier T. et C. Michel C., 1995). La richesse des informations disponibles sur le bassin expérimental du Réal Collobrier permet de satisfaire cette exigence essentielle.

Les investigations en terrain brûlé, qui ont essentiellement porté sur le bassin versant du Rimbaud, ont été étendues au bassin du Meffrey (1,5 km²), situé plus à l'ouest (voir Fig. 2), sur phyllades. Les bassins non brûlés du Valescure (9,3 km²), du Vaubarnier (1,5 km²) et du Boussicaut (0,7 km²) sont utilisés comme bassins de référence en raison de leur position géographique ou de leur taille proches de celles du Meffrey et du Rimbaud (Fig. 24 et Tab. 17).

2. Les données hydrologiques

Les données mises à notre disposition par le gestionnaire du bassin consistent : d'une part, dans les débits instantanés, à pas de temps variable, d'épisodes de crue

sélectionnés sur un critère de débit de pointe minimum (1 000 l/s pour le Rimbaud, 500 l/s pour le Meffrey, le Vaubarnier et le Boussicaut) et, d'autre part, dans les intensités maximales, pour des durées comprises entre 1 heure et 72 heures, des épisodes qui présentent une pluie journalière supérieure à 20 mm (période 1967 à 1994).

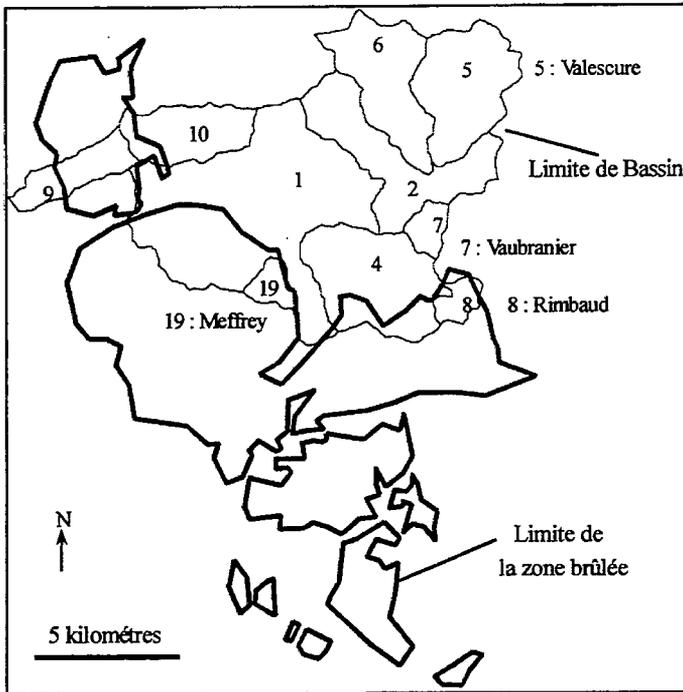


Figure 24 : Localisation des bassins versants étudiés et cartographie de la zone incendiée (le bassin versant du Boussicaut se trouve à l'est des bassins du Rimbaud et du Vaubarnier, en dehors du BVRE – voir Fig. 2).

Code Station	Bassin	Surface contrôlée (km ²)	Altitude Moyenne (m)	Date de création	Surface brûlée (en %)
05	Valescure	9,3	466	01/11/1967	0 %
07	Vaubarnier	1,5	390	01/01/1968	0 %
08	Rimbaud	1,5	549	24/08/1967	75 %
18	Boussicaut	0,7	504	20/12/1979	0 %
19	Meffrey	1,5	273	03/04/1985	85 %

Tableau 17 : Caractéristiques du réseau de mesures (d'après Puech et al., 1991, et Folton et al., 1995).

3. Étude de l'évolution hydrologique sous l'angle "transfert"

L'étude concerne l'évolution de la fonction de transfert au travers du coefficient de récession pour les bassins du Rimbaud et du Meffrey. Grésillon J.M. et Puech C. (1997) ont montré que le coefficient de récession est étroitement lié au temps de montée, ce qui le rend représentatif de la fonction de transfert. Ici encore, l'analyse est conduite en tenant compte de bassins de référence non brûlés (Vaubarnier et Boussicaud).

Nous prenons pour hypothèse que la physique de transformation de la pluie en débit peut être représentée par la succession d'une fonction de "production", responsable d'un abattement de la pluie brute, et d'une fonction de "transfert" qui assure l'étalement dans le temps des débits à l'exutoire (Concept de l'hydrogramme unitaire dû à Sherman en 1932). Comme le rappelle Grésillon J.M. (1994), le schéma d'un fonctionnement hortonien est implicite derrière cette représentation. Bien que cette représentation puisse être mise en doute sur le site du Réal Collobrier, cette schématisation s'avère porteuse d'informations puisque Schober A. (1996) indique que le coefficient de récession est très sensible aux modes d'alimentation des rivières. Sur le Réal Collobrier, Schober A. (1996) observe que la récession est d'autant plus rapide que le bassin est sec et la pluie intense. Plus précisément, elle montre que l'intensité maximale de la pluie est une des variables les plus explicatives du coefficient de récession pour les bassins qu'elle étudie. Nous nous appuyons ici sur ces résultats.

Compte tenu des données à notre disposition, nous choisissons la pluie maximale en une heure. Ne disposant pas d'informations permettant de caractériser l'état d'humidité du bassin au moment de la crue (telles que le débit initial de la rivière avant la pluie), nous utilisons la date de cette crue comme indicateur (plutôt sec en automne, plutôt humide en hiver et au printemps). À l'instar de Schober A. (1996), nous observons une relation quasi linéaire entre les coefficients de récession en fonction de la pluie maximale en une heure des crues des bassins non incendiés (Vaubarnier et Boussicaud) et des crues avant incendie des bassins brûlés (Rimbaud et Meffrey). Nous comparons alors les points relatifs aux crues après feu à la tendance définie avant feu. Pour les deux bassins brûlés, nous observons une forte augmentation des valeurs des coefficients de récession et une dispersion, relativement indépendante de l'intensité de la pluie, des valeurs après feu.

Pour le bassin du Meffrey (Fig. 25), l'augmentation est très nette et concerne les années hydrologiques 1990-91 à 1992-93 : épisodes d'automne, de printemps, voire d'été (l'année hydrologique est définie d'août à juillet).

Pour le bassin du Rimbaud (Fig. 26), l'augmentation du coefficient de récession est claire pour l'automne 1990, mais elle a tendance à disparaître par la suite. Les valeurs des coefficients de récession retournent à des valeurs proches de celles avant feu dès 1991-92.

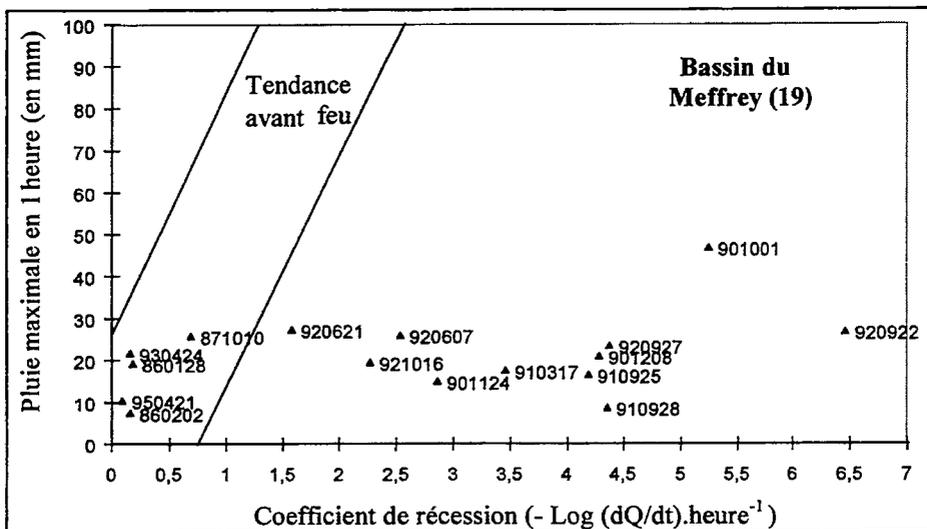


Figure 25 : Liaison entre la pluie maximale en une heure et le coefficient de récession pour le bassin versant du Meffrey (chaque point est étiqueté par sa date : année/mois/jour ; Log : logarithme népérien).

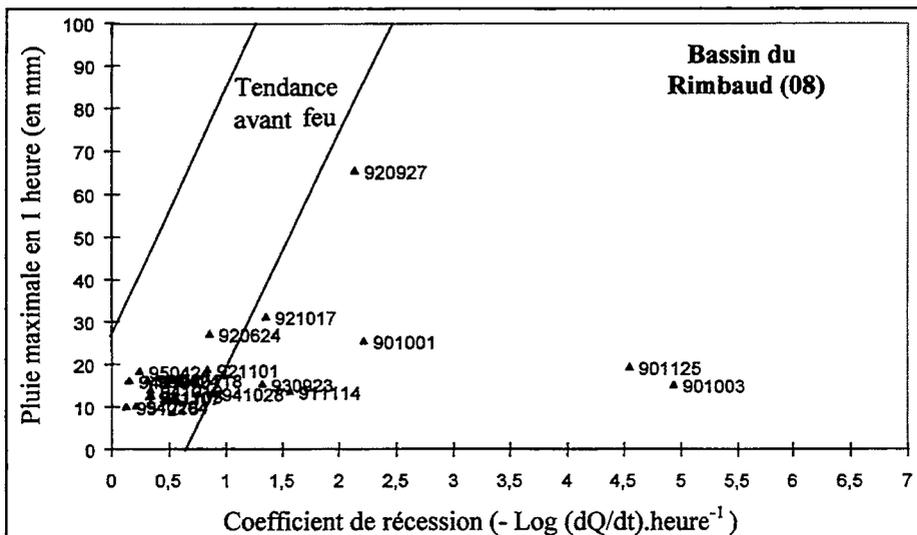


Figure 26 : Liaison entre la pluie maximale en une heure et le coefficient de récession pour le bassin versant du Rimbaud (chaque point est étiqueté par sa date : année/mois/jour ; Log : logarithme népérien).

Après feu, le transfert des eaux vers l'exutoire des deux bassins brûlés se trouve nettement accéléré pour des épisodes de crues dont les débits de pointe sont supérieurs à 500 l/s sur le Meffrey et 1000 l/s sur le Rimbaud (Fig. 27). Ce phénomène touche essentiellement la période automnale de l'année hydrologique 1990-91 sur le bassin du Rimbaud, puis s'amortit. Sa durée est plus longue sur le bassin du Meffrey (1990-91 à 1992-93) et il s'avère moins lié à une saison particulière.

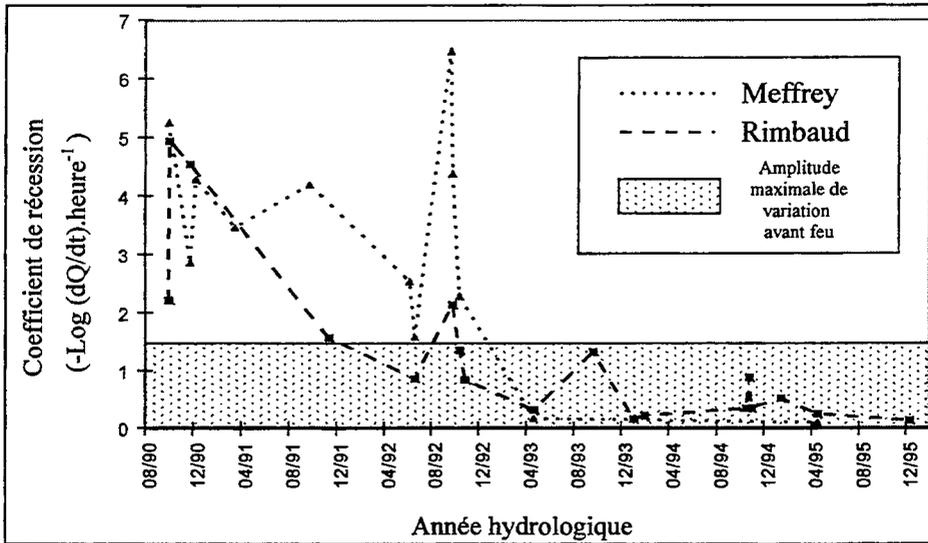


Figure 27 : Évolution après feu des valeurs des coefficients de récession pour les bassins brûlés.

4. Analyse comparée de l'évolution de la végétation et des réponses hydrologiques

Nous cherchons à présent à interpréter les modifications hydrologiques observées sur la base de la connaissance de l'évolution des états de surface obtenue par télédétection satellitale (Viné P., 1997 – voir Chapitre II).

Pour le Rimbaud, les fortes valeurs du coefficient de récession correspondent à des événements qui se produisent juste après l'incendie. L'imperméabilisation des sols et l'absence totale de végétation expliquent cette accélération des écoulements. Les vitesses de transfert, très fortement accélérées par les sols nus, reviennent à des valeurs moins excessives dès que la strate herbacée s'est développée (un an environ). Les vitesses continuent de se ralentir pendant le développement de la strate arbustive (voir tableau 10).

Pour le Meffrey, on observe de fortes valeurs du coefficient de récession jusqu'en 1992. Ce résultat n'est pas cohérent avec l'interprétation du rôle de la végétation herbacée, puis arbustive, dans l'évolution des coefficients de récession sur le bassin du Rimbaud. Si les événements d'octobre 1990 sont probablement générés par des conditions comparables à celles du Rimbaud (forte présence de sol nu), il n'en est plus de même pour les crues suivantes. L'explication doit probablement être recherchée dans la répartition spatiale des types de dynamique de reprise végétale, et plus particulièrement dans l'existence d'une zone de faible reprise végétale située à l'aval du bassin. Compte tenu du caractère fortement impulsif des crues analysées, il est probable que celles-ci ont été causées par un ruissellement majoritairement de surface sur ces seules zones encore déboisées. À partir de l'hiver 1993, 30 % de cette zone est recouverte de végétation et de tels écoulements ne sont plus visibles.

Contrairement au bassin du Rimbaud, une information statistique moyenne à l'échelle du bassin versant n'est plus suffisante pour expliquer l'évolution des coefficients de récession après incendie du bassin du Meffrey. La répartition spatiale de la reprise végétale doit être alors considérée. Malgré une analyse hydrologique globale (le bassin versant est considéré comme un tout), la télédétection ouvre ici la voie à une analyse de type distribuée.

5. Conclusion

L'incendie a provoqué une accélération des écoulements, mais la durée de cet impact diffère selon le bassin versant. Dans ces conditions, les résultats fournis par la télédétection aident à préciser l'influence de l'évolution du couvert végétal sur la modification des réponses hydrologiques. La télédétection n'apparaît donc plus comme une simple source de données spatialisées destinées à alimenter des modèles hydrologiques. Elle devient un véritable outil d'investigation et favorise l'émergence de nouvelles démarches d'analyse hydrologique, notamment distribuées.

Bibliographie

Folton N., Lavabre J. et collaborateurs, 1995, *BVRE du Réal Collobrier : Impact de l'incendie de Forêt. Recueil de communications*. Édité. Cemagref, Aix-en-Provence, 100 p.

Grésillon J.M., 1994, *Contribution à l'étude de la formation des écoulements de crue sur les petits bassins versants, approches numériques et expérimentales à différentes échelles*. Mémoire d'habilitation à diriger des recherches (HDR), Université Joseph Fourier - Grenoble I, Édité. LTHE, 156 p.

Grésillon J.M. et Puech C., 1997, Estimation des débits des crues sur les petits bassins versants en zones sahéliennes et tropicales. *IAHS Publication*, n° 238 : "L'hydrologie tropicale : géoscience et outil pour le développement", p. 395-412.

Leviandier T. et Michel C., 1995, *Méthodes de détection de changement du régime hydrologique*. Édit. Cemagref, Document interne, 4 p.

Puech C., Lavabre J. et Martin C. (1991) - Les feux de forêts de l'été 1990 dans le massif des Maures. *Sécheresse*, vol 2, n° 3, p. 171-181.

Schober A. (1996) - *Analyse de la variabilité des paramètres caractéristiques de l'hydrologie d'un bassin versant et modélisation des crues en présence de données hydrologiques succinctes*. Thèse de Doctorat de l'Université J. Fourier - Grenoble I, 220 p. + annexes.

Viné P. (1997) - *Identification de l'hétérogénéité spatio-temporelle des comportements hydrologiques. Apports de la télédétection satellitale. Application aux bassins versants du Réal Collobrier (France) et de la Mare d'Oursi (Burkina-Faso)*. Thèse de Doctorat de l'Université J. Fourier - Grenoble I, 285 p.

Chapitre V :

Décomposition des crues après incendie de forêt : estimation de la part du ruissellement sur les versants

C. MARTIN * et J. LAVABRE **

* UMR 5651 "ESPACE" du CNRS, Département de Géographie, Université de Nice - Sophia-Antipolis, 98 Boulevard Edouard Herriot, 06204 Nice Cedex 3.

** Cemagref - Groupement d'Aix-en-Provence, le Tholonet, BP 31, 13612 Aix-en-Provence Cedex 1.

1. Introduction

Deux orientations de recherche ont été adoptées pour la décomposition des hydrogrammes du ruisseau du Rimbaud après l'incendie :

- La première, très classique, avait pour objectif de distinguer les eaux "nouvelles" des eaux "anciennes" (Travi Y. *et al.*, 1994), en utilisant un traceur chimique (ions chlorures) ou isotopique (oxygène 18).
- La seconde, plus originale, a poussé plus loin l'analyse, afin de différencier les eaux directement fournies aux ruisseaux par le ruissellement sur les versants, des eaux ayant effectué un trajet souterrain. C'est ce sujet qui est traité dans le présent chapitre.

2. La méthode de décomposition des hydrogrammes

La décomposition doit s'appuyer sur un traceur, chimique ou isotopique, dont la concentration diffère sensiblement entre les eaux de ruissellement superficiel et les eaux ayant effectué un trajet souterrain. Par ailleurs, pour l'ensemble d'un bassin versant, il est difficile de connaître la composition chimique des eaux de ruissellement. On est généralement obligé de l'identifier à celle des précipitations. La concentration du traceur ne doit donc pas subir de modification à la surface du sol. Enfin, le résultat

de la décomposition sera d'autant plus satisfaisant que la concentration du traceur dans la pluie demeurera stable pendant l'épisode étudié.

Deux traceurs ont été retenus : le sodium et les ions chlorures. En terrain dénudé, les concentrations de ces deux éléments n'augmentent pas à la surface du sol (voir *infra*). Après la destruction du couvert végétal, qui constitue un piège à aérosols particulièrement efficace, les pluviographes à ouverture horizontale fournissent des indications fiables sur les entrées réelles de ces éléments dans les bassins versants. L'oxygène 18 peut également être utilisé, mais il faut que le marquage de la pluie soit très différent de celui des eaux d'écoulement souterrain, ce qui n'est pas toujours le cas.

Les analyses ont porté :

- Sur les eaux de pluie recueillies au pluviographe *Cemagref* du Rimbaud et, plus rarement, à celui de la parcelle de mesure de l'érosion.
- Sur les eaux de ruissellement superficiel de la parcelle de mesure de l'érosion. La revégétalisation de la parcelle a été très lente, et son taux de recouvrement était encore extrêmement faible en septembre 1992.
- Sur les eaux du ruisseau du Rimbaud à l'exutoire du bassin versant. Pendant les crues, le rythme des prélèvements automatiques était de un toutes les 30 minutes. Des prélèvements manuels ont en outre été effectués lors des passages sur le terrain.

Le sodium a été dosé par photométrie de flamme et les ions chlorures par volumétrie (en 1990-91) puis par colorimétrie.

La première étape de la décomposition des hydrogrammes consiste à déterminer, selon une approche hydrologique classique, le débit du ruisseau pour lequel les écoulements ne sont plus influencés par le ruissellement sur les versants. Dans le bassin versant du Rimbaud, le choix du point d'inflexion sur l'hydrogramme de décrue représenté en coordonnées semi-logarithmiques, a pu être parfois conforté par les mesures des transports solides.

Les prélèvements effectués permettent d'estimer la composition chimique des eaux du ruisseau pour n'importe quel point de l'hydrogramme, en utilisant les régressions (généralement bi-logarithmiques) liant les concentrations et les débits dans la plupart des bassins versants de roches cristallines. Dans un premier temps (Martin C. *et al.*, 1994), nous avons effectué la décomposition à partir de la concentration du traceur dans l'eau de pluie, de sa concentration dans l'eau du ruisseau pour tous les points de l'hydrogramme ayant servi à calculer les volumes écoulés, et de sa concentration au point d'inflexion marquant la fin du ruissellement sur les versants. Pour chaque point de l'hydrogramme, on pose (équation 1) :

$$Q_iS = Q_iT (CT - CP) / (CS - CP) \quad [\text{équation 1}]$$

où Q_iS est le débit instantané des eaux ayant effectué un trajet souterrain, Q_iT le débit instantané du ruisseau, CT la concentration instantanée du traceur dans les eaux du ruisseau, CP la concentration du traceur dans la pluie et CS la concentration du traceur au point d'inflexion marquant la fin du ruissellement sur les versants.

L'approche a subi ensuite une modification (Martin C. et Lavabre J., 1996, 1997). En effet, nous étions partis de l'idée, acquise avant incendie, que chaque phase de récession devait fournir, pour les valeurs de débit qui nous intéressent, une seule série de régressions entre la composition chimique des eaux et l'écoulement instantané (Martin C., 1987). Or il est apparu qu'après incendie, deux séries pouvaient être établies, et que le passage de l'une à l'autre se produisait vraisemblablement lorsque le débit du ruisseau n'était plus influencé par le ruissellement sur les versants. Dans ces conditions, Q_iS est déterminé de la manière suivante :

1 / Pour chaque décrue, il est possible d'intégrer à l'équation 1 la régression liant les concentrations CS au débit Q_iS [$\log CS = a \log Q_iS + b$; soit $CS = 10^b \cdot Q_iS^a$]. On aboutit ainsi à une équation dont la résolution permet de déterminer Q_iS (équation 2) :

$$Q_iS [10^b \cdot Q_iS^a - CP] = QT (CT - CP) \quad [\text{équation 2}]$$

L'opération étant assez lourde, nous lui avons préféré une démarche itérative. Une fois calculées la concentration CS et la concentration CT correspondant au point de l'hydrogramme considéré, l'équation 1 (voir *supra*) fournit une première valeur de Q_iS . Il est alors possible de déterminer la concentration CS' (concentration du traceur dans les eaux fournies par l'écoulement souterrain) spécifique du point de l'hydrogramme considéré, en utilisant la régression concentrations- débits définie après la fin du ruissellement sur les versants. En remplaçant CS par CS' dans l'équation 1, on détermine une valeur améliorée de Q_iS . L'opération est renouvelée jusqu'à ce que le débit "profond" calculé soit stabilisé.

2 / Pour chaque montée de crue, on dispose de la concentration du traceur (souvent extrapolée) au début de la montée des eaux. On connaît également les concentrations en pointe de crue CT (généralement extrapolée à partir de la décrue) et CS' (extrapolée à partir de la deuxième partie de la récession). Même en l'absence de prélèvement pendant la montée de crue, il est donc possible d'établir les régressions concentrations- débits nécessaires à la décomposition. Le calcul est ensuite mené comme pour les décrues. Lorsque des analyses en montée de crue sont disponibles, les régressions se révèlent généralement de moins bonne qualité qu'en décrue. Les concentrations CT sont alors estimées en traitant séparément chaque partie de l'hydrogramme comprise entre deux points de prélèvement. Les volumes d'eau écoulés en montée de crue sont heureusement beaucoup plus faibles qu'en décrue.

3 / Les débits Q_iS trouvés pour tous les points de l'hydrogramme utilisés pour

déterminer les écoulements du ruisseau, servent à déterminer les volumes d'eau ayant effectué un trajet souterrain. Les volumes d'eau fournis par le ruissellement sur les versants sont obtenus par différence.

3. La décomposition des deux principales crues

Les observations sur l'érosion chimique et mécanique menées dans le bassin versant du Rimbaud (voir Chapitre VIII), n'étaient pas orientées vers la résolution de problèmes hydrologiques. C'est du reste l'étude de l'érosion hydrique et des modalités de fourniture des matériaux aux cours d'eau qui nous a posé le problème de l'ampleur du ruissellement sur les versants. Le suivi n'était donc pas adapté aux nécessités d'une approche dont l'élaboration s'est faite *a posteriori*. Les crues du 9 décembre 1990 et du 27 septembre 1992 ont cependant fourni des données suffisantes pour réaliser la décomposition. Celle-ci est d'autant plus facile, et d'autant plus instructive, que, comme ce fut le cas pendant toute la période d'observation, les roches altérées et les sols n'ont pas été portés à saturation : le retour en surface d'eaux infiltrées n'est donc pas venu se surimposer au ruissellement directement déclenché par les eaux pluviales. Les quantités d'eau soustraites à l'infiltration par le ruissellement sur les versants ont favorisé ce type de fonctionnement.

3.1 La crue du 9 décembre 1990

Cette crue présente deux pics (Fig. 28) en relation avec des pluies d'intensité moyenne. Le premier pic ($1,8 \text{ m}^3/\text{s}$) fait suite à une averse de 13,2 mm en 30 minutes ; et le second ($7,8 \text{ m}^3/\text{s}$) à une averse de 31,2 mm en 1h10. Les temps de réponse avoisinent 20 minutes. Les précipitations des 8 et 9 décembre (87,7 mm) ont été précédées par des pluies d'automne moyennement abondantes (41 mm en septembre, 231 mm en octobre et 133 mm en novembre). Le débit maximal a dû être reconstitué à partir de l'observation des laisses de crue, la montée du flotteur du limnigraphe ayant été bloquée. L'horaire attribué à la pointe de crue souffre également d'une certaine incertitude.

La décomposition s'appuie sur les ions chlorures qui ont fait l'objet du suivi le plus serré (18 dosages sur les eaux prélevées les 8 et 9 décembre, dont un pour un débit de $4,4 \text{ m}^3/\text{s}$ – Tab. 18). Les concentrations mesurées dans les eaux de pluie (prélevées le 12) témoignent d'une assez bonne homogénéité spatiale (2,1 mg/l au pluviographe Cemagref du Rimbaud ; 1,9 mg/l à la station de Lambert). L'homogénéité dans le temps est en outre attestée par la concentration de 1,8 mg/l mesurée dans les eaux de ruissellement de la parcelle expérimentale (coefficient de ruissellement : 12 % – du 8 au 12 décembre). La valeur de 1,9 mg/l a été retenue pour caractériser les eaux ruisselées sur les versants.

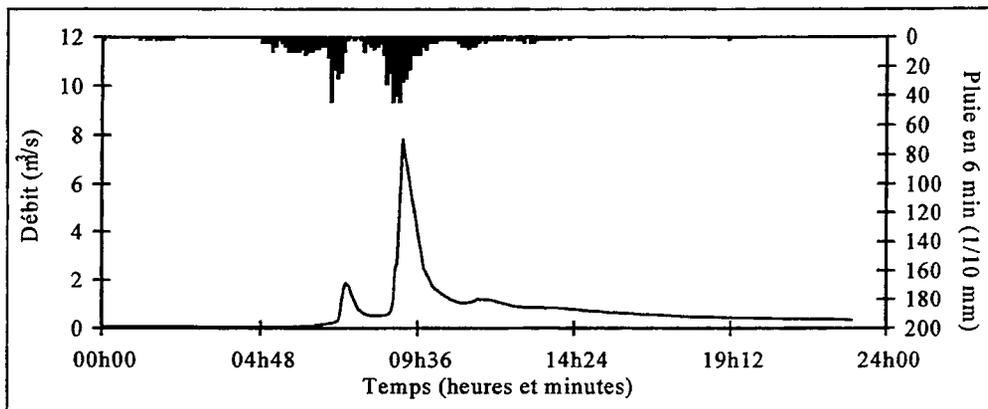


Figure 28 : La crue du 9 décembre 1990.

Prélèvements	Débit (l/s)	Cl ⁻ (mg/l)	¹⁸ O (‰)	Prélèvements	Débit (l/s)	Cl ⁻ (mg/l)	¹⁸ O (‰)
29/11 14h35	225	13,4	- 7,36	08h28	567	10,0	- 8,31
06/12 14h45	32	16,0	- 6,71	08h58	2857	5,8	- 10,08
08/12 23h58	36	15,5	- 6,66	09h28	4395	4,1	- 11,41
09/12 00h58	58	15,0	- 6,73	09h58	2011	5,9	- 10,56
01h58	56	15,1	- 6,64	10h28	1310	7,5	- 9,90
02h58	50	15,3	- 6,78	10h58	1040	8,4	- 9,70
03h58	47	15,6	- 6,64	11h28	1154	8,4	- 9,90
04h58	46	15,6	- 6,63	15h20	672	10,1	- 9,09
05h58	63	14,7	- 7,03	23h00	376		- 8,52
06h58	213	12,4	- 7,47	13/12 10h10	69	13,7	- 7,94
07h28	1711	6,1	- 9,07	21/12 16h35	31	15,1	- 7,75
07h58	618	8,4	- 8,61	29/12 15h30	20	15,5	

Tableau 18 : Données chimiques et isotopiques pour l'épisode hydrologique incluant la crue du 9 décembre 1990.

Le traitement de l'hydrogramme en coordonnées semi-logarithmiques (Fig. 29) permet de fixer à 439 l/s le débit marquant la fin de l'intervention du ruissellement sur les versants. La turbidité des eaux ne fournit pas d'argument. Elle a diminué de 29,9 g/l pour un débit de 4,4 m³/s, à 0,126 g/l pour un débit de 539 l/s. Mais elle est ensuite remontée à 1,4 puis 1,7 g/l (débits de 418 et 376 l/s), sans doute à cause d'une remobilisation progressive des matériaux assez grossiers (sables et graviers) déposés dans le seuil.

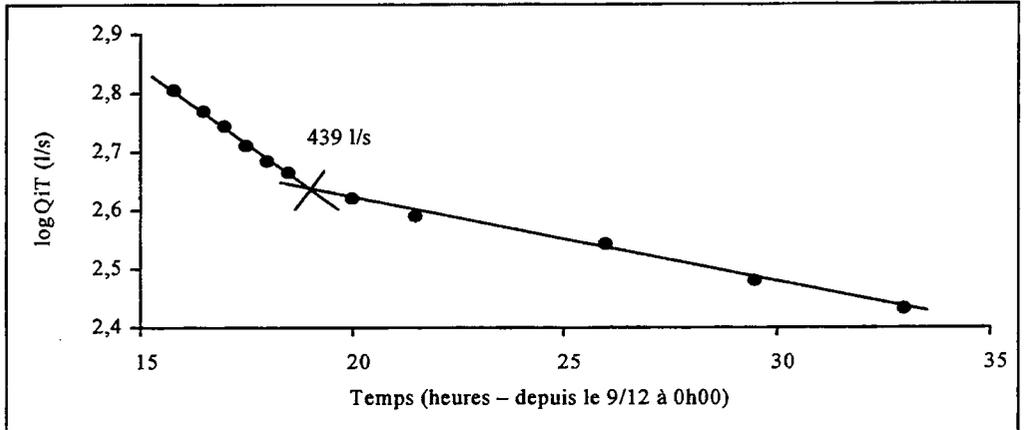


Figure 29 : Débit du ruisseau marquant l'arrêt des écoulements influencés par le ruissellement sur les versants à la suite de la crue du 9 décembre 1990.

Le 8 décembre à 23h47, le ruisseau du Rimbaud avait un débit de 25,9 l/s avant la pluie. Après la crue, le débit est redescendu à 19 l/s le 29 décembre à minuit. En extrapolant les courbes de récession jusqu'à un débit de 0,01 l/s, on peut estimer à 6000 m³ environ la différence entre le volume qui, en régime non influencé, se serait écoulé après le 29 décembre et celui qui se serait écoulé à partir du 8 décembre à 23h47 (on considère que les écarts dus aux différences de pente entre les courbes de tarissement sont certainement négligeables pour les débits inférieurs à 0,01 l/s). Il est en outre possible de corriger les effets des pluies du 11 au 27 décembre (40,2 mm), en extrapolant les observations satisfaisantes effectuées les 10, 11 et 12 décembre (écoulement supplémentaire – par rapport à la courbe de récession en régime non influencé – de près de 15700 m³, provoqué par des précipitations de 14,1 mm : soit 1095 m³ par mm). L'écoulement généré par l'épisode des 8 et 9 décembre peut être finalement estimé à 112000 m³ environ. Il est cependant possible que cette valeur soit surestimée, car les pluies de la fin du mois ont peut-être atténué la pente de la récession.

La montée de crue débute à la fin de la récession précédente (25,9 l/s ; Cl⁻ : 16,3 mg/l). Le débit croît d'abord lentement jusqu'à 63 l/s (six analyses disponibles, avec des concentrations allant de 15,6 à 14,7 mg/l). Les échantillons correspondant à la première montée de crue au-dessus du débit de 63 l/s (une analyse), à la première décrue (2 analyses, dont une pour un débit de 1711 l/s) et à la seconde montée de crue (2 analyses) ne permettent pas de dégager de bonnes régressions entre les concentrations d'ions Cl⁻ et les débits. Les hydrogrammes ont donc été traités par segments délimités par les points de prélèvement et les débits extrêmes. Les six échantillons prélevés au cours de la décrue succédant au second pic de crue (pour des débits compris entre 4395 et 672 l/s) fournissent une très bonne régression bi-

logarithmique entre les concentrations d'ions Cl^- et les débits ($r : -0,996$ – Fig. 30). L'équation de régression indique des concentrations de 3,09 mg/l en pointe de crue (7790 l/s) et de 12,85 mg/l pour le débit de 439 l/s marquant la fin de l'intervention du ruissellement sur les versants. Cette dernière valeur a servi (avec les résultats concernant des prélèvements effectués les 13, 21 et 29 décembre) à établir la relation entre le débit Q_{iS} et les concentrations CS durant la deuxième décrue de l'épisode. La valeur de CS au maximum de crue s'établit à 12,33 mg/l ($Q_{iS} : 889$ l/s). Associée à la concentration retenue pour le début de l'épisode hydrologique, elle a permis de déterminer l'équation nécessaire au calcul des concentrations CS jusqu'à la première pointe de crue.

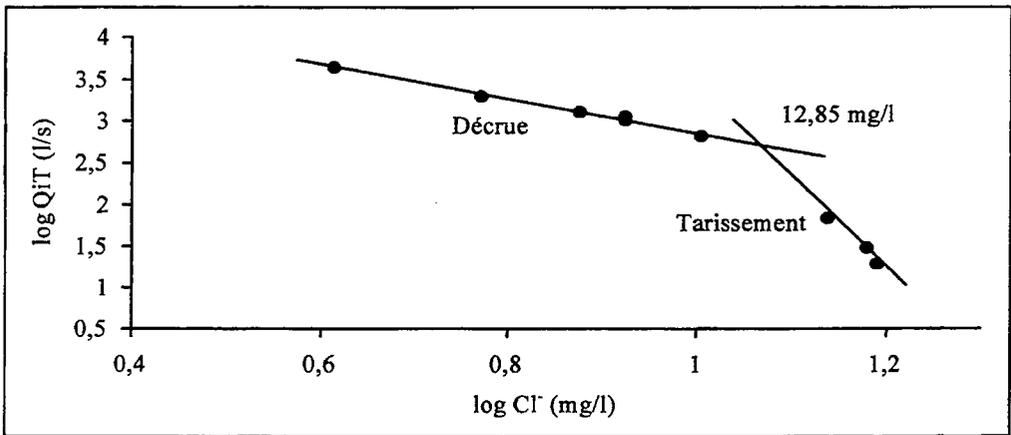


Figure 30 : Relations entre les concentrations en ions chlorures et le débit du ruisseau lors de la récession associée à la crue du 9 décembre 1990.

La décomposition (Fig. 31) fournit de nombreuses informations :

- Écoulement généré par la pluie des 8 et 9 décembre (après retour à 0,01 l/s) : 112000 m^3 (76,7 mm – coefficient d'écoulement : 87,5 %).
- Écoulement total pendant la période marquée par le ruissellement sur les versants : 50354 m^3 .
- Eaux ayant effectué un trajet souterrain : 88372 m^3 (60,5 mm – 78,9 % de l'écoulement total).
- Eaux fournies par le ruissellement sur les versants : 23634 m^3 (16,2 mm – 21,1 % de l'écoulement total généré par la pluie des 8 et 9 décembre ; 46,9 % de l'écoulement pendant la seule période concernée par le ruissellement sur les versants).

- Part des eaux fournies par le ruissellement sur les versants au moment de la pointe de crue : 88,6 % ($Q_i - Q_{iS} = 7790 - 889 = 6901$ l/s).
- Valeur maximale de Q_{iS} : 1091 l/s (pour un débit Q_{iT} de 5370 l/s en montée de crue ; décomposition peu fiable).

En appliquant aux précipitations du 11 au 27 décembre le coefficient d'écoulement trouvé pour l'ensemble des écoulements générés par les pluies du 8 au 27 (83,6 %), l'écoulement provoqué par la pluie des 8 et 9 décembre serait de 73,3 mm et les eaux de ruissellement sur les versants représenteraient 22,1 % de l'écoulement total au cours de l'épisode.

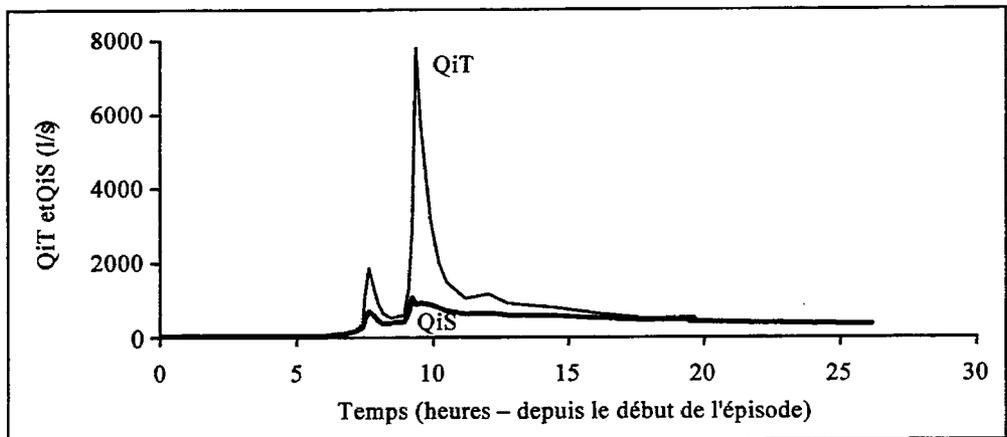


Figure 31 : Décomposition de la crue du 9 décembre 1990.

Un essai de décomposition mené avec les données isotopiques publiées par Travi Y. *et al.* (1994), en adoptant une approche identique à celle utilisée avec les ions chlorures, donne une valeur de Q_{iS} de 332 l/s au maximum de la crue. Ce résultat apparaît d'autant plus douteux que les valeurs trouvées pour les points de prélèvement encadrant le pic de crue sont beaucoup plus élevées : 2492 l/s pour un Q_{iT} de 2857 l/s en montée de crue (1089 d'après Cl) et 1426 l/s pour un Q_{iT} de 4395 l/s en décrue (930 d'après Cl). Dans l'espoir d'améliorer les résultats, nous avons utilisé, pour la montée de crue, une régression CS- Q_{iS} établie en remplaçant les données en pointe de crue par celles correspondant au prélèvement effectué pour un débit du ruisseau de 4395 l/s. Les valeurs de Q_{iS} s'établissent ainsi à 2371 l/s pour un Q_{iT} de 2857 l/s, et à 637 l/s en pointe de crue. Les faibles écarts entre les concentrations mesurées de l'oxygène 18 (-11,41 ‰, le 9 décembre, dans les eaux du Rimbaud, pour un débit de 4495 l/s ; -7,75 ‰, le 21 décembre, pour un débit de 30,7 l/s ; -12,47 ‰ dans la pluie) ne permettent pas d'obtenir des résultats satisfaisants.

3.2 La crue du 27 septembre 1992

L'ensemble de cet épisode (Fig. 32) a mis en jeu des précipitations de 72 mm (dont 69,2 mm le 27) arrivant sur des sols encore marqués par la sécheresse estivale (précipitations antérieures : 28,0 mm, le 22/09). Mais les pluies ont manifesté des intensités très fortes : 140 mm/h pendant 5 minutes, 120 mm/h pendant 10 minutes, 68 mm/h pendant 30 minutes. Le débit en pointe de crue ($7,7 \text{ m}^3/\text{s}$) s'est produit 20 minutes à peine après les précipitations les plus intenses.

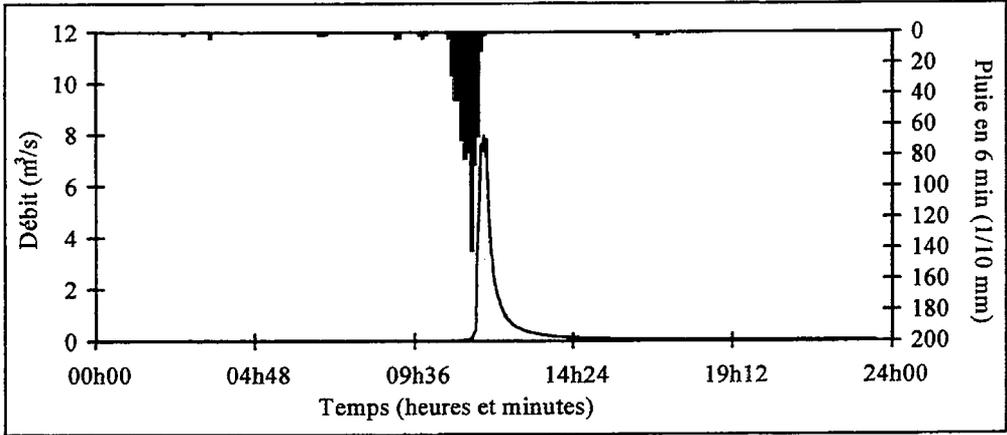


Figure 32 : La crue du 27 septembre 1992.

La détérioration du tuyau en PVC du préleveur automatique d'échantillons ayant enrichi les échantillons d'eau en ions chlorures, la décomposition a été effectuée à partir du sodium (Tab. 19). La comparaison des concentrations de cet élément dans les eaux de pluie (1,29 mg/l, au pluviographe de la parcelle) et dans les eaux de ruissellement de la parcelle expérimentale (1,25 mg/l, sur un terrain où le taux de recouvrement par les arbustes restait inférieur à 5 % – coefficient de ruissellement : 95 %) autorise cette approche. Le ruissellement sur les versants se développant essentiellement dans les secteurs peu revégétalisés, nous avons affecté à ce type d'écoulement une concentration de 1,27 mg/l.

La représentation de l'hydrogramme en coordonnées semi-logarithmiques (Fig. 33) a permis d'estimer à 136 l/s le débit du ruisseau pour lequel les eaux écoulées n'étaient pas influencées par le ruissellement sur les versants. La pluie avait alors cessé depuis un peu plus de deux heures. Pour étayer ce choix, ajoutons que la concentration des suspensions était encore de 97 mg/l une heure trois quarts après la fin des pluies, pour un débit de 229 l/s (concentration maximale mesurée au cours de l'épisode : 3,7 g/l – pour un débit de $4,4 \text{ m}^3/\text{s}$ en décrue).

Prélèvements	Débit (l/s)	Na ⁺ (mg/l)	¹⁸ O (‰)	Prélèvements	Débit (l/s)	Na ⁺ (mg/l)	¹⁸ O (‰)
10/08 11h10	0,72	9,7	- 6,63	12h54	405	5,0	- 5,25
27/09 11h24	207	2,5	- 4,95	13h24	229	6,1	- 5,13
11h54	4407	2,2	- 5,67	28/09 16h35	5,3	10,4	- 5,28
12h24	945	3,6	- 5,37				

Tableau 19 : Données chimiques et isotopiques pour l'épisode hydrologique incluant la crue du 27 septembre 1992.

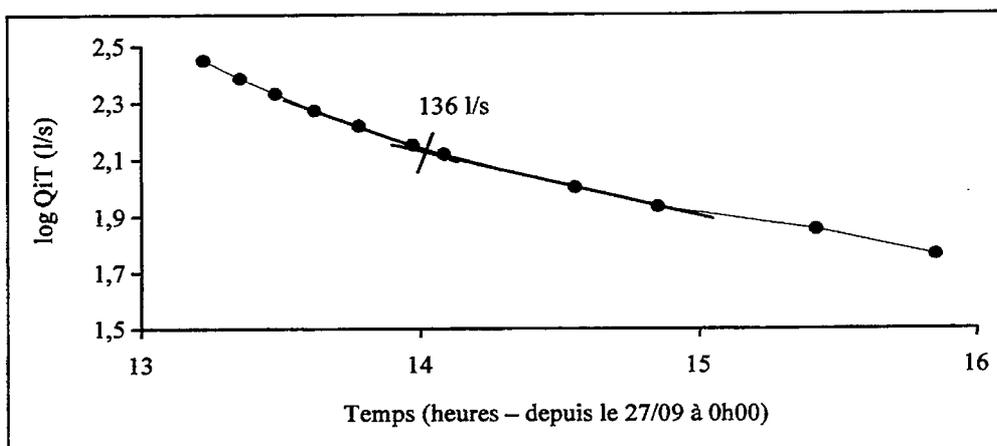


Figure 33 : Débit du ruisseau marquant l'arrêt des écoulements influencés par le ruissellement sur les versants à la suite de la crue du 27 septembre 1992.

Avant la crue, le débit du Rimbaud était de 0,01 l/s le 26 septembre à minuit. Après la crue, il est retombé à 0,9 l/s le 2 octobre à minuit. En extrapolant la courbe de récession, on peut estimer à 693 m³ le volume qui se serait écoulé pour que le débit revienne à 0,01 l/s en régime non influencé.

Nous avons fait correspondre le début de la montée de crue à un débit de 0,72 l/s (concentration retenue : 9,7 mg/l – mesurée le 10 août 1991 pour le même débit). Les quatre prélèvements effectués pendant la décrue fournissent une régression de très bonne qualité entre les concentrations du sodium et les débits ($r = -0,9991$ – Fig. 34). En pointe de crue, la concentration du sodium aurait avoisiné 1,79 mg/l. Pour le débit de 136 l/s, la concentration du sodium calculée à l'aide de l'équation de régression, s'élève à 7,23 mg/l. Cette valeur a servi à déterminer la régression concentrations-débits pour la deuxième partie de la récession (prélèvement à 5,3 l/s ; Na⁺ : 10,4 mg/l).

En pointe de crue (7732 l/s), les eaux ayant effectué un parcours souterrain (QiS) représentaient 870 l/s, et leur concentration en sodium était de 5,88 mg/l). Pour la montée de crue, nous disposons d'un prélèvement pour un débit de 207 l/s (Na^+ : 2,5 mg/l).

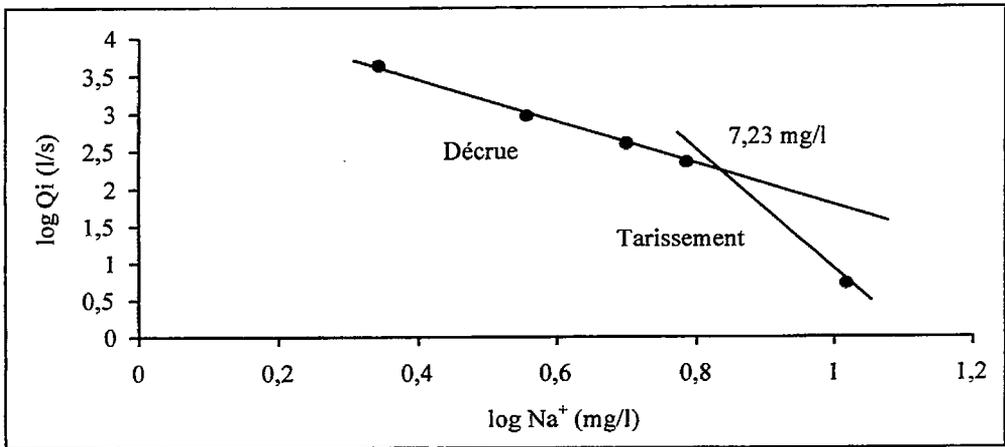


Figure 34 : Relations entre les concentrations en sodium et le débit du ruisseau lors de la récession associée à la crue du 27 septembre 1992.

La décomposition (Fig. 35) aboutit aux résultats suivants :

- Écoulement généré par la pluie du 27 septembre (après retour à 0,01 l/s) : 19030 m³ (13,0 mm – coefficient d'écoulement : 18,6 %).
- Écoulement total pendant la période marquée par le ruissellement sur les versants : 15713 m³.
- Eaux ayant effectué un trajet souterrain : 7046 m³ (4,8 mm – 37,0 % de l'écoulement total).
- Eaux fournies par le ruissellement sur les versants : 11984 m³ (8,2 mm – 63,0 % de l'écoulement total généré par la pluie du 27 septembre ; 76,3 % de l'écoulement pendant la seule période concernée par le ruissellement sur les versants).
- Part des eaux fournies par le ruissellement sur les versants au moment de la pointe de crue : 89 % ($Q_i - Q_{iS} = 7732 - 870 = 6862$ l/s).
- Valeur maximale de Q_{iS} : 895 l/s (pour un débit Q_{iT} de 6526 l/s en décrue).

Les analyses isotopiques réalisées pour cet épisode sont inexploitable, car les teneurs en ¹⁸O des eaux du Rimbaud ont peu varié au cours de la crue (-4,95 à -5,28 ‰) et

qu'elles se sont en outre révélées supérieures à la fois au signal "entrée" (-5,86 % dans la pluie, -6,05 % dans les eaux recueillies à la parcelle expérimentale) et à la teneur mesurée avant la crue dans les eaux du ruisseau (-6,63 %).

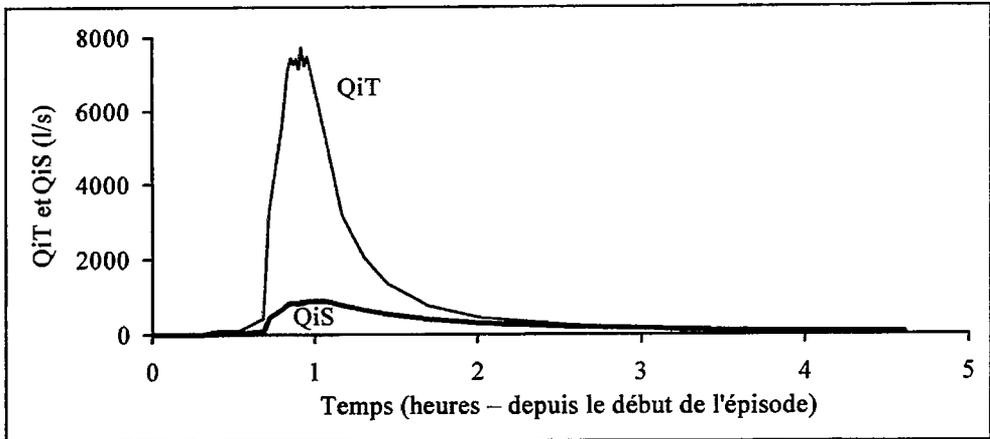


Figure 35 : Décomposition de la crue du 27 septembre 1992.

4. Conclusion

En détruisant le couvert végétal, l'incendie a provoqué une augmentation de la fréquence des crues. Le ruisseau du Rimbaud, qui était déjà très réactif aux précipitations avant le feu, a adopté un comportement impulsionnel caractérisé par des réponses hydrologiques très violentes, mais brèves.

Les eaux ruisselant à la surface des versants incendiés ont montré des concentrations en sodium et en ions chlorures identiques à celles des eaux de pluie. Ces éléments ont donc servi à la décomposition des hydrogrammes de crue entre les eaux fournies par le ruissellement sur les versants et les eaux ayant effectué un trajet souterrain. L'approche adoptée tient compte de l'évolution des concentrations dans les différents types d'eau alimentant le ruisseau au cours de l'épisode. Elle repose sur la connaissance de la concentration du marqueur dans les eaux de pluie, et sur l'utilisation de régressions entre les concentrations et les débits pour les différentes parties des hydrogrammes.

Les décompositions confirment l'influence des écoulements directement issus de la surface des versants sur la genèse des crues après l'incendie. Certes, les conditions hydrologiques antérieures à l'épisode déterminent l'abondance de la totalité de l'écoulement généré par les pluies – nettement supérieur en décembre 1990 (76,7 mm, pour 87,7 mm de précipitations), après un automne assez humide, qu'en septembre 1992 (13,0 mm, pour 72,0 mm de précipitations), en tout début d'année hydrologique –

et les eaux d'origine souterraine y tiennent une place plus importante (78,9 %, contre 37,0 % seulement). Mais les crues elles-mêmes sont toujours fortement influencées par le ruissellement sur les versants : les eaux superficielles représentent 46,9 % de l'écoulement pendant la période où le ruisseau a évacué des eaux de ce type lors de la crue de décembre 1990, et 76,3 % lors de celle de septembre 1992. En pointe de crue, la part des eaux superficielles avoisine 89 % dans les deux cas.

La crue du 27 septembre 1992 s'est produite alors que le bassin versant était déjà partiellement revégétalisé. Sa violence ($7,7 \text{ m}^3/\text{s}$; contre $7,8 \text{ m}^3/\text{s}$ le 9 décembre 1990) est liée à l'intensité des pluies (120 mm/h pendant 10 minutes – alors qu'elle a atteint seulement 40 mm/h en 6 minutes en décembre 1990). Des pointes de crue bien plus spectaculaires ont été observées avant l'incendie (voir Chapitre III), en particulier en septembre 1968 (plus de $15 \text{ m}^3/\text{s}$) pour des précipitations très violentes (une averse totalisant 110 mm en 1h15). En effet, dans certaines parties du bassin, le couvert végétal et les formations superficielles se sont toujours révélés insuffisants pour amortir la réponse hydrologique lorsque les précipitations sont très intenses et suffisamment abondantes. Les secteurs situés à proximité de la partie moyenne des ruisseaux, sur des versants très raides où les gneiss affleurent largement, jouent à cet égard un rôle essentiel. En septembre 1992, leur revégétalisation était trop modeste pour empêcher que se produise un ruissellement aussi fort que celui observé sur la parcelle expérimentale (coefficient d'écoulement mesuré le 27 septembre : 95 %).

Remerciements

Les dosages du sodium pour la crue du 27 septembre 1992 ont été effectués par J. Quillard (Centre de Géomorphologie du CNRS, Caen), et ceux de l'oxygène 18, pour les deux crues, par M. Daniel (Laboratoire d'Hydrogéologie, Avignon).

Bibliographie

Martin C., 1987, Les mesures de l'érosion chimique dans les bassins versants de roches cristallines : comparaison des résultats par différentes méthodes d'investigation dans le massif des Maures (Var - France). *Z. Geomorph.*, N.F., vol.31, n° 1, p. 73-84.

Martin C., Lavabre J., Travi Y., Gimenez H., Quillard J., Daniel M. et Chevalier Y., 1994, Comportement impulsif du ruisseau du Rimbaud à la suite d'un incendie de forêt : l'exemple de la crue du 27 septembre 1992. *Ét. Géogr. Phys.*, n° XXIII (Actes de la 3^{ème} Journée Scientifique du GIS Réal Collobrier, Avignon, 1993), Martin C. édit., p. 13-14.

Martin C. et Lavabre J., 1996, Les crues du ruisseau du Rimbaud (massif des Maures, Var, France) après l'incendie de forêt d'août 1990 : estimation du ruissellement sur les versants. *Revue d'Analyse Spatiale Quantitative et Appliquée*, n° 38/39, Mélanges en hommages à Maurice Julian, p. 203-211.

Martin C. et Lavabre J., 1997, Estimation de la part du ruissellement sur les versants dans les crues du ruisseau du Rimbaud (massif des Maures, Var, France) après l'incendie de forêt d'août 1990. *Journal des Sciences Hydrologiques*, vol. 42, n° 6, p. 893-907.

Travi Y., Lavabre J., Blavoux B. et Martin C., 1994, Traçage chimique et isotopique (Cl⁻ et ¹⁸O) d'une crue d'automne sur un petit bassin versant méditerranéen incendié. *Journal des Sciences Hydrologiques*, vol. 39, n° 6, p. 605-619.

Chapitre VI :

Conséquences de l'incendie de forêt sur le fonctionnement hydrochimique

C. MARTIN *

avec la collaboration de Y. CHEVALIER **, H. GIMENEZ **
et J. QUILLARD ***

* UMR 5651 "ESPACE" du CNRS, Département de Géographie, Université de Nice - Sophia-Antipolis, 98 Boulevard Edouard Herriot, BP 3209, 06204 Nice Cedex 3.

** Laboratoire de Pétrologie-Minéralogie, Université de Nice - Sophia-Antipolis, Parc Valrose, 06108 Nice Cedex 2.

*** Centre de Géomorphologie - UPRES-A 6143, 24 Rue des Tilleuls, 14000 Caen.

1. Introduction

L'étude est centrée sur les modifications de la composition chimique des eaux et des transferts de produits dissous provoquées par l'incendie. Elle repose sur les prélèvements d'eau effectués à l'exutoire du bassin versant. Nous disposons de données pour quatre années climatiques (de septembre 1990 à août 1994).

Une référence en terrain non brûlé est fournie par les observations hydrochimiques réalisées sur le même bassin versant avant l'incendie, de septembre 1976 à août 1979 (Martin C., 1986, 1989) et après décembre 1989. De plus, le bassin versant du Boussicaut (0,74 km²), tout proche (voir Fig. 2) et dont le substratum est également constitué de gneiss, mais qui n'a pas subi le passage du feu, a fait l'objet d'un suivi dès septembre 1990.

Les échantillons ont été prélevés dans des flacons en polyéthylène. Pendant les crues, les prélèvements effectués à l'aide des préleveurs automatiques, étaient espacés de 30 minutes. Les déterminations au laboratoire ont porté sur : le pH et la conductivité ; la turbidité spécifique (pesée des matières solides) ; l'alcalinité (volumétrie avec suivi potentiométrique ; les résultats sont exprimés en ions HCO₃⁻ ; la part de l'alcalinité organique n'a pas été déterminée) ; les concentrations de SiO₂ (colorimétrie), Ca²⁺, Mg²⁺ (volumétrie et absorption atomique), K⁺ et Na⁺ (photométrie de flamme), NH₄⁺

(colorimétrie), Cl^- (volumétrie et colorimétrie), NO_3^- , NO_2^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} (colorimétrie). Le pH, la conductivité et l'alcalinité ont été mesurés sur les échantillons légèrement décantés. Les eaux subissaient ensuite une filtration sur membrane 0,45 μm .

Dès 1989, il est apparu que le dosage des ions sulfates dans les eaux de pluie n'était possible qu'après ajout d'étalon (H_2SO_4) à l'échantillon. Des difficultés analogues se sont ensuite révélées pour les eaux des caissons lysimétriques, les eaux de ruissellement de la parcelle expérimentale, et les eaux du ruisseau du Rimbaud en crue. À partir de septembre 1992, les dosages des ions sulfates ont été systématiquement effectués avec ajout d'étalon.

2. La composition chimique des eaux

La reprise de l'écoulement après l'incendie a été marquée par des teneurs très élevées en la plupart des éléments (Martin C. et Chevalier Y., 1991 ; Martin C. *et al.*, 1993). Les concentrations maximales ont atteint : 54,5 mg/l pour Ca^{2+} ; 9,0 mg/l pour Mg^{2+} ; 10,2 mg/l pour K^+ ; 6,2 mg/l pour NH_4^+ ; 166 mg/l pour HCO_3^- ; 8,5 mg/l pour NO_3^- ; 65,5 mg/l pour SO_4^{2-} . L'accroissement de la minéralisation des eaux résulte bien sûr en grande partie de l'exportation des éléments libérés par la combustion des végétaux (Ellis R.C. *et al.*, 1982 ; Boerner R.E.S. et Forman R.T.T., 1982 ; Ellis R.C. et Graley A.M., 1983 ; Pehl C.E. *et al.*, 1986 ; Bayley S.E. *et al.*, 1992 ; Beschta R.L. *et al.*, 1993 ; Bellilas C.M. et Feller M.C., 1998). À cet égard, il est probable que l'accroissement de l'alcalinité soit largement commandée par l'augmentation de la charge en cations (ions bicarbonates compensateurs de charge).

Durant l'automne 1990, la minéralisation totale des eaux a toujours augmenté avec le débit, ce qui rejoint les observations effectuées par d'autres auteurs (Bellilas C. et Roda F., 1985). Cependant l'incendie n'a en rien modifié le comportement hydrochimique du sodium et des ions chlorures, éléments très peu abondants dans les végétaux. Les concentrations de ces deux éléments sont restées maximales en basses eaux. La silice n'a manifesté un comportement particulier, par rapport aux observations antérieures, que lors de la toute première crue.

Les conséquences de l'incendie se sont progressivement atténuées au cours de l'année. Dès le mois de décembre 1990, les phénomènes de dilution ont eu tendance à l'emporter pendant les crues (Fig. 36). Les concentrations du calcium, de l'ammonium et des ions bicarbonates ont cependant continué à se distinguer par un accroissement avec le débit. Ce type de comportement est habituel pour le potassium en terrain boisé, mais l'ampleur des fluctuations s'est normalisée. En 1991-92, tous les éléments ont retrouvé un comportement identique à celui qu'ils avaient avant l'incendie. Les ions nitrates ont toutefois été fortement représentés au début de l'année (concentration maximale = 13,5 mg/l). Cela est à mettre en relation avec les très fortes concentrations

relevées dans les eaux des caissons lysimétriques (jusqu'à 167 mg/l en septembre 1991), alors que les eaux de ruissellement superficiel de la parcelle expérimentale étaient peu chargées en cet élément.

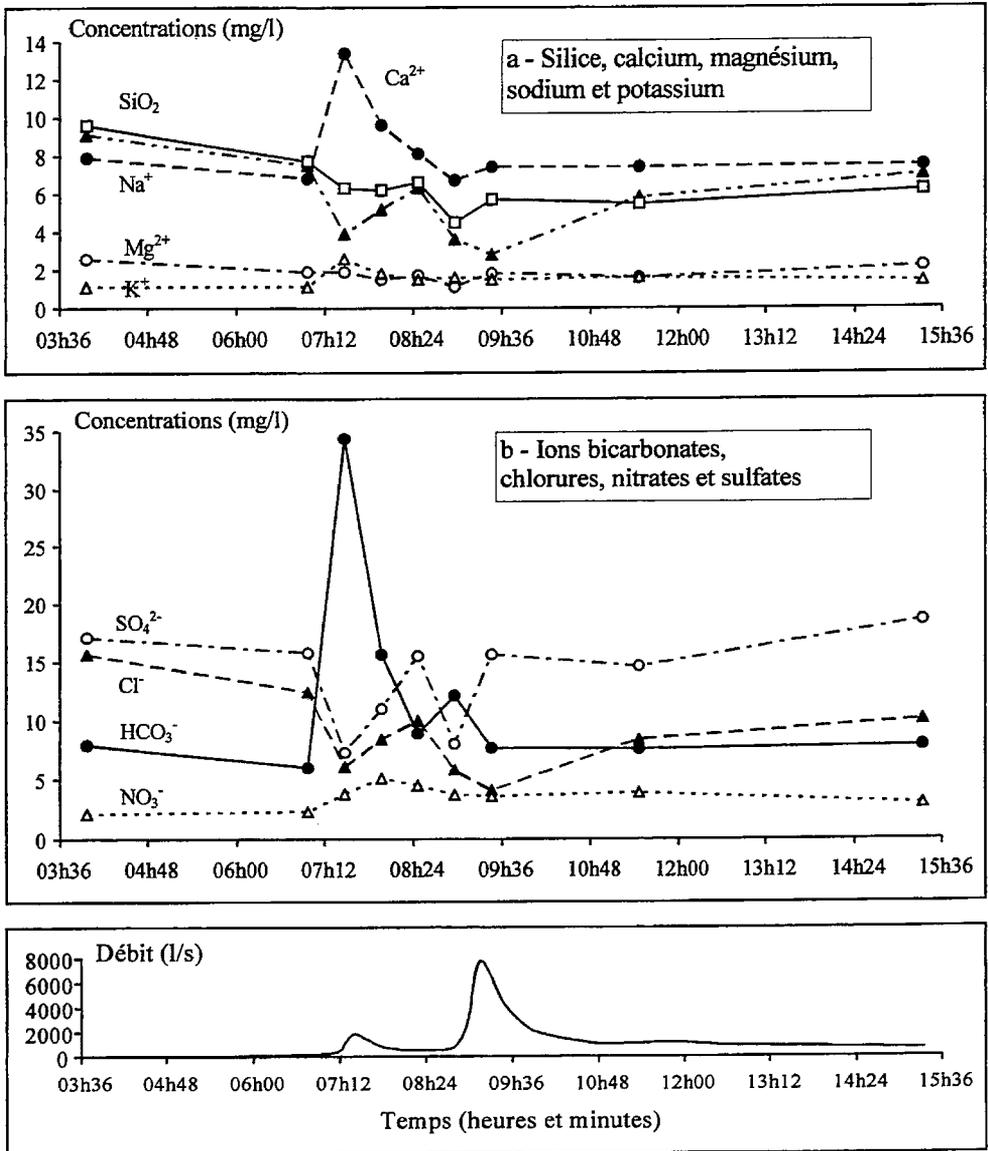


Figure 36 : Variations de la composition chimique des eaux du Rimbaud pendant la crue du 9 décembre 1990.

Les données sur les crues très violentes du début de l'année 1992-93 confirment le retour à un fonctionnement proche de celui qui prévalait avant incendie.

3. Les apports atmosphériques

Les entrées d'éléments minéraux atmosphériques (Tab. 20) ont été déterminées en utilisant le pluviographe *Cemagref* du Rimbaud comme collecteur d'eau de pluie.

	1990-91 P = 986 mm		1991-92 P = 753 mm		1992-93 P = 1029 mm		1993-94 P = 1046 mm	
	App.	Con.	App.	Con.	App.	Con.	App.	Con.
SiO ₂	0,23	0,23	0,17	0,22	0,20	0,19	0,06	0,06
Ca ²⁺	2,09	2,11	1,46	1,94	1,08	1,05	1,11	1,06
Mg ²⁺	0,37	0,38	0,32	0,42	0,28	0,27	0,31	0,29
K ⁺	0,22	0,22	0,13	0,17	0,16	0,15	0,17	0,16
Na ⁺	1,88	1,91	1,49	1,97	1,82	1,77	2,06	1,97
NH ₄ ⁺	0,55	0,56	0,10	0,13	0,19	0,18	< 0,05	< 0,05
HCO ₃ ⁻	1,96	1,99	1,34	1,79	0,17	0,17	0,15	0,15
Cl ⁻	3,08	3,12	2,43	3,23	2,85	2,77	3,26	3,11
NO ₃ ⁻ *	3,91	3,96	2,92	3,87	3,44	3,34	3,21	3,07
SO ₄ ²⁻	2,83	2,87	2,73	3,62	4,18	4,06	3,63	3,47
PO ₄ ³⁻	0,05	0,06	0,05	0,06	<0,01	<0,01	< 0,05	< 0,05

P : précipitations. App. : apports spécifiques annuels (t/km²). Con. : concentrations moyennes dans les eaux recueillies (mg/l). * : avec NO₂⁻.

Tableau 20 : Apports atmosphériques annuels au pluviographe du Rimbaud sur la période septembre 1990 - août 1994.

Les observations réalisées après l'incendie confirment l'ampleur des entrées d'ions sulfates et nitrates (Martin C., 1989). Les concentrations du sodium sont évidemment liées à celles des ions chlorures par de fortes corrélations linéaires ($r = +0,992$ en 1990-91 ; $+0,987$ en 1991-92 ; $+0,989$ en 1992-93 ; $+0,976$ en 1993-94), ces deux éléments ayant surtout une origine marine. Les rapports Na⁺/Cl⁻ annuels n'en diffèrent pas moins nettement, peut-être pour des raisons analytiques (risque de surestimation des ions chlorures par les dosages volumétriques, surtout – en valeur relative – pour les faibles teneurs), de ceux relevés sur la période 1976-1980 : ils dépassent 0,6 alors qu'ils étaient inférieurs à 0,5. Notons cependant qu'entre le 9 décembre 1989 et le 31 août 1990 (P = 422 mm, pour 645 mm de précipitations annuelles), le rapport Na⁺/Cl⁻ s'établit à 0,49.

4. Les exportations en solution

4.1 La méthode de calcul

Les exportations en solution, ou sorties, sont calculées à partir des relations bilogarithmiques liant les concentrations aux débits. Ces corrélations sont fréquentes dans les petits bassins versants relativement homogènes (Mathieu P., 1972 ; Walling D.E., 1971, 1978 ; *etc.*). Les modifications hydrochimiques induites par l'incendie n'ont pas apporté de changement à cet égard.

Les corrélations concentrations-débits sont particulièrement satisfaisantes lorsqu'elles sont établies pour une phase hydrologique de récession (Martin C., 1987). Pour chaque phase de récession, il est possible de calculer une série d'équations permettant de déterminer la concentration de chaque élément dissous, à partir du débit. Il suffit de disposer d'au moins deux prélèvements correspondant à des débits très différents. Des séries d'équations doivent être également établies pour les montées de crue.

Les exportations en solution sont calculées selon la méthode des pas de temps variables, en considérant tous les points de l'hydrogramme utilisés pour évaluer l'écoulement.

4.2 Les données

Les exportations mensuelles et annuelles sont présentées dans les tableaux 21 à 25. Pour certains des éléments pour lesquels nous disposons de données avant incendie, les exportations annuelles mesurées en 1990-91 dépassent nettement les valeurs les plus fortes mesurées avant le feu, au cours d'une année (1976-77) pourtant caractérisée par des précipitations et un écoulement extrêmement abondants ($P = 1876$ mm ; $D = 1128$ mm). Les rapports entre les exportations en 1990-91 et en 1976-77 sont ainsi largement supérieurs à 1 pour le calcium (1,48), le magnésium (1,29), le potassium (1,41) et les ions sulfates (1,36). Ils sont en revanche inférieurs à 1 pour la silice (0,76) et le sodium (0,95). Pour les ions chlorures, le rapport est nettement supérieur à 1 (1,39), et cela bien que les apports, estimés à partir des précipitations sur le bassin versant et des concentrations mesurées dans les eaux de pluie, aient été beaucoup moins élevés en 1990-91 ($2,98$ t/km²) qu'en 1976-77 ($4,58$ t/km²). Cet élément n'étant que peu représenté dans les végétaux, l'incendie d'août 1990 ne saurait être pris comme facteur explicatif majeur. Bien au contraire, la végétation constituant un piège à aérosols et à poussières sèches plus efficace que les collecteurs d'eau de pluie (Erickson E., 1960 ; Martin C., 1989 ; Martin C. *et al.*, 1996-a), la destruction du

	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Année
P (mm)	40,5	230,9	132,8	138,0	13,7	32,7	155,8	95,9	63,5	37,9	7,3	5,6	954,6
L (mm)	0,0	82,9	88,2	137,0	26,8	25,3	138,2	67,8	65,8	8,8	0,6	0,1	641,6
SiO ₂	0,0	732	703	1100	259	254	1320	626	651	96	6,1	0,9	5750
Ca ²⁺	0,0	1381	827	1023	188	248	999	391	427	64	3,6	0,5	5328
Mg ²⁺	0,0	340	246	315	58	62	351	161	147	18	1,1	0,1	1699
K ⁺	0,0	243	132	170	26	22	141	63	56	7,8	0,3	0,0	860
Na ⁺	0,0	734	749	1053	249	233	1225	624	602	81	5,9	0,8	5567
NH ₄ ⁺	0,0	62	13	16	3,4	1,7	21	12	12	1,9	0,1	0,1	144
HCO ₃ ⁻	0,0	2396	982	1192	207	185	1216	580	666	107	5,9	0,8	7538
Cl ⁻	0,0	1050	1157	1665	414	394	2033	1036	949	130	9,8	1,4	8840
NO ₃ ⁻ *	0,0	270	351	296	20	50	951	294	187	6,6	0,0	0,0	2426
SO ₄ ²⁻	0,0	2802	2001	2372	444	413	2265	1053	896	123	8,7	1,2	12379
PO ₄ ³⁻	0,0	12	6,6	7,5	0,8	0,5	4,9	1,3	1,2	0,3	0,0	0,0	35

P : précipitations. L : lame d'eau écoulée. * : avec NO₂⁻.

Tableau 21 : Exportations en solution du bassin versant du Rimbaud en 1990-91 (kg/km²).

	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Année
P (mm)	121,6	130,3	60,2	1,8	79,7	47,9	61,2	44,2	41,4	139,6	21,2	35,6	784,7
L (mm)	5,3	86,2	57,7	9,8	35,6	23,2	26,2	58,4	5,3	30,6	9,8	0,8	348,8
SiO ₂	32	755	499	98	330	217	245	505	53	220	94	9,6	3058
Ca ²⁺	46	674	361	60	225	141	155	331	30	158	56	5,1	2243
Mg ²⁺	13	198	133	22	84	56	61	134	12	63	22	1,8	799
K ⁺	19	124	55	7,5	29	17	18	43	2,9	36	6,3	0,5	357
Na ⁺	44	738	481	93	335	214	238	499	51	252	91	8,2	3044
NH ₄ ⁺	2,6	17	4,1	0,0	3,1	0,4	0,3	1,2	0,1	0,7	0,0	0,0	30
HCO ₃ ⁻	51	1018	687	115	395	252	284	670	62	330	127	10,4	4003
Cl ⁻	80	1159	729	148	505	350	388	794	80	412	148	13,8	4807
NO ₃ ⁻ *	29	419	103	0,0	82	13	4,8	30	0,0	5,2	0,1	0,0	687
SO ₄ ²⁻	75	1323	746	126	492	325	368	851	72	388	130	11,6	4906
PO ₄ ³⁻	0,4	8,9	2,1	0,2	0,5	0,4	0,5	1,3	0,1	0,0	0,0	0,0	15

P : précipitations. L : lame d'eau écoulée. * : avec NO₂⁻.

Tableau 22 : Exportations en solution du bassin versant du Rimbaud en 1991-92 (kg/km²).

	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Année
P (mm)	101,6	221,3	118,3	49,8	5,6	58,5	65,7	264,1	80,3	13,8	8,3	16,2	1003,5
L (mm)	12,9	129,2	137,5	17,9	13,4	6,7	78,6	189,6	67,5	3,8	0,9	0,1	658,0
SiO ₂	28	978	960	172	132	64	573	1144	515	33	9,7	1,1	4610
Ca ²⁺	45	644	586	87	67	35	434	795	312	19	4,8	0,5	3029
Mg ²⁺	13	255	227	38	28	14	173	323	132	7,8	1,9	0,2	1213
K ⁺	31	148	140	11	7,6	4,2	63	164	42	2,3	0,4	0,0	614
Na ⁺	45	1022	896	171	126	60	643	1264	538	35	9,0	1,0	4811
NH ₄ ⁺	0,0	1,5	3,1	0,0	0,0	0,0	1,4	4,4	1,4	0,2	0,0	0,0	12
HCO ₃ ⁻	121	1186	1228	153	130	65	726	1604	716	46	10,7	1,2	5988
Cl ⁻	66	1485	1183	263	196	100	1081	1837	773	52	13,4	1,5	7050
NO ₃ ⁻ *	13	5,1	3,3	0,0	0,0	0,0	2,3	19,8	0,0	0,0	0,0	0,0	43
SO ₄ ²⁻	97	2139	1905	264	200	99	1100	2728	1014	53	11,0	1,3	9610
PO ₄ ³⁻	0,0	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<20

P : précipitations. L : lame d'eau écoulée. * : avec NO₂⁻. □ : après addition de H₂SO₄. - : concentrations < 0,05 mg/l.

Tableau 23 : Exportations en solution du bassin versant du Rimbaud en 1992-93 (kg/km²).

	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Année
P (mm)	67,6	255,0	100,3	32,7	185,6	185,2	2,0	94,5	32,0	62,7	17,0	8,9	1043,5
L (mm)	2,9	149,1	149,0	31,0	173,6	157,8	18,4	18,7	10,0	2,4	0,6	0,0	713,5
SiO ₂	20	1210	1271	296	1131	949	164	155	89	25	6,0	0,0	5316
Ca ²⁺	17	761	664	146	708	558	87	83	46	12	3,1	0,0	3087
Mg ²⁺	6,5	389	265	59	281	218	35	32	18	4,5	1,1	0,0	1308
K ⁺	4,5	183	110	20	151	114	11	11	5,8	1,2	0,3	0,0	610
Na ⁺	25	1000	1125	258	1124	923	159	145	85	22	5,4	0,0	4870
NH ₄ ⁺	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0	-
HCO ₃ ⁻	18	1142	1323	294	1184	1025	165	161	100	26	7,1	0,0	5445
Cl ⁻	45	1914	1526	374	1758	1270	214	199	118	29	7,3	0,0	7453
NO ₃ ⁻ *	0,8	15	0,04	0,0	16	3,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	35
SO ₄ ²⁻	57	2306	1981	405	2052	1706	227	225	114	29	7,8	0,0	9110
PO ₄ ³⁻	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0	-

P : précipitations. L : lame d'eau écoulée. * : avec NO₂⁻. □ : après addition de H₂SO₄. - : concentrations < 0,05 mg/l.

Tableau 24 : Exportations en solution du bassin versant du Rimbaud en 1993-94 (kg/km²).

	1990-91 P = 955 mm L = 642 mm			1991-92 P = 785 mm L = 349 mm			1992-93 P = 1004 mm L = 658 mm			1993-94 P = 1044 mm L = 714 mm		
	e	s	Bc	e	s	Bc	e	s	Bc	e	s	Bc
SiO ₂	0,22	5,77	- 5,55	0,17	3,06	- 2,89	0,19	4,61	- 4,42	0,06	5,32	- 5,26
Ca ²⁺	2,15	5,33	- 3,18	1,59	2,24	- 0,65	1,15	3,03	- 1,88	1,11	3,09	- 1,98
Mg ²⁺	0,76	1,70	- 0,94	0,49	0,80	- 0,31	0,56	1,21	- 0,65	0,30	1,31	- 1,00
K ⁺	0,33	0,86	- 0,53	0,18	0,36	- 0,18	0,24	0,61	- 0,37	0,17	0,61	- 0,44
Na ⁺	4,92	5,57	- 0,65	2,82	3,04	- 0,22	4,31	4,81	- 0,50	4,58	4,87	- 0,29
NH ₄ ⁺	0,54	0,14	+ 0,40	0,10	0,03	+ 0,07	0,18	0,01	+ 0,17			
HCO ₃ ⁻		7,54			4,00			5,99			5,45	
Cl ⁻		8,84			4,81			7,05			7,45	
NO ₃ ⁻ *	3,91	2,42	+ 1,49	3,04	0,69	+ 2,35	3,35	0,04	+ 3,31	3,20	0,04	+ 3,17
SO ₄ ²⁻	3,56	12,4	- 8,82	3,16	4,91	- 1,75	4,67	9,61	- 4,94	3,62	9,11	- 5,49
PO ₄ ³⁻	0,05	0,04	+ 0,01	0,05	0,02	+ 0,03	0,01					

P : précipitations. L : lame d'eau écoulée. e : entrées. s : sorties. Bc : bilan hydrochimique (Bc = e - s, t/km²). * : avec NO₂⁻.

Tableau 25 : Bilans hydrogéochimiques annuels du bassin versant du Rimbaud de septembre 1990 à août 1994.

couvert végétal a certainement limité les entrées réelles d'ions chlorures. En fait, deux hypothèses peuvent être avancées :

- D'une part, la sécheresse des années 1988-89 et 1989-90 se serait accompagnée d'une accumulation nette d'ions chlorures dans le bassin versant. En 1989-90, selon les données dont nous disposons, les entrées d'ions chlorures ont avoisiné 1,8 t/km² au pluviographe, et le bassin versant a exporté 1,5 à 1,7 t/km² de cet élément. En tenant compte de l'influence du couvert végétal, l'hypothèse se trouve clairement validée. Il reste cependant à déterminer si un brutal déstockage des apports accumulés pendant les années sèches s'est réellement produit en 1990-91.
- D'autre part, parmi les moyens de lutte contre le feu, le largage d'eau de mer, associée ou non à des additifs chimiques, fournit un apport non négligeable d'éléments minéraux, et en particulier d'ions chlorures et de sodium. Des largages ont été effectués sur le bassin versant du Rimbaud, mais nous n'en connaissons pas le nombre. Chaque largage de Canadair délivre plus de 100 kg d'ions chlorures.

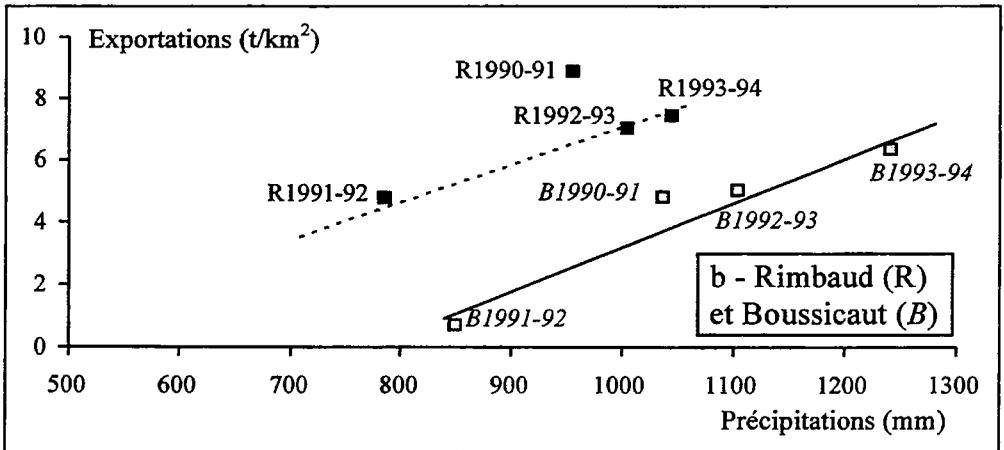
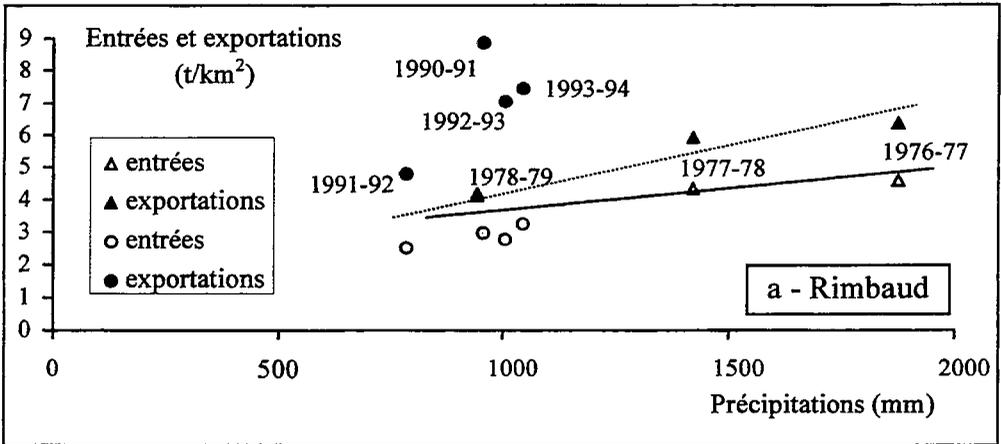
L'impact du feu sur les exportations en solution du bassin versant se marquant non seulement par une évolution de la composition chimique des eaux, mais par une modification du fonctionnement hydrologique, nous établirons les comparaisons entre

les années d'observation en prenant comme critère distinctif le volume des précipitations plutôt que la lame d'eau écoulée (Fig. 37 à 39).

La figure 37-a fait ressortir l'abondance des exportations d'ions chlorures sur toute la période 1990-1994 par rapport à 1976-1979, que ce soit à travers la comparaison des valeurs des exportations ou à travers l'évolution des écarts entre celles-ci et les "entrées". À cet égard, nous devons indiquer que l'égalité des exportations et des entrées observée en 1978-79, résulte de l'inclinaison de l'entonnoir du collecteur d'eau de pluie vers l'E-SE (face aux vents venant de la mer) en septembre 1978. À 550 m d'altitude, dans un secteur souvent envahi par les nuages, cette disposition a permis à l'appareil d'intercepter des quantités plus importantes d'aérosols marins. Les autres années, les collecteurs ont présenté une ouverture horizontale. La relative sécheresse de l'année 1991-92 s'est accompagnée d'un écart entre les exportations et les "entrées" plus faible qu'en 1992-93 et 1993-94. Les résultats obtenus montrent que, même pour un élément aussi mobile que l'ion chlorure, les stocks présents dans le bassin versant évoluent lentement : après deux années très sèches, accompagnées d'une accumulation nette d'éléments minéraux, et des largages d'eau de mer, elle s'étale sur plusieurs années. Les ions chlorures n'étant immobilisés par aucun piège géochimique efficace, seules la circulation des eaux et leur diffusion à l'intérieur des volumes rocheux peuvent rendre compte de ce phénomène.

Les données sur les exportations du sodium, élément réputé lui aussi très mobile, fournissent des indications similaires. Le complexe adsorbant des sols et des roches altérées exerce, dans ce cas, une influence qui ne peut pas être totalement négligée. Elle se traduit, sur la figure 38-a, par un très bon alignement des exportations annuelles entre 1976 et 1979.

La figure 39 montre que les exportations annuelles de calcium, magnésium et potassium sont également beaucoup plus élevées après l'incendie que sur la période 1976-79. Pour ces éléments, dont les exportations sont contrôlées par le complexe adsorbant des sols et des roches altérées, l'augmentation des pertes résulte de la lixiviation d'une partie des éléments libérés par la destruction du couvert végétal. La péjoration des exportations reste cependant modérée, à cause de la modestie de la minéralomasse associée au maquis, de la diffusion des éléments minéraux dans les profils et de l'amorce de la revégétalisation. En 1993-94, les sorties restent supérieures à ce qu'elles auraient été avant l'incendie, pour des précipitations identiques. Au cours de la même année (Tab. 24), les exportations d'ions sulfates restent très élevées ($9,11 \text{ t/km}^2$); en revanche, celles d'ammonium ($0,01 \text{ t/km}^2$ dès 1992-93) et d'ions nitrates ($0,04 \text{ t/km}^2$ dès 1992-93) sont redevenues faibles.



Entrées : précipitations sur le bassin versant x concentration moyenne dans les eaux du pluviographe.

Figure 37 : Flux annuels d'ions chlorures en fonction des précipitations sur les bassins versants du Rimbaud (septembre 1976 - août 1979 ; septembre 1990 - août 1994) et du Boussicaut (septembre 1990 - août 1994).

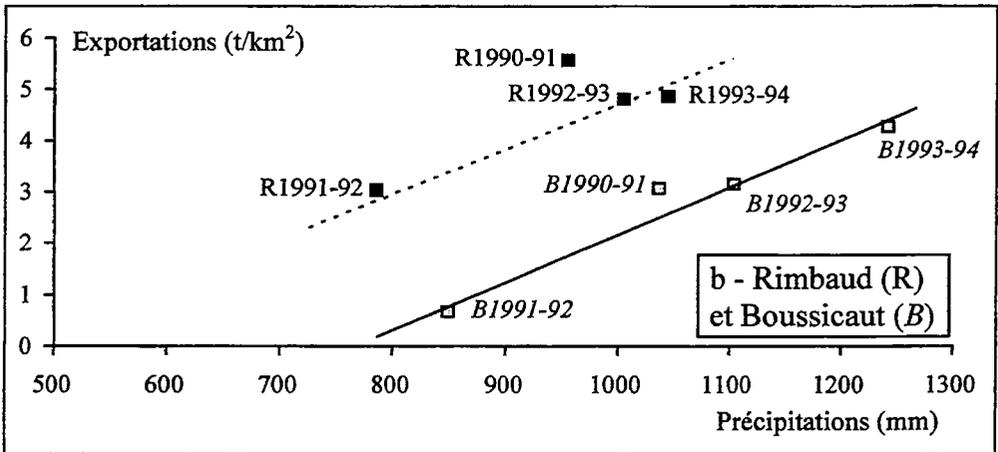
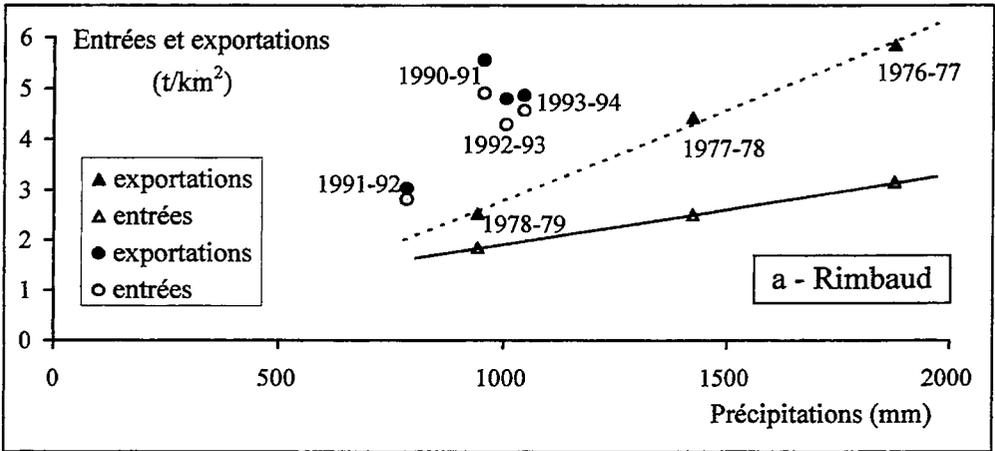


Figure 38 : Flux annuels de sodium en fonction des précipitations sur les bassins versants du Rimbaud (septembre 1976 - août 1979 ; septembre 1990 - août 1994) et du Boussicaut (septembre 1990 - août 1994).

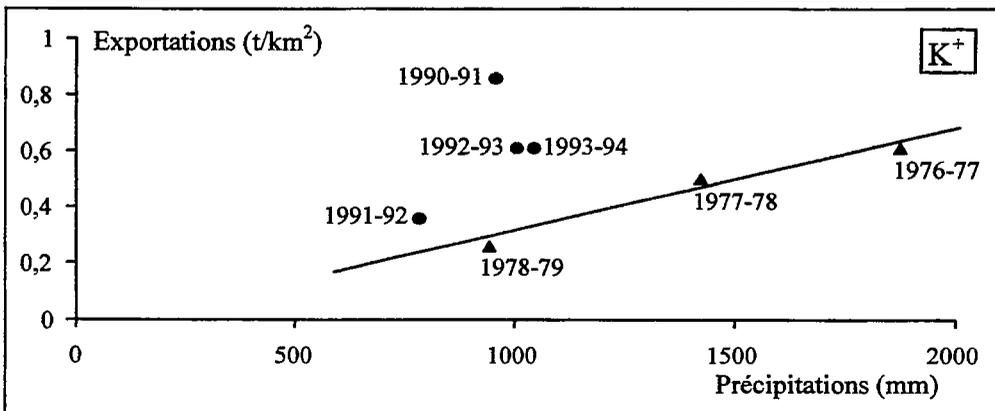
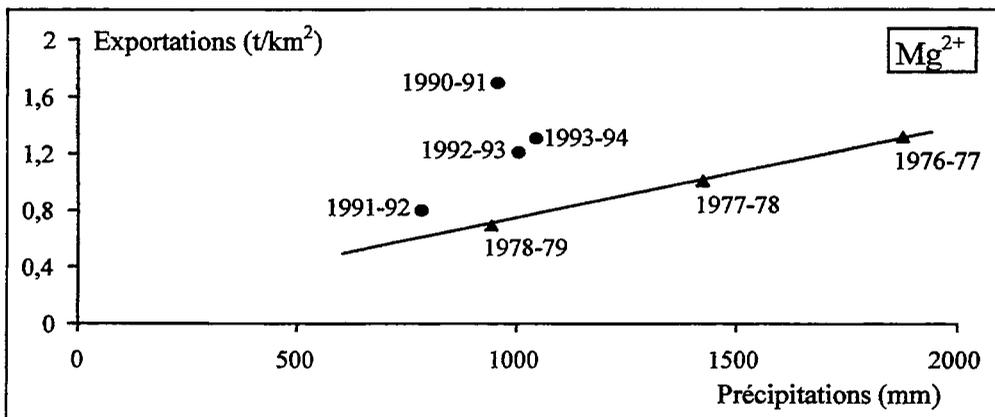
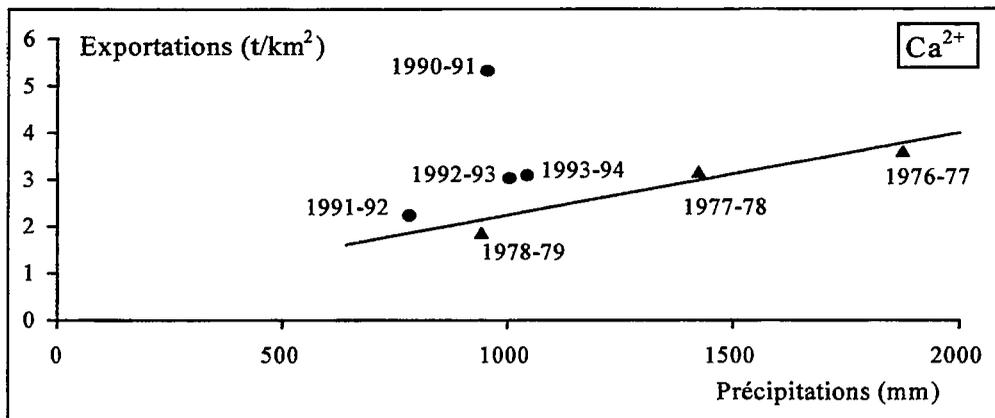


Figure 39 : Exportations annuelles de calcium, magnésium et potassium du bassin versant du Rimbaud en fonction des précipitations (septembre 1976 - août 1979 ; septembre 1990 - août 1994).

5. Les bilans "entrées - sorties" annuels

5.1 L'établissement des bilans

L'établissement des bilans annuels se heurte à la difficulté d'évaluer correctement les entrées réelles d'éléments minéraux atmosphériques :

- d'une part, les collecteurs d'eau de pluie ne renseignent qu'imparfaitement sur les apports d'aérosols et de poussières sèches ;
- et, d'autre part, il est souvent assez vain de chercher à estimer la part des recyclages locaux, particulièrement favorisés après un incendie, dans les entrées totales.

En outre, la signification d'un bilan hydrochimique annuel est en elle-même discutable, dans la mesure où l'exportation des éléments fournis par les apports atmosphériques et par l'altération des roches est soumise à l'influence de pièges géochimiques comme l'adsorption des cations basiques par les colloïdes.

Considérant que tous les ions chlorures exportés sont fournis par les apports atmosphériques, le rapport Exportations Cl^- (t/km^2) / Précipitations annuelles (m) indique la concentration théorique annuelle moyenne des ions chlorures dans les eaux d'infiltration (Cl_i^-). Celle-ci sert à calculer la concentration annuelle moyenne (C) en sodium, grâce à la bonne corrélation Na^+ - Cl^- trouvée dans les eaux recueillies par le pluviographe (Martin C., 1989) :

$$C \text{ (mg/l)} = [a \text{ Cl}_i^- \text{ (mg/l)} + b] \times c$$

où a et b sont les termes de l'équation de régression annuelle et c, le coefficient correcteur de l'écart relevé pour l'année, au niveau du pluviographe, entre la teneur moyenne calculée avec l'équation de régression annuelle et la teneur moyenne effectivement mesurée.

Ce mode de calcul n'est pas applicable pour 1990-91, du fait de la répercussion de la sécheresse des années précédentes, dont les effets sont encore aggravés par la modification du rapport Na^+/Cl^- dans les eaux de pluie. Une estimation grossière des entrées, à partir de Cl_i^- , peut reposer sur l'utilisation du rapport Na^+/Cl^- de l'eau de mer.

Pour le potassium (Martin C., 1989), mais aussi le calcium et les ions sulfates, nous estimons les concentrations annuelles moyennes de la manière suivante :

$$C \text{ (mg/l)} = (a \text{ Cl}_i^-) + b$$

où a Cl_i^- représente les entrées d'origine marine (a = rapport entre les concentrations de l'élément considéré et des ions chlorures dans l'eau de mer) et b, les entrées d'origine continentale (b = concentration de l'élément considéré - a Cl_i^- , pour le pluviographe).

De 1976-77 à 1979-80, les droites de régression annuelles entre les concentrations des ions chlorures et du magnésium fournissaient une estimation des teneurs annuelles moyennes en magnésium avec un écart par rapport à la valeur mesurée inférieur à 10 %. La relation s'est révélée beaucoup moins satisfaisante sur la période 1990-94 (écart supérieur à 30 % en 1990-91 et 1991-92). Cela nous a conduits à calculer les apports de magnésium comme ceux du calcium, du potassium et des ions sulfates.

Enfin, pour les autres éléments, nous avons adopté les concentrations annuelles moyennes au pluviographe du Rimbaud.

5.2 L'interprétation des résultats

Pour le sodium et la silice, les bilans hydrogéochimiques indiquent en fait approximativement les pertes provenant directement de l'altération des roches. Pour le calcium, le magnésium et le potassium, la signification est la même, aux variations des stocks près. À la suite d'un incendie, l'évacuation des stocks est évidemment favorisée, même si elle est en partie freinée par la redistribution des éléments dans les profils. Les ions chlorures et bicarbonates ont tous une origine extérieure au bassin versant. Le premier n'a pas d'intérêt nutritif pour la végétation et le second peut être fourni en quantité illimitée par l'atmosphère ; nous ne les avons donc pas intégrés aux bilans. L'ammonium, les ions nitrates et les ions sulfates proviennent de l'extérieur du bassin versant. Pour ces éléments, il est en outre impossible de connaître la totalité des apports atmosphériques, du fait en particulier des échanges entre le couvert végétal et l'atmosphère. Après le feu d'août 1990, la végétation a disparu totalement pendant un an, puis elle a certainement joué un rôle réduit pendant encore un ou deux ans. Il est donc possible de juger sommairement des conséquences de l'incendie sur l'évolution des stocks de ces éléments par voie hydrochimique.

Les bilans hydrochimiques annuels (Tab. 25) confirment les enseignements tirés des exportations en solution. À précipitations égales, les écarts entre les entrées et les sorties du calcium, du magnésium et du potassium se révèlent, par exemple, sensiblement plus forts que sur la période 1976-1979 (Ca^{2+} : 0,63 à 1,61 t/km² ; Mg^{2+} : 0,32 à 0,77 t/km² ; K^+ : 0,01 à 0,50 t/km²). Les résultats montrent également une diminution de l'impact de l'incendie entre 1990-91 et 1993-94, en particulier pour SO_4^{2-} . L'ammonium et les ions nitrates subissent une accumulation nette dans le bassin versant dès 1990-91. La différence entre les taux d'érosion (érosion = sorties - entrées) de la silice en 1990-91 et 1992-93, provient certainement des effets conjugués de l'incendie et de la sécheresse des années antérieures à la période d'observation. Ceux-ci se marquent aussi sur le sodium, même si le mode de calcul des entrées de cet élément à partir des exportations d'ions chlorures ne permet pas d'en juger sur les documents présentés. Toutefois, à précipitations égales, les écarts entre les exportations et les entrées relevés sur la période 1990-94 (0,22 à 0,65 t/km²) apparaissent légèrement inférieurs à ceux mesurés de 1976 à 1979 (Fig. 38-a). Ce résultat peut s'expliquer par

le développement du ruissellement superficiel sur les versants, qui limite le drainage souterrain. Mais il est sans doute lié également à la modification du rapport entre les concentrations du sodium et des ions chlorures observée dans les eaux de pluie à partir de 1990-91.

6. Comparaison avec le bassin du Boussicaut

Une partie des observations concernant le bassin versant non brûlé du Boussicaut sont synthétisées sur les figures 37, 38 et 40, où elles sont comparées aux résultats obtenus sur le bassin versant du Rimbaud. De septembre 1990 à août 1994, le bassin versant du Boussicaut a reçu des précipitations annuelles (1045, 849, 1107, et 1241 mm) voisines de celles du bassin du Rimbaud. Il a cependant évacué des lames d'eau beaucoup plus faibles (419, 82, 448, et 637 mm). Cette différence de comportement est habituelle (Martin C. et Marc V., 1993), mais elle a été accentuée par les conséquences hydrologiques de l'incendie du bassin versant du Rimbaud (Lavabre J. *et al.*, 1993) et par la sécheresse des années 1988-89 et 1989-90.

L'absence de données permettant d'établir une comparaison avant le feu, limite quelque peu la signification des écarts entre les exportations annuelles des bassins versants du Rimbaud et du Boussicaut. Ceux-ci confirment cependant l'augmentation des exportations en solution du bassin versant du Rimbaud (Fig. 37, 38, 40).

Le bassin versant du Rimbaud exporte plus de sodium (Fig. 38-b) et d'ions chlorures (Fig. 37-b) que celui du Boussicaut. La différence se révèle très nette en 1991-92. Au cours de cette année, la modestie des écoulements (P : 826 mm ; D : 83 mm) a d'ailleurs entraîné une accumulation nette d'ions chlorures dans le bassin du Boussicaut (exportations : 1,43 t/km² ; entrées au pluviographe : 2,85 t/km²). Dans le bassin versant du Rimbaud (P : 785 mm ; D : 349 mm), les exportations sont restées nettement supérieures aux entrées (exportations : 7,05 t/km² ; entrées au pluviographe : 2,43 t/km²).

De septembre 1990 à août 1994, le bassin versant du Rimbaud a exporté 28,15 t/km² d'ions chlorures, contre 22,02 t/km² seulement pour le bassin versant du Boussicaut. Pour cet élément qui n'est pas fourni par les roches, l'écart apparaît d'autant plus considérable que le bassin du Boussicaut a reçu les précipitations les plus abondantes (1061 mm/an, contre 947 mm/an) et que les concentrations des ions chlorures sont voisines dans les eaux de pluie des deux bassins versants (valeurs moyennes de 3,05 mg/l au pluviographe du Boussicaut et de 3,02 mg/l à celui du Rimbaud, sur la période septembre 1991 - août 1994). Les largages d'eau de mer lors de la lutte contre l'incendie dans le bassin versant du Rimbaud et la faible libération d'ions chlorures lors de la destruction du couvert végétal expliquent une partie au moins de cette différence. Par ailleurs, la protection que le relief fournit aux deux

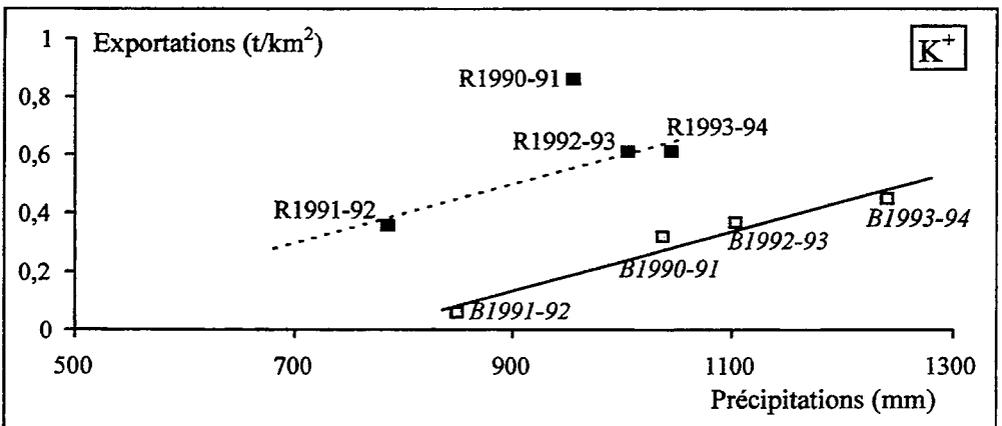
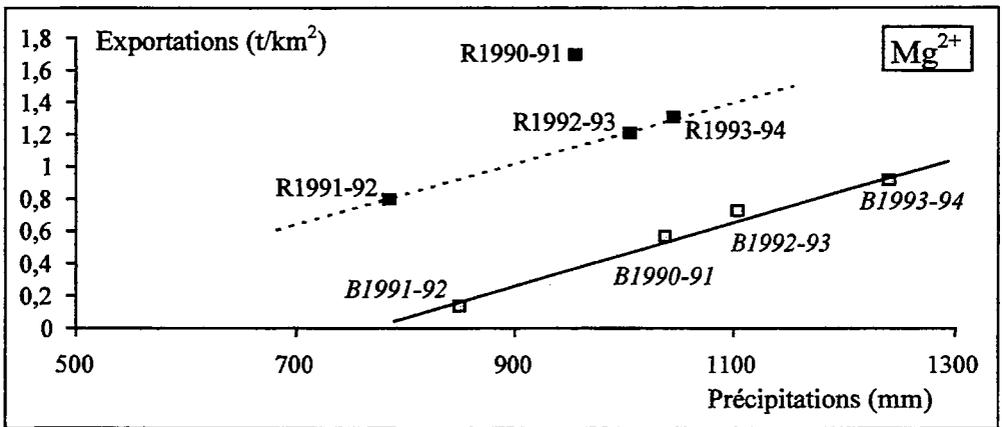
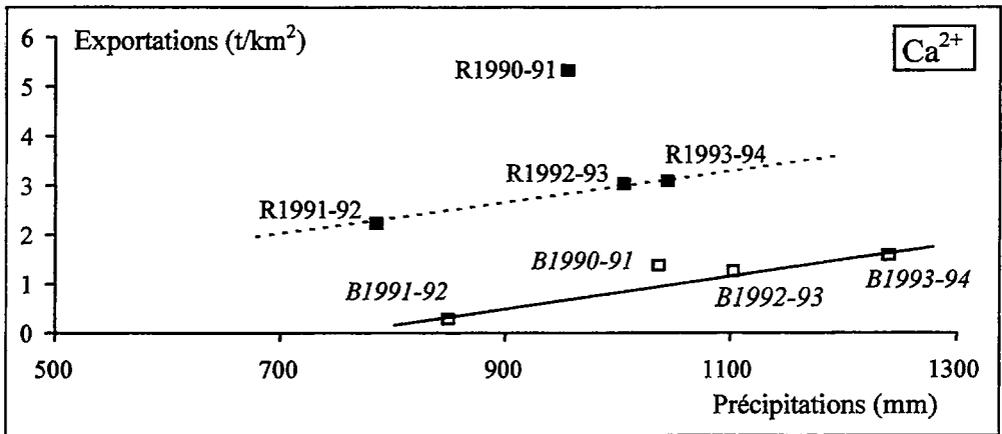


Figure 40 : Exportations annuelles de calcium, magnésium et potassium des bassins versants du Rimbaud (R) et du Boussicaud (B) en fonction des précipitations (septembre 1990 - août 1994).

bassins versants par rapport aux entrées d'aérosols d'origine marine n'est peut être pas tout à fait identique. Mais les comportements hydrologiques, et tout particulièrement les stockages d'eau, ne doivent-ils pas également être pris en compte ? Les arguments objectifs font défaut pour trancher. Cependant les données disponibles incitent à considérer cette hypothèse avec intérêt. En effet, de septembre 1990 à août 1994, le bassin versant du Boussicaud a écoulé 1587 mm, alors que la relation établie sur les années antérieures (nombre d'années, $n = 10$) entre l'écoulement et les précipitations (Martin C. et Marc V., 1993) aurait laissé prévoir 2009 mm. Pour le bassin versant du Rimbaud au contraire, la lame d'eau écoulée atteint 2362 mm, contre un écoulement attendu (avec $n = 24$) de 1996 mm. Certes, pour une période d'observation se terminant par une année humide, la différence de drainage ne saurait, à elle seule, expliquer les écarts entre les exportations d'ions chlorures. Mais la façon dont se réalise le stockage des eaux détermine les modalités de la diffusion des ions chlorures au sein des volumes rocheux.

En 1992-93, les rapports Rimbaud/Boussicaud s'établissent à 1,10 pour les exportations d'ions chlorures et à 0,96 pour les entrées de cet élément calculées à partir des concentrations mesurées dans les eaux recueillies par les pluviographes. En dépit de l'accumulation réalisée en 1991-92 et d'un drainage abondant (448 mm), les exportations du bassin versant du Boussicaud ($6,40 \text{ t/km}^2$) sont restées inférieures à celles du bassin versant du Rimbaud ($7,05 \text{ t/km}^2$). En 1993-94, les exportations d'ions chlorures du bassin versant du Boussicaud ($8,07 \text{ t/km}^2 - P : 1241 \text{ mm}, D : 637 \text{ mm}$) ont dépassé celles du bassin versant du Rimbaud ($7,45 \text{ t/km}^2 - P : 1044 \text{ mm}, D : 714 \text{ mm}$), mais le rapport Rimbaud / Boussicaud (0,92) n'est que très légèrement supérieur à celui trouvé pour les apports atmosphériques calculés avec la composition chimique des eaux de pluie (0,85). Ces observations confirment la lenteur de l'évacuation des stocks d'ions chlorures accumulés dans les bassins versants.

Toutefois les exportations en solution de sodium et d'ions chlorures du bassin versant du Boussicaud en 1990-91 se placent au-dessus des droites établies avec les années 1991-92 et 1993-94, et cela aussi bien dans la relation avec les précipitations (Fig. 37-b et 38-b : $+0,81 \text{ t/km}^2$ pour Na^+ et $+1,44 \text{ t/km}^2$ pour Cl^-) que dans celle avec les lames d'eau écoulées (Fig. 41 : $+0,28 \text{ t/km}^2$ pour Na^+ et $+0,66 \text{ t/km}^2$ pour Cl^-). La mobilisation d'une partie du stock de ces éléments constitué au cours des années sèches ayant précédé la période d'observation (par différence entre les entrées réelles et les sorties pour les deux éléments, et par altération des roches pour le sodium), a donc bien influencé l'intensité des exportations relevées dans le bassin versant du Rimbaud. Les largages d'eau de mer et la libération des faibles quantités présentes dans le couvert végétal avant le feu doivent également être pris en compte, puisque l'accentuation des exportations en 1990-91 est sensiblement plus forte sur le bassin versant incendié (accentuation des exportations sur le bassin versant du Rimbaud estimée en utilisant la relation avec les précipitations : $1,33 \text{ t/km}^2$ pour Na^+ et $2,35 \text{ t/km}^2$ pour Cl^-).

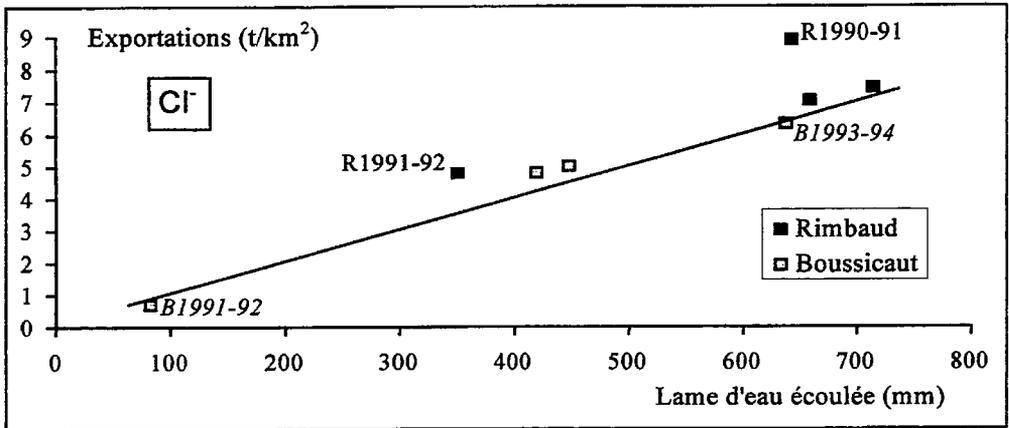
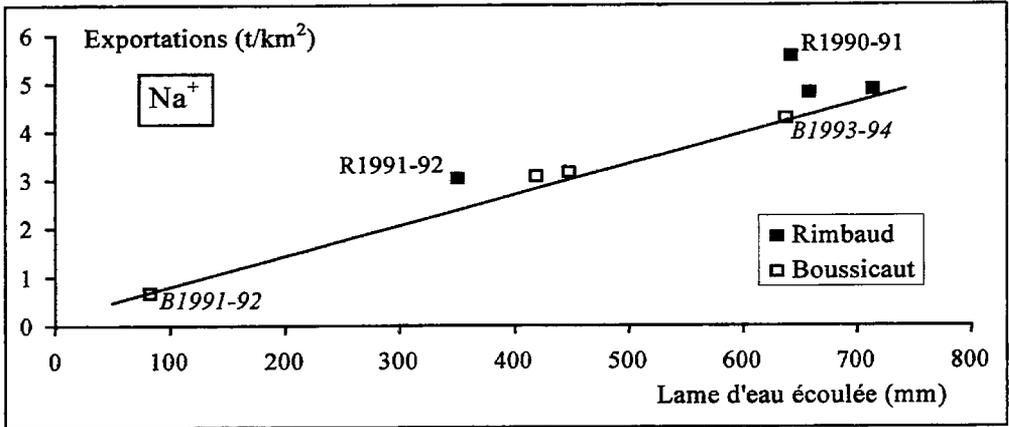


Figure 41 : Exportations annuelles de sodium et d'ions chlorures des bassins versants du Rimbaud (R) et du Boussicaud (B) en fonction du drainage (septembre 1990 - août 1994).

Les exportations de calcium, de magnésium et de potassium mesurées en 1990-91, après plusieurs années de précipitations déficientes, se placent aussi un peu au-dessus des droites joignant les points représentatifs des années 1991-92 et 1993-94 (Fig. 40). Comme pour les ions chlorures et le sodium, l'accroissement des exportations de ces éléments est moins net en 1992-93, à la suite d'une nouvelle année sèche.

7. Conclusion

L'incendie d'août 1990 a provoqué à la fois une transformation radicale des conditions de l'écoulement et une modification très nette de la composition chimique des eaux. L'incendie s'est traduit par une augmentation des exportations en solution des éléments

libérés par la combustion des végétaux et l'évolution des sols. Cependant les pertes par transport de produits dissous subies par le bassin versant ne représentent qu'une partie des pertes totales en éléments minéraux. En effet, interviennent également la volatilisation de l'azote, du soufre (Wright H.A. et Bailey A.W., 1982), voire même du phosphore et du potassium (Raison R.J. *et al.*, 1985), l'entraînement de cendres par les mouvements de convection pendant le feu, les exportations de particules par le vent, et les transports solides par les eaux de ruissellement. Les observations réalisées à l'exutoire du bassin versant et sur la parcelle expérimentale ont d'ailleurs permis d'évaluer les exportations d'éléments nutritifs en relation avec l'érosion mécanique (Martin C. *et al.*, 1996-b – voir Chapitre VIII).

Les pertes d'éléments nutritifs en solution sont loin d'être négligeables. Elles s'ajoutent aux pertes par volatilisation au moment de l'incendie et à celles liées à l'érosion mécanique des sols. Mais l'ampleur des apports atmosphériques permettra une rapide compensation. Le phosphore échappe à cette analyse, dans la mesure où les exportations en solution comme les apports atmosphériques de cet élément, sont faibles. Les pertes de phosphore assimilable, par volatilisation et par érosion mécanique, ne pourront être compensées que par l'altération des roches.

Remerciements

À partir de 1991-92, les analyses d'eau, qui jusque là avaient été exclusivement à la charge de C. Martin, ont été en grande partie effectuées par H. Gimenez (Laboratoire de Pétrologie-Minéralogie, Nice) et J. Quillard (Centre de Géomorphologie du CNRS, Caen).

Bibliographie

Bayley S.E., Schindler D.W., Beaty K.G., Parker B.R. et Stainton M.P., 1992, Effects of multiple fires on nutrients yields from streams draining boreal forest and fen watersheds : nitrogen and phosphorus. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 49, p. 584-596.

Bellilas C. et Roda F., 1985, Efectos del fuego sobre el quimismo de los arroyos en cuencas de landa. *Orsis*, vol. 1, p. 101-111.

Bellilas C.M. et Feller M.C., 1998, Relationships between fire severity and atmospheric and leaching nutrient losses in British Columbia's Coastal Western Hemlock Zone forests. *Int. J. Wildland Fire*, vol. 8, n° 2, p. 87-101.

Beschta R.L., 1993, Effects of fire on water quantity and quality. In : *Natural and prescribed fire in pacific northwest forests*, Walstad J.D., Radosevich S.R. et Sandberg D.V. édit., Oregon State University Press, Corvallis, p. 219-232.

Boerner R.E.J. et Forman R.T.T., 1982, Hydrologic and mineral budgets of New Jersey Pine Barrens upland forests following two intensities of fire. *Can. J. For. Res.*, vol. 12, p. 503-510.

Ellis R.C., Lowry R.K. et Davies S.K., 1982, The effect of regeneration burning upon the nutrient status of soil in two forest types in southern Tasmania. *Plant and Soil*, vol. 65, p. 171-186.

Ellis R.C. et Graley A.M., 1983, Gains and losses in soil nutrients associated with harvesting and burning eucalyptus rainforest. *Plant and Soil*, vol. 74, p. 437-450.

Erickson E., 1960, The yearly circulation of chloride and sulphur in nature : Meteorological, geochemical and pedological implications. Part. 2. *Tellus*, vol. 12, p. 63-109.

Lavabre J., Sempere-Torres D. et Cernesson F., 1993, Changes in the hydrological response of a small Mediterranean basin a year after a wildfire. *Journal of Hydrology*, vol. 142, p. 273-299.

Martin C., 1986, *Contribution à l'étude de la dynamique des versants en roches métamorphiques ; l'exemple du massif des Maures*. Thèse de Doctorat d'État, Univ. Paris I, 935 p.

Martin C., 1987, Les mesures de l'érosion chimique dans les bassins versants de roches cristallines : comparaison des résultats obtenus par différentes méthodes d'investigation dans le massif des Maures (Var, France). *Z. Geomorph.*, vol. 31, n° 1, p. 73-84.

Martin C., 1989, Érosion et altération chimiques actuelles sur roches métamorphiques dans le massif des Maures (Var, France). *Sci. Géol. Bull.*, vol. 42, n° 2, p. 91-106.

Martin C. et Chevalier Y., 1991, Premières conséquences d'un incendie de forêt sur le comportement hydrochimique du bassin versant du Rimbaud (massif des Maures, Var, France). *Hydrologie Continentale*, vol. 6, n° 2, p. 145-153.

Martin C. et Marc V., 1993, Examen de la pluviométrie et des écoulements annuels après 25 années d'observation sur le bassin versant de recherche et expérimental du Réal Collobrier. *Mélanges Frécaut*, Presses Universitaires de Nancy, p. 243-252.

Martin C. et Chevalier Y., avec la participation de Bech-Borras J., 1994, Results of the first year of post-forest fire hydrochemical measures on the Rimbaud stream (Massif

des Maures, Var, France). In : *Soil erosion as a consequence of forest fires* (Conference ESSC, Barcelone-Valence, 1991), Sala M. et Rubio J.L. édit., Geoforma Ediciones, p. 241-253.

Martin C., avec la collaboration de Chevalier Y., Gimenez H., Martin Ph. et Quillard J., 1996-a, Apports d'éléments minéraux atmosphériques et pluviollessivats dans la partie occidentale du massif des Maures. *Ét. Géogr. Phys.*, n° XXV, p. 3-23.

Martin C., avec la collaboration de Béguin É, Levant M. et Quillard J., 1996-b, L'érosion hydrique à l'échelle de la parcelle et d'un petit bassin versant après incendie de forêt dans le massif des Maures. *Étude et Gestion des Sols*, vol. 3, n° 3, p. 179-191.

Mathieu P., 1972, *Apports chimiques par les précipitations atmosphériques en savane et sous forêt. Influence du milieu forestier inter-tropical sur la migration des ions et sur les transports solides (Bassin de l'Amitioto, Côte d'Ivoire)*. Thèse de Doctorat d'État, Univ. Nice, 441 p.

Pehl C.E., Red J.T. et Shelnut H.E., 1986, Controlled burning and land treatment influences on chemical properties of a forest soil. *For. Ecol. Manage.*, vol. 17, p. 119-128.

Raison R.J., Khanna P.K. et Woods P.V., 1985, Mechanisms of element transfer to the atmosphere during vegetation fires. *Can. J. For. Res.*, vol. 15, p. 132-140.

Walling D.E., 1971, Sediment dynamics of small instrumented catchments in South-East Devon. *Trans. Devonshire Assoc.*, vol. 103, p. 147-165.

Walling D.E., 1978, Reliability considerations in the evaluation and analysis of river loads. *Z. Geomorph.*, Suppl. Bd. 29, p. 29-42.

Wright H.A. et Bailey A.W., 1982, *Fire ecology*. Édit. J. Wiley, Chap. III, p. 24-41.

Chapitre VII :

Évolution de la composition chimique des eaux de ruissellement et de drainage et transformation des caractères agronomiques des sols

C. MARTIN *

avec la collaboration de Y. CHEVALIER **, H. GIMENEZ **

et J. QUILLARD ***

* UMR 5651 "ESPACE" du CNRS, Département de Géographie, Université de Nice - Sophia-Antipolis, 98 Boulevard Edouard Herriot, BP 3209, 06204 Nice Cedex 3.

** Laboratoire de Pétrologie-Minéralogie, Université de Nice - Sophia-Antipolis, Parc Valrose, 06108 Nice Cedex 2.

*** Centre de Géomorphologie - UPRES-A 6143, 24 Rue des Tilleuls, 14000 Caen.

1. Introduction

La composition chimique des eaux de ruissellement superficiel a été étudiée sur la parcelle expérimentale (75 m², 12 m de long, pente de 11°) implantée immédiatement après le feu dans un secteur (voir Fig. 3) qui portait, avant l'incendie, un maquis à bruyères arborescentes et arbousiers complanté de chênes lièges et de pins maritimes. Le sol de la parcelle est représentatif de la plupart des sols du bassin versant et du massif des Maures : il s'agit d'un ranker peu épais (25 cm environ), caillouteux, et à texture sableuse. Dans la partie supérieure des profils, l'horizon A₁₁ (0,5 à 3 cm d'épaisseur) possède une teneur en matière organique élevée et une structure grumeleuse à submotteuse. L'horizon A₁₂ sous-jacent, moins humifère, offre une structure particulaire à submotteuse. L'horizon A₁₂ repose sur des gneiss altérés, localement réduits à l'état d'arène, affectés d'un fort pendage vers le NO. La parcelle, exposée au nord, recoupe en biais les structures planaires des roches.

Pour l'étude des eaux de drainage des sols, trois caissons lysimétriques ont été implantés en septembre 1991, deux en terrain incendié (C1 et C2), à proximité de la parcelle expérimentale, et le troisième (C3) sous un bosquet de chênes verts non brûlés

(voir Fig. 3). Ces appareils, longs de 80 cm pour 10 de large, sont enfouis à une quinzaine de centimètres de profondeur. Ils sont constitués d'un demi-cylindre en PVC percé de trous permettant le passage de l'eau vers un tube d'évacuation relié, par un tuyau, à un bidon de stockage. Une grille très fine en plastique tapisse leur fond. Le remaniement du sol lors de la mise en place, est effectué en procédant par tranches successives.

Après chaque épisode pluvieux, nous avons mesuré les quantités d'eau écoulées dans les cuves réceptrices de la parcelle expérimentale et dans les bidons collecteurs des caissons lysimétriques, et prélevé des échantillons pour les analyses (voir Chapitre VI).

L'évolution des caractères agronomiques des sols a été essentiellement suivie sur la parcelle de mesure de l'érosion et dans ses alentours. Mais des observations ont également été conduites sur l'ensemble de la partie supérieure du bassin versant du Rimbaud (le long de la piste DFCI qui passe sous la parcelle et le long de celle qui joint le pluviographe *Cemagref* du Rimbaud à la route de la crête de La Verne).

2. Les eaux de ruissellement superficiel

La reprise végétale fut extrêmement lente sur la parcelle. Pratiquement nulle un an après l'incendie, elle restait encore très modeste à la fin de la deuxième année. Elle s'est ensuite accélérée, la croissance de nombreux pins assurant l'essentiel de la régénération (voir Chapitre VIII).

Par ailleurs, pendant toute la période d'observation après le feu, l'abondance des précipitations n'a jamais été suffisante pour amener les roches altérées et les sols à un degré de saturation tel que les eaux infiltrées, bloquées derrière les obstacles constitués par les chicots de gneiss, reviennent en surface (Martin C., 1975, 1989).

2.1 Les données annuelles

Les teneurs annuelles moyennes dans les eaux recueillies à l'exutoire de la parcelle sont portées dans le tableau 26, où elles sont comparées à la composition chimique des eaux de pluie.

Une comparaison est en outre possible avec les résultats obtenus de 1976 à 1979 (Martin C., 1986, 1989), sur une parcelle défrichée manuellement, implantée à proximité immédiate de site d'observation actuel (Tab. 27).

De l'ensemble des données disponibles, il ressort que l'influence de l'incendie sur la composition chimique des eaux de ruissellement, s'exprime surtout au cours de la première année. Elle se manifeste par l'augmentation de certaines teneurs, en relation avec l'entraînement des éléments rendus rapidement mobilisables par la combustion des

	1990-91		1991-92		1992-93		1993-94	
P (mm)	824		766		921		1011	
R (mm)	74		145		223		91	
SiO ₂	2,6	(0,2)	0,9	(0,2)	0,6	(0,2)	0,21	(0,06)
Ca ²⁺	8,5	(2,1)	2,8	(1,9)	2,5	(1,1)	2,3	(1,1)
Mg ²⁺	0,8	(0,4)	0,5	(0,4)	0,6	(0,3)	0,5	(0,3)
K ⁺	2,9	(0,2)	1,2	(0,2)	1,3	(0,2)	2,0	(0,2)
Na ⁺	1,9	(1,9)	1,8	(2,0)	2,0	(1,8)	1,7	(2,0)
NH ₄ ⁺	0,5	(0,6)	0,4	(0,1)	0,5	(0,2)	0,09	<0,05
HCO ₃ ⁻	22,7	(2,0)	4,8	(1,8)	dns	(0,2)	dns	(0,1)
Cl ⁻	2,5	(3,1)	3,1	(3,2)	3,2	(2,8)	3,4	(3,1)
NO ₃ ⁻ *	1,9	(4,0)	3,9	(3,9)	3,1	(3,3)	1,3	(3,1)
SO ₄ ²⁻	8,0	(2,9)	4,9	(3,6)	8,2	(4,1)	6,5	(3,5)
PO ₄ ³⁻	0,2	(0,06)	0,15	(0,06)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

Entre parenthèses : eaux de pluie (pluviographe *Cemagref* du Rimbaud). P : précipitations. R : ruissellement. * : avec NO₂⁻. dns : dosages non systématiques.

Tableau 26 : Composition chimique annuelle moyenne (mg/l) des eaux ruisselées sur la parcelle expérimentale incendiée.

	1976-77		1977-78		1978-79	
P (mm)	1683		1285		841	
R (mm)	362		166		20	
SiO ₂	1,0	(0,0)	0,9	(0,0)	0,6	(0,0)
Ca ²⁺	2,0	(1,5)	2,1	(1,1)	2,9	(1,3)
Mg ²⁺	0,6	(0,2)	0,6	(0,2)	0,6	(0,4)
K ⁺	0,7	(0,1)	0,6	(0,1)	1,0	(0,3)
Na ⁺ □	1,5	(1,1)	1,6	(1,2)	0,9	(2,0)
HCO ₃ ⁻	<6,0		<5,7			
Cl ⁻ □	2,9	(2,4)	3,2	(3,0)	2,8	(4,4)
NO ₃ ⁻ *	2,7		3,1		3,1	
SO ₄ ²⁻	4,5		3,1		3,7	
PO ₄ ³⁻	0,03		0,05		0,05	

Entre parenthèses : eaux de pluie (station expérimentale). P : précipitations. R : ruissellement. □ : avec un collecteur horizontal en 1976-77 et 1977-78, et incliné vers le sud-est (face aux vents pluvieux d'origine marine) en 1978-79. * : avec NO₂⁻.

Tableau 27 : Composition chimique annuelle moyenne (mg/l) des eaux ruisselées sur la parcelle défrichée manuellement entre septembre 1976 et août 1979.

végétaux (Adams P.W. et Boyle G.R., 1980 ; Ellis R.C. et Graley A.M., 1983 ; Giovannini G., 1994). Les effets du feu sont surtout sensibles sur la silice, le calcium, le potassium et les ions bicarbonates. Ils se traduisent moins nettement dans le cas du magnésium et des ions orthophosphates. Le sodium et les ions chlorures, éléments peu abondants dans les végétaux, ne sont pas touchés par cette évolution. La permanence du comportement des ions nitrates est en relation avec la sensibilité de l'azote à la volatilisation pendant le feu (White E.M. *et al.*, 1973 ; Wright H.A. et Bayley A.W., 1982 ; Raison R.J. *et al.*, 1985). Le soufre est également réputé subir de fortes pertes par volatilisation (Tiedeman A.R. et Anderson T.D., 1980). Les résultats dont nous disposons sur les ions sulfates laissent cependant supposer une augmentation des teneurs liée à l'incendie.

2.2 Les données des épisodes pluvieux

Le tableau 28 indique les teneurs extrêmes relevées chaque année entre septembre 1989 et août 1993. Ce tableau fait ressortir, d'une part, l'extrême variabilité de la composition chimique des eaux au cours de chaque année et, d'autre part, la décroissance très nette des valeurs maximales du pH, de la conductivité et des teneurs en silice, calcium, potassium, ions bicarbonates et ions sulfates entre 1990-91 et les années suivantes.

	1990-91 n = 13		1991-92 n = 13		1992-93 n = 9	
	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
pH	6,3	7,2	4,8	6,3	5,8	6,2
Cond.	29	188	21	69	14	65
SiO ₂	0,8	6,4	0,1	1,9	0,8	0,0
Ca ²⁺	2,6	27,3	1,4	5,0	0,7	3,8
Mg ²⁺	0,1	2,9	0,2	1,0	1,0	0,2
K ⁺	1,1	6,6	0,5	2,8	0,4	2,6
Na ⁺	1,3	4,8	0,9	4,3	0,6	4,6
NH ₄ ⁺	0,04	0,8	0,0	3,1	0,01	1,5
HCO ₃ ⁻	4,8	64,9	0,0	11,8	dns	dns
Cl ⁻	1,0	4,0	1,1	9,3	0,6	9,5
NO ₃ ⁻ *	0,2	8,6	1,0	9,6	0,5	10,2
SO ₄ ²⁻	2,1	28,2	1,5	9,0	2,3	10,7
PO ₄ ³⁻	0,1	0,3	0,0	0,3	<0,05	<0,05

n : nombre d'épisodes échantillonnés. Cond. : conductivité à 25 °C (µS/cm/cm²). * : avec NO₂⁻. dns : dosages non systématiques.

Tableau 28 : Teneurs annuelles maximales et minimales (mg/l) dans les eaux ruisselées sur la parcelle incendiée.

Pour la première année après le feu, les données des épisodes pluvieux sont détaillées dans le tableau 29. À ce niveau d'investigation, les résultats obtenus appellent les remarques suivantes :

1 / La différence de volume entre les précipitations et le ruissellement, comme le développement de celui-ci au moment des averses les plus violentes, obligent à des interprétations prudentes. En effet, la composition chimique de l'ensemble des eaux précipitées ne correspond pas forcément à celle des eaux de pluie ayant effectivement alimenté les écoulements. Cette observation est bien sûr également valable à l'échelle annuelle, mais peut-être avec moins d'acuité.

2 / Bien que la destruction du couvert végétal ait favorisé le dépôt de poussières d'origine locale dans les pluviographes, la silice est très faiblement représentée dans les eaux de pluie. Les teneurs en cet élément dans les eaux de ruissellement sont donc liées à l'entraînement du stock de silice facilement mobilisable présent dans la partie superficielle du sol. Les teneurs élevées mesurées en octobre 1990 (3,2 à 6,4 mg/l) indiquent que l'incendie a provoqué une libération de silice, soit du fait de la destruction du couvert végétal, soit du fait de l'évolution superficielle du sol sous l'effet de la chaleur. Les teneurs ont ensuite diminué jusqu'à atteindre des valeurs toujours inférieures à 1,0 mg/l à partir d'août 1992.

3 / Les écoulements d'octobre 1990 sont marqués par une forte minéralisation (conductivité : 97 à 188 $\mu\text{S}/\text{cm}/\text{cm}^2$) accompagnée de pH relativement élevés (7,09 à 7,22).

4 / Les eaux ruisselées en octobre 1990 contiennent beaucoup de calcium (12,6 à 27,3 mg/l), alors que les pluies sont pauvres en cet élément. Dès novembre les teneurs tombent à 4,0 mg/l environ. Les valeurs maximales sont alors liées à des apports de poussières sahariennes : 5,6 mg/l le 18 mars 1990. Dès la fin de l'année 1990-91, les teneurs en calcium rejoignent les valeurs enregistrées sur la période 1976-1979. Les ions bicarbonates suivent la même évolution (coefficient de corrélation linéaire entre les deux éléments en 1990-91 : + 0,972).

5 / Les teneurs en magnésium ne dépassent 1,0 mg/l qu'en octobre 1990 (1,2 à 2,9 mg/l). Elles avoisinent ensuite les valeurs observées sur parcelle défrichée manuellement au cours des années 1976-1979.

6 / Les teneurs en potassium, supérieures à 4,0 mg/l lors des premières pluies après l'incendie, tombent fréquemment en dessous de 1,5 mg/l à partir de décembre 1990. Elles avoisinent dès lors des valeurs mesurées sur la période 1976-1979. Le fait qu'elles leur restent cependant légèrement supérieures s'explique, dans un premier temps, par une pluviosité plus faible, puis, à partir de 1992-93, par la récréation de cet élément par la végétation qui a commencé à se reconstituer.

7 / Après les fortes teneurs relevées pour les ions sulfates les 3 et 6 octobre 1990 (28,2 et 17,7 mg/l), les valeurs ont rapidement chuté (2,0 mg/l le 25 novembre). Une comparaison avec les données recueillies dans les années 70 est délicate, dans la

Date	3/10/90		6/10/90		18/10/90		25/11/90		29/11/90		9/12/90		18/3/91		29/3/91		17/9/91		30/9/91	
P mm	26,2		34,8		102,1		63,2		49,8		75,6		78,9		56,5		31,4		86,3	
R mm	6,9		4,5		11,3		11,5		8,3		12,1		4,2		2,1		6,8		15,4	
pH	7,09 (5,00)		7,22 (5,25)		7,10 (5,97)		6,68 (5,13)		6,71 (4,92)		7,00 (5,02)		6,35 (7,74)		6,59 (6,46)		6,30 (4,42)		5,60 (4,61)	
Cond.	188 (15)		123 (7)		97 (22)		36 (16)		37 (20)		36 (14)		50 (40)		51 (29)		58 (28)		37 (32)	
SiO ₂	3,2	(0,06)	6,4	(0,05)	3,6	(0,15)	2,2	(0,05)	1,6	(0,06)	1,8	(0,07)	2,4	(0,30)	1,8	(0,20)	1,9	(0,19)	1,2	(0,00)
Ca ²⁺	27,3	(0,74)	15,8	(0,50)	12,6	(1,9)	4,1	(0,60)	3,8	(0,30)	4,1	(0,24)	5,6	(6,9)	4,9	(2,5)	4,8	(1,0)	2,6	(0,64)
Mg ²⁺	2,9	(0,13)	1,7	(0,06)	1,2	(0,22)	0,12	(0,19)	0,24	(0,22)	0,32	(0,13)	0,66	(0,24)	0,70	(0,23)	0,57	(0,23)	0,41	(0,31)
K ⁺	5,4	(0,06)	6,6	(0,00)	4,9	(0,09)	1,6	(0,09)	1,5	(0,07)	1,1	(0,07)	1,8	(0,25)	1,2	(0,15)	2,3	(0,14)	1,1	(0,09)
Na ⁺	2,0	(0,61)	1,8	(0,15)	2,2	(1,1)	1,4	(1,5)	1,6	(1,4)	1,4	(1,0)	1,7	(1,1)	1,4	(1,6)	1,5	(0,35)	2,0	(2,0)
NH ₄ ⁺	0,75	(0,10)	0,43	(0,01)	0,66	(0,11)	0,04	(0,19)	0,04	(0,12)	0,45	(0,10)	0,32	(0,40)	0,20	(0,55)	3,1	(0,20)	0,14	(0,25)
HCO ₃ ⁻	64,9	(0,00)	46,6	(0,00)	38,5	(1,2)	10,7	(0,00)	0,1	(0,00)	0,3	(0,00)	11,1	(16,9)	9,9	(3,5)	11,8	(0,00)	2,0	(0,00)
Cl ⁻	3,3	(1,2)	1,8	(0,42)	3,1	(2,1)	2,0	(2,2)	2,5	(2,6)	1,8	(1,9)	1,5	(0,77)	3,7	(2,8)	2,4	(1,2)	3,5	(3,8)
NO ₃ ⁻ *	0,54	(1,3)	0,22	(0,50)	0,95	(2,1)	1,5	(0,95)	1,7	(0,65)	0,39	(0,71)	6,1	(2,4)	4,2	(3,3)	9,6	(3,7)	5,0	(1,9)
SO ₄ ²⁻	28,2	(2,3)	15,7	(2,1)	8,5	(0,1)	2,1	(1,5)	3,0	(1,2)	4,9	(0,90)	4,8	(1,6)	4,9	(1,6)	9,0	(2,7)	3,6	(2,2)
PO ₄ ³⁻	0,21	(0,08)	0,24	(0,06)	0,30	(0,07)	0,19	(0,04)	0,15	(0,03)	0,19	(0,02)	0,26	(0,06)	0,20	(0,06)	0,28	(0,22)	0,32	(0,09)

Entre parenthèses : eaux de pluie (pluviographe *Cemagref* de Lambert). Date : jour du prélèvement. P : précipitations. R : ruissellement.
Cond. : conductivité (25 °C), en $\mu\text{S/cm/cm}^2$. * : avec NO₂⁻.

Tableau 29 : Composition chimique (mg/l) des eaux ruisselées sur la parcelle expérimentale incendiée lors d'épisodes pluvieux entre septembre 1990 et septembre 1991.

mesure où les dosages turbidimétriques donnaient certainement à l'époque des résultats par défaut (présence dans les eaux de complexes sulfatés résistant à l'adjonction du chlorure de baryum). Depuis novembre 1990, les dosages sont effectués après ajout d'étalon (H_2SO_4) aux échantillons. La pertinence de la méthode a été vérifiée par des mesures comparatives par chromatographie ionique.

8 / Pour le sodium et les ions chlorures, il n'est pas interdit que penser que les premiers écoulements après le feu ont évacué de faibles quantités de ces éléments libérées par la combustion des végétaux (Sanchez J.R. *et al.*, 1994). En effet, les rapports entre les teneurs dans les eaux écoulées et dans les eaux de pluie apparaissent relativement élevés les 6 et 18 octobre, alors que la surface du sol a déjà été lavée par la pluie du 3 octobre. Toutefois les résultats obtenus le 18 mars, où les rapports sont de nouveau élevés, incitent à beaucoup de prudence. Du fait de la modestie des coefficients de ruissellement, la variabilité de la composition chimique de la pluie au cours des épisodes peut avoir une influence considérable.

9 / Les eaux ruisselées lors des premières pluies après le feu sont pauvres en ions nitrates, moins chargées en tout cas que les eaux de pluie. Il faut attendre le 18 mars pour trouver des teneurs élevées (6,1 mg/l). Il convient cependant de souligner que les eaux de pluie ont montré, à partir de la fin décembre 1990, une grande richesse en cet élément. Les teneurs en ammonium varient beaucoup. Les valeurs maximales se placent généralement en été ou au début de l'automne (3,1 mg/l le 17 septembre 1991 ; 2,3 mg/l le 10 août 1992). Les teneurs relevées après le feu sont cependant restées modestes (0,75 mg/l le 3 octobre 1990). Pour ces deux éléments, la combustion des végétaux n'a pas fourni des conditions favorables à des teneurs élevées. Les effets du feu sur le sol (volatilisation de l'azote, modification de la microflore) ont au contraire entraîné une relative pauvreté des eaux. Ajoutons que les ions nitrites n'ont jamais été présents en quantités importantes (teneurs inférieures à 0,28 mg/l, et le plus souvent à 0,10 mg/l).

10 / Enfin, si les teneurs en ions orthophosphates sont toujours restées modestes, elles n'en ont pas moins dépassé les valeurs habituelles en 1990-91 et à l'automne 1991. Elles sont ensuite tombées en dessous de 0,05 mg/l.

3. Caractères agronomiques des sols

Dans l'horizon superficiel A_{11} , le passage du feu a provoqué un appauvrissement en matière organique : le taux moyen de carbone organique avoisine 14 % dans les secteurs non brûlés et 6 % seulement en zone incendiée (Tab. 30). L'azote total a également subi des pertes sensibles. Ces évolutions témoignent d'un feu intense (Plata Astray G. et Guitian Ojea F., 1966 ; Sanroque P. *et al.*, 1985). Le rapport C/N a subi une diminution, particulièrement nette dans l'horizon A_{11} . La destruction d'une partie de l'humus s'est accompagnée d'une décroissance de la capacité d'échange cationique (Edwards D.C., 1942 ; Tarrant R.F., 1956). Certes, celle-ci se révèle sursaturée en

septembre 1991, mais sa diminution n'en a pas moins entraîné un appauvrissement en calcium, magnésium et potassium échangeables. Enfin, le pH s'élève de manière sensible, la valeur moyenne passant de 5,2 à 6,9.

Horizons	Secteurs non brûlés		Secteurs brûlés	
	A ₁₁ (n = 3)	A ₁₂ (n = 3)	A ₁₁ (n = 3)	A ₁₂ (n = 5)
pH	5,16	4,81	6,92	5,44
C %	14,46	3,79	6,28	3,20
N %	0,55	0,14	0,32	0,12
Cpl. Ad. (méq/100g)				
Ca ²⁺	23,85	4,06	16,13	5,15
Mg ²⁺	3,56	0,73	1,87	1,14
K ⁺	1,15	0,36	0,79	0,46
Na ⁺	0,22	0,12	0,18	0,13
S	32,08	5,27	18,97	6,89
CEC	42,04	15,84	18,25	13,13

n : nombre de secteurs étudiés (plusieurs échantillons par secteur). C : carbone organique (Anne). N : azote total (méthode Kjeldhal). Cpl. Ad. : complexe adsorbant. S : somme des cations basiques échangeables. CEC : capacité d'échange cationique (méthode Metson). Analyses sur la terre fine (< 2 mm) séchée à l'air – Centre de Géomorphologie du CNRS, Caen.

Tableau 30 : Analyses des sols du bassin versant du Rimbaud (septembre 1991 – sans les données des tableaux 31 et 32).

L'horizon A₁₂ a réagi de manière différente (entre 5 et 15 cm de profondeur). Les conséquences de l'incendie se manifestent essentiellement par un enrichissement en calcium et en magnésium échangeables au cours des deux premières années après le feu (Tab. 30, 31 et 32, Fig. 42). La redistribution des éléments entraînés depuis la surface se produit dès ce niveau. Elle n'est pas masquée, en raison de l'interruption des prélèvements par la végétation. Le pH a légèrement augmenté. Les taux de carbone organique et d'azote total sont restés stables. Enfin, les données disponibles fournissent des indications contradictoires sur l'évolution du potassium échangeable : augmentation selon les tableaux 30 et 32 (mais, dans le premier cas, les échantillons n'ont pas été prélevés dans les mêmes secteurs et, dans le second, les analyses ont été effectuées par des laboratoires différents et à des dates éloignées) ; stabilité ou légère diminution selon le tableau 31.

	Parcelle expérimentale *				Alentours **	
	Sep. 1990	Sep. 1991	Sep. 1992	Sep. 1993	Sep. 1991	Sep. 1993
pH	5,13	5,47	5,34	5,54	5,68	5,34
C %	2,98	2,61	2,97	2,68	3,01	2,97
N %	0,12	0,09	0,11	0,12	0,10	0,11
Cpl. Ad. (méq/100g)						
Ca ²⁺	3,07	3,78	4,18	3,24	4,60	4,18
Mg ²⁺	0,67	0,84	0,86	0,71	0,97	0,86
K ⁺	0,33	0,29	0,25	0,34	0,33	0,25
Na ⁺	0,11	0,07	0,08	0,08	0,07	0,08
S	4,18	4,98	5,37	4,37	5,97	5,37
CEC	12,60	10,96	11,62	11,34	11,08	11,62

* : mélange de 3 échantillons chaque année. ** : mélange de 6 échantillons chaque année.
 Sep. : septembre. C : carbone organique (Anne). N : azote total (méthode Kjeldahl). Cpl. Ads. : complexe adsorbant (méq/100g). S : somme des cations basiques échangeables. CEC : capacité d'échange cationique (méthode Metson).

Tableau 31 : Analyses de l'horizon A₁₂ des sols de la parcelle expérimentale incendiée et des sols alentours.

	Sep. 1980 □	Sep. 1991 □□
pH	5,7	5,60
C %	2,39	2,90
N %	0,12	0,11
Cpl. Ad. (méq/100 g)		
Ca ²⁺	4,4	4,56
Mg ²⁺	0,82	0,87
K ⁺	0,18	0,40
Na ⁺	0,04	0,08
S	5,45	5,91
CEC	11,3	10,60

□ : INRA (Arras). □□ : Centre de géomorphologie du CNRS (Caen) [mélange de 4 échantillons]. C : carbone organique (Anne). N : azote total (méthode Kjeldahl). Cpl. Ads. : complexe adsorbant (méq/100g). S : somme des cations basiques échangeables. CEC : capacité d'échange cationique (méthode Metson).

Tableau 32 : Analyses de l'horizon A₁₂ du sol de la parcelle défrichée manuellement (septembre 1976 - août 1980).

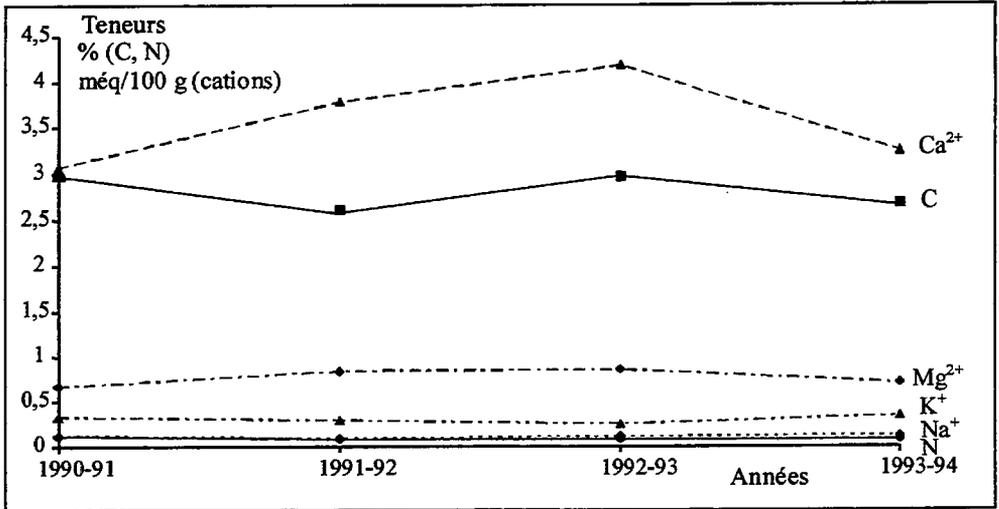


Figure 42 : Évolution des teneurs en carbone organique (C), en azote total (N) et en cations basiques échangeables de l'horizon A₁₂ de la parcelle expérimentale incendiée.

4. Les eaux de drainage des sols

Les caissons lysimétriques utilisés pour cette étude, n'ont pas donné entière satisfaction : débordement fréquent des bidons de stockage (5 ou 10 litres), écoulements souvent peu abondants dans le caisson 2 (colmatage de la grille ?), lien difficile à cerner entre la superficie du caisson et celle de la zone d'alimentation à la surface du sol, influence du ruissellement superficiel en terrain brûlé, méconnaissance des précipitations au sol sous couvert végétal.

4.1 L'année 1991-92

Relativement sèche, l'année 1991-92 fournit les résultats les plus facilement utilisables (Tab. 33), car les caissons n'ont que très rarement débordé.

Les données mettent en évidence des différences très nettes de composition chimique entre les eaux récupérées aux caissons 1 (en terrain brûlé) et 3 (sous des chênes verts). Toutefois les teneurs sont fortement influencées par l'abondance du drainage. L'efficacité du couvert végétal comme piège à aérosols et à poussières sèches est illustrée par les informations sur le sodium et les ions chlorures. La récrétion de potassium par le couvert végétal permet des exportations élevées de cet élément au niveau du caisson 3. Les effets de l'incendie se marquent par un léger accroissement des exportations de calcium et de magnésium, et par une augmentation beaucoup plus nette de celles de silice et d'ions nitrates.

	Caisson 1		Caisson 3	
D (mm)	271		431	
pH	5,80 - 6, 62		68 - 407	
Cond.	72 - 453		68 - 407	
	Exportations	Teneurs	Exportations	Teneurs
SiO ₂	2,5	9,1	0,51	1,2
Ca ²⁺	6,3	23,2	5,4	12,5
Mg ²⁺	1,8	6,6	1,4	3,2
K ⁺	1,3	4,7	2,6	6,0
Na ⁺	2,7	9,9	3,4	7,8
NH ₄ ⁺	0,22	0,80	0,32	0,76
HCO ₃ ⁻	1,3	4,8	0,98	2,3
Cl ⁻	4,9	18,1	7,0	16,3
NO ₃ ⁻ *	16,8	62,0	8,3	19,2
SO ₄ ²⁻	7,9	29,2	8,7	20,2
PO ₄ ³⁻	< 0,01	< 0,05	< 0,03	< 0,05

D : drainage. Cond. : conductivité à 25 °C (µS/cm/cm²). * : avec NO₂⁻.

Tableau 33 : Exportations en solution annuelles (t/km²) et composition chimique moyenne des eaux de drainage (mg/l) aux caissons 1 et 3 en 1991-92.

Pour la silice, les résultats obtenus rejoignent les observations effectuées sur la parcelle expérimentale. Elles s'accordent en outre avec l'une des conclusions d'un travail antérieur (Martin C., 1986) : après deux années d'exploitation d'une case en terrain défrichée, la minéralisation de la matière organique du sol s'est accompagnée d'une lixiviation plus efficace de la silice. Cet élément est en effet recyclé par les végétaux, qui le restituent sous la forme facilement mobilisable de phytolithes de bioopale.

Le comportement des ions nitrates au niveau des caissons lysimétriques diffère nettement de celui observé sur la parcelle expérimentale.

En septembre 1991, les teneurs en ions nitrates ont atteint des valeurs extrêmement élevées au caisson 1 (Fig. 43) : 112 mg/l dans les eaux prélevées le 17 septembre (D = 40 mm) et 167 mg/l dans celles prélevées le 30 (D = 60 mm). Elles ont ensuite considérablement diminué : 56,7 mg/l le 18 octobre (D = 35 mm) ; 7,0 mg/l le 23 novembre (D = 16 mm) ; 0,31 mg/l le 14 janvier (D = 9,5 mm) ; etc.. Les teneurs en ions sulfates ont suivi la même évolution, avec une valeur maximale le 17 septembre (54 mg/l). Les teneurs minimales en cet élément ont été mesurées de fin janvier à avril (8,5 mg/l le 3 mars, mais cette valeur a été obtenue sans ajout d'étalon). Elles ont

ensuite remonté, pour des écoulements il est vrai peu abondants : 30,2 mg/l le 9 juin (D = 11,5 mm ; $\text{NO}_3^- = 3,5 \text{ mg/l}$).

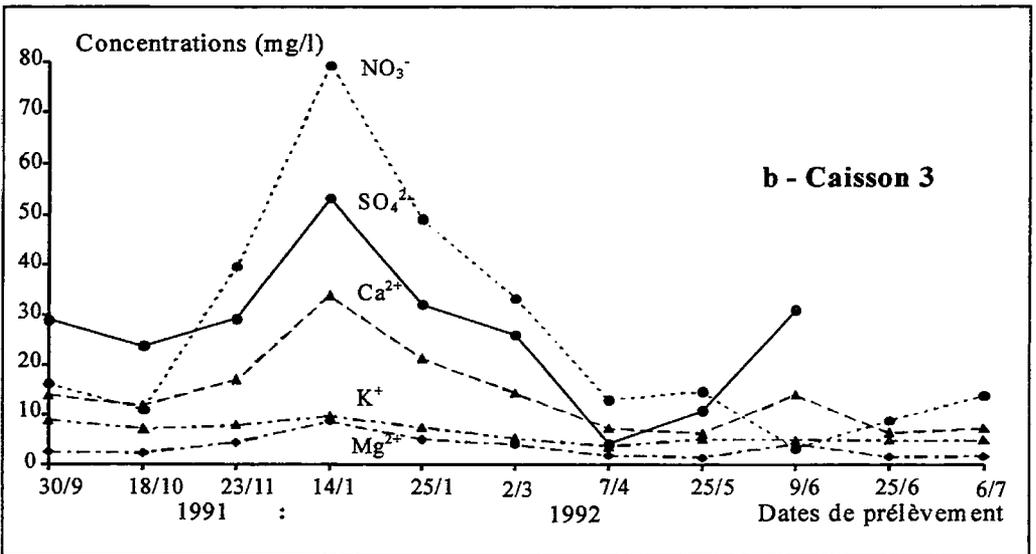
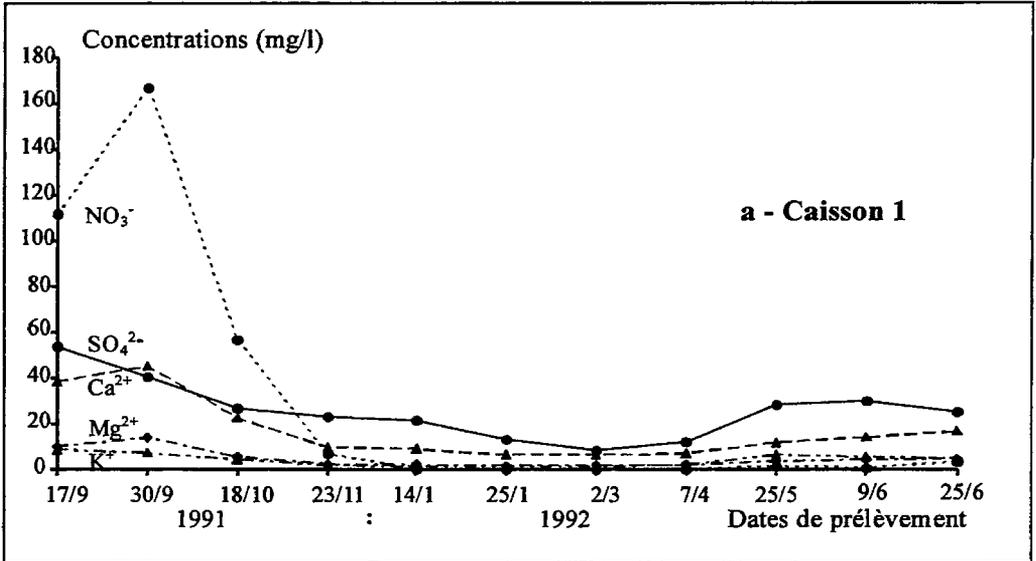


Figure 43 : Composition chimique des eaux des caissons lysimétriques 1 et 3 en 1991-92.

Au caisson 3, les teneurs maximales en ions nitrates et en ions sulfates ont été enregistrées beaucoup plus tardivement, le 14 janvier : $\text{NO}_3^- = 79,2 \text{ mg/l}$; $\text{SO}_4^{2-} = 53,2 \text{ mg/l}$ (D = 16 mm). Les teneurs en nitrates ont été élevées de novembre à mars (> 33 mg/l). Les valeurs minimales ont été observées dans les eaux prélevées le 18 octobre (11,1 mg/l), le 9 juin (3,3 mg/l) et le 25 juin (8,9 mg/l).

Les teneurs en calcium, magnésium et potassium sont fortement liées à la richesse des eaux en ions nitrates et sulfates (Fig. 43 et 44) : en accroissant la charge anionique, les phénomènes de nitrification et de sulfo-oxydation favorisent la lixiviation des cations basiques (Védy J.C. et Bruckert S., 1979). Mais tous les anions jouent bien sûr un rôle identique. Ainsi, en mai-juin 1991, de fortes teneurs en ions chlorures (25,5 ; 29,8 ; et 38,2 mg/l), qui n'étaient pas accompagnées de teneurs élevées en sodium (7,7 à 8,3 mg/l), ont provoqué une élévation de la charge des eaux en tous les autres cations basiques. Pour le calcium, les teneurs mesurées atteignent 12,0 à 16,9 mg/l, alors que les valeurs attendues d'après la régression entre cet élément et les ions nitrates et sulfates avoisinent seulement 11,0 mg/l. Le coefficient de corrélation linéaire entre les ions chlorures et le sodium est de + 0,60 sur l'ensemble de l'année, contre + 0,96 sur la période septembre 1990 - avril 1991. Un tel dysfonctionnement du couple sodium - ions chlorures (éléments essentiellement fournis au niveau des sols par les apports atmosphériques d'origine marine) ne s'est jamais manifesté aussi durablement aux caissons 2 et 3.

Pour expliquer les fortes teneurs initiales en ions nitrates et sulfates, on pourrait invoquer l'activation de la microflore provoquée par le remaniement des sols. La présence d'un couvert végétal jouerait, dans cette hypothèse, un rôle retardant et modérateur. Cependant des teneurs élevées en ions nitrates ont déjà été mesurées (Martin C., 1986), dans le même secteur, dans les eaux de cases et de caissons lysimétriques en place depuis deux ou trois ans (49 mg/l le 11 décembre 1978). La différence entre les caissons 1 et 3 résulte vraisemblablement de la stimulation des microorganismes du sol à la suite de sa mise à nu par l'incendie et de son enrichissement en cations basiques (Woodmansee R.G. et Wallach L.S., 1981 ; Gillon D., 1990).

4.2 Les évolutions ultérieures

En 1992-93 et 1993-94, les caissons lysimétriques ont subi un drainage extrêmement abondant. Ainsi, en 1992-93, le drainage du caisson 1 a dépassé 730 mm pour des précipitations annuelles de 918 mm (le caisson de 10 litres a débordé à 3 reprises). En 1993-94, le drainage a dépassé 790 mm pour des précipitations de l'ordre de 950 mm (le caisson a également débordé à 3 reprises). L'hypothèse d'une intervention de l'écoulement hypodermique ne peut pas être écartée.

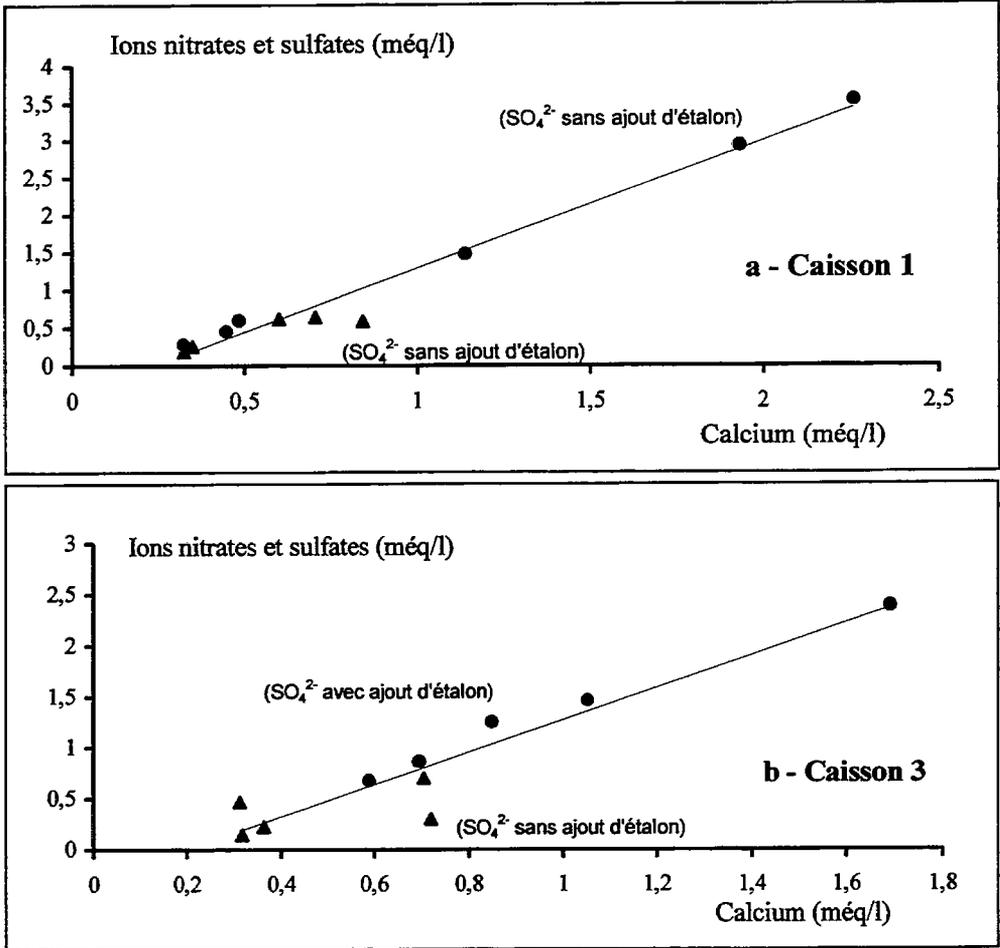


Figure 44 : Relation entre les teneurs en calcium et l'abondance des ions nitrates et sulfates dans les eaux des caissons lysimétriques 1 et 3 en 1991-92.

De septembre 1992 à août 1994, la lixiviation de la silice est restée beaucoup plus efficace dans les secteurs brûlés (caissons 1 et 2) que sous couvert végétal (caisson 3) (Tab. 34).

En terrain incendié, les teneurs en ions nitrates sont restées inférieures à 6 mg/l en 1992-93 et à 0,4 mg/l en 1993-94. En dépit de l'abondance du drainage, les exportations ont donc beaucoup diminué (moins de 2 t/km² en 1992-93 et de 0,05 t/km² en 1993-94 pour le caisson 1, contre 16,8 t/km² en 1991-92). L'appauvrissement en ions sulfates s'est révélé beaucoup moins net (teneurs comprises entre 8,4 et 15,8 mg/l dans les eaux du caisson 1 en 1992-93 et entre 4,8 et 14,1 mg/l en 1993-94), si bien que les exportations sont demeurées à un niveau à peu près constant (7,9 t/km² en 1991-92,

plus de 9,0 t/km² en 1992-93 et plus de 7,0 t/km² en 1993-94). En liaison avec ces évolutions, les exportations de calcium, et dans une moindre mesure de magnésium et de potassium, ont fléchi à partir de 1992-93 (Tab. 35).

Sous couvert végétal, les teneurs en ions nitrates et en ions sulfates ont subi une décroissance moins forte qu'en terrain brûlé (Tab. 34). Les valeurs maximales mesurées dans les eaux du caisson 3 atteignent respectivement 19,6 et 34,7 mg/l en 1992-93 ; 16,6 et 20,8 mg/l en 1993-94. Un élément d'explication est fourni par la destruction de la litière dans les secteurs incendiés, les apports d'azote et de soufre étant ici limités aux entrées atmosphériques. Toutefois l'activité de la microflore des sols joue également un rôle, au moins pour les ions nitrates. En effet, les entrées de cet élément dans les pluviographes se révèlent nettement supérieures aux exportations mesurées aux caissons 1 et 2 (Tab. 26, 34 et 35).

	Caisson 1			Caisson 2			Caisson 3		
	1991-92 n = 11	1992-93 n = 7	1993-94 n = 11	1991-92 n = 7	1992-93 n = 7	1993-94 n = 9	1991-92 n = 11	1992-93 n = 8	1993-94 n = 10
D (mm)	271	> 730	> 790	pb	> 360	> 355	431	> 730	> 700
pH	6,19	6,22	6,26	5,55	5,92	5,75	5,60	5,65	5,62
Cond.	166	52	47	180	78	88	143	83	97
SiO ₂	8,9	3,6	3,2	7,4	6,1	2,9	1,3	1,3	0,5
Ca ²⁺	12,0	3,5	3,4	12,7	4,7	4,9	13,9	5,9	7,2
Mg ²⁺	3,6	1,0	1,0	3,5	1,3	1,6	2,5	1,4	1,7
K ⁺	4,4	1,2	1,1	5,9	3,7	2,9	5,3	2,8	3,3
Na ⁺	7,7	3,7	2,8	9,8	5,4	5,3	7,7	6,2	4,7
NH ₄ ⁺	0,35	0,02	0,01	0,06	0,02	0,01	0,38	0,03	dns
HCO ₃ ⁻	4,7	3,9	4,8	1,7	3,0	1,2	1,2	2,4	3,3
Cl ⁻	13,8	6,0	6,9	19,1	9,6	12,6	18,1	8,4	11,0
NO ₃ ⁻ *	1,6	1,4	0,03	13,6	1,5	0,00	14,7	4,2	6,2
SO ₄ ²⁻	25,4	2,9	6,6	27,2	15,8	12,6	29,2	12,7	11,2
PO ₄ ³⁻	< 0,05	< 0,05	0,00	< 0,05	0,00	0,00	< 0,05	0,23	dns

Teneurs en mg/l. n : nombre d'échantillons. pb : pas d'écoulement jusqu'en février 1992 (remise en place de l'appareil). Cond. : conductivité à 25 °C (µS/cm/ cm²). * : avec NO₂⁻. dns : dosages non systématiques.

Tableau 34 : Valeurs annuelles médianes des paramètres chimiques dans les eaux récupérées aux caissons lysimétriques (1991-92 - 1993-94).

	1991-92		1992-93		1993-94	
P (mm)	766		921		1011	
D (mm)	271		> 730		> 790	
pH	5,80 - 6,62		5,90 - 6,50		6,0 - 6,54	
Cond.	72 - 453		47 - 94		29 - 70	
	Exportations	Teneurs	Exportations	Teneurs	Exportations	Teneurs
SiO ₂	2,5	9,1	2,7	3,7	2,5	3,2
Ca ²⁺	6,3	23,2	3,0	4,2	2,8	3,5
Mg ²⁺	1,8	6,6	0,86	1,2	0,80	1,0
K ⁺	1,3	4,7	1,1	1,5	1,1	1,3
Na ⁺	2,7	9,9	2,8	3,9	2,5	3,1
NH ₄ ⁺	0,22	0,80	0,01	0,02	0,01	0,01
HCO ₃ ⁻	1,3	4,8	2,7	3,7	4,0	5,1
Cl ⁻	4,9	18,1	4,3	5,9	2,8	3,5
NO ₃ ⁻ *	16,8	62,0	1,5	2,0	0,03	0,04
SO ₄ ²⁻	7,9	29,2	9,0	12,3	7,1	8,9
PO ₄ ³⁻	0,01	< 0,05	< 0,01	< 0,01	0,00	0,00

P : précipitations. D : drainage. Cond. : conductivité à 25 °C (μS/cm/ cm²). * : avec NO₂⁻.

Tableau 35 : Exportations en solution (t/km²) et composition chimique annuelle moyenne des eaux de drainage (mg/l) au caisson 1 (1991-92 - 1993-94).

5. Conclusion

L'influence de l'incendie sur la composition chimique des eaux de ruissellement superficiel de la parcelle expérimentale, s'est concentrée au cours des tout premiers mois. Elle s'est traduite par des teneurs élevées en relation avec la libération d'éléments par la combustion des végétaux. Les enrichissements les plus nets concernent la silice, le calcium, le potassium et les ions bicarbonates. Les effets de l'incendie sont plus modestes dans le cas du magnésium et des ions orthophosphates. Le comportement des ions nitrates n'a pas été modifié, l'azote ayant subi une forte volatilisation pendant le feu. Enfin, il est possible qu'en dépit de la sensibilité du soufre à la volatilisation, l'incendie ait influencé les teneurs en ions sulfates lors des toutes premières pluies après l'incendie.

Le passage du feu a provoqué dans la partie superficielle des sols (horizon A₁₁), sous l'effet de la destruction d'une partie de la matière organique, une diminution de la capacité d'échange cationique et un appauvrissement corrélatif en calcium, magnésium et potassium échangeables. Les taux de ces éléments augmentent au contraire dans l'horizon A₁₂ au cours des deux premières années après l'incendie.

Les caissons lysimétriques n'ont été implantés qu'en septembre 1991 et leur fonctionnement n'a pas été totalement satisfaisant. Ils mettent cependant en évidence une très forte lixiviation des ions nitrates et sulfates immédiatement après la mise en place des appareils. Les teneurs en ces éléments diminuent par la suite. Si les teneurs en sulfates restent assez fortes, celles en nitrates s'effondrent totalement. Ces évolutions s'accompagnent d'un fléchissement des exportations de calcium, et dans une moindre mesure de magnésium et de potassium. En terrain non brûlé, les teneurs maximales en ions nitrates et sulfates n'ont été observées que vers le milieu de l'année 1991-92, et elles se sont ensuite maintenues à un niveau plus élevé.

Remerciements

Les analyses des sols prélevés après l'incendie ont été effectuées par J. Quillard (Centre de Géomorphologie, Caen) et les analyses d'eau par J. Quillard et H. Gimenez (Laboratoire de Pétrologie-Minéralogie, Nice).

Bibliographie

Adams P.W. et Boyle J.R., 1980, Effects of fire on soil nutrients in clearcut and whole-tree harvest sites in Central Michigan. *Soil Sc. Soc. Am. J.*, vol. 44, n° 4, p. 847-850.

Edwards D.C., 1942, Grass-burning. *Emp. J. Exp. Agric.*, vol. 10, p. 219-231.

Ellis R.C. et Graley A.M., 1983, Gains and losses in soil nutrients associated with burning eucalypt rainforest. *Plant and Soil*, vol. 74, p. 437-450.

Gillon D., 1990, Les effets des feux sur la richesse en éléments minéraux et sur l'activité biologique du sol. *Rev. For. Française*, n° spécial (*Espaces forestiers et incendies*), p. 295-302.

Giovannini G., 1994, The effect of fire on soil quality. . In : *Soil erosion as a consequence of forest fires* (Conférence ESSC, Barcelone-Valence, 1991), Sala M. et Rubio J.L. édit., Geofoma Ediciones, p. 15-29.

Martin C., 1975, L'érosion des sols sur roches métamorphiques en milieu méditerranéen provençal : les enseignements d'une station expérimentale. *Rev. Géomorph. Dyn.*, vol. XXIV, p. 49-63.

Martin C., 1986, *Contribution à l'étude de la dynamique des versants en roches métamorphiques ; l'exemple du massif des Maures*. Thèse de Doctorat d'État, Univ. Paris I, 935 p.

Martin C., 1989, Dégénération d'un sol défriché à la station de Lambert (massif des Maures, Var, France). *Rev. Géomorph. Dyn.*, vol. XXXVIII, n° 1, p. 17-29.

Plata Astray G. et Guitian Ojea F., 1966, Transformaciones experimentadas en el suelo por la acción del fuego. *An. Edafología y Agrobiología*, vol. 25, p. 57-68.

Raison R.J., Khanna P.K. et Woods P.V., 1985, Mechanisms of element transfer to the atmosphere during vegetation fire. *Can. J. For. Res.*, vol. 15, p. 132-140.

Sanchez J.R., Mangas V.J., Ortiz C. et Bellot J., 1994, Forest fire effect on soil chemical properties and runoff. . In : *Soil erosion as a consequence of forest fires* (Conference ESSC, Barcelone-Valence, 1991), Sala M. et Rubio J.L. édit., Geoforma Ediciones, p. 53-65.

Sanroque P., Rubio J.L. et Mansanet J., 1985, Efecto de los incendios forestales en las propiedades del suelo, en la composición florística y en la erosión hídrica de zonas forestales de Valencia (España). *Rev. Ecol. Biol. Sol.*, vol. 22, p. 131-147.

Tarrant R.F., 1942, Effects of slash burning on some soils of the Douglas-fir region. *Soc. Amer. Proc.*, vol. 20, p. 408-411.

Tiedeman A.R. et Anderson T.D., 1980, Combustion losses of sulfur from native plant materials and forest litter. *Proceedings of the 6th Conference on Fire and Forest Meteorology*, Soc. Amer. For., p. 220-227.

Védy J.C. et Bruckert S., 1979, Les solutions du sol. Composition et signification pédogénétique. In : *Pédologie, 2 : Constituants et propriétés du sol*, Édit. Masson, chap. VIII, p. 161-186.

White E.M., Thompson W.W. et Gartner F.R., 1973, Heat effects on nutrient release from soils under ponderosa pine. *J. Range Manage.*, vol. 26, p. 22-24.

Woodmandsee R.G. et Wallach L.S., 1981, Effects of fire regimes on biogeochemical cycles. *Ecological Bulletins*, vol. 33, p. 649-669.

Wright H.A. et Bayley A.W., 1982, *Fire ecology*. Édit. John Wiley, Chichester, chap. III, p. 24-41.

Chapitre VIII :

L'érosion mécanique des sols

C. MARTIN *

avec la collaboration de Ph. ALLÉE **

* UMR 5651 "ESPACE" du CNRS, Département de Géographie, Université de Nice - Sophia-Antipolis, 98 Boulevard Edouard Herriot, BP 3209, 06204 Nice Cedex 3.

** UMR 6042 (Clermont-Ferrand) et Université de Limoges, Département de Géographie, 39 Rue Camille Guérin, 87036 Limoges Cedex.

1. Introduction

Les recherches sur l'érosion mécanique des sols après incendie de forêt ont été menées à deux échelles spatiales complémentaires : celle de la parcelle expérimentale et celle du bassin versant. Les mesures conduites sur le bassin versant du Rimbaud ont été complétées par des observations sur d'autres bassins versants incendiés du massif des Maures.

2. Les mesures de l'érosion mécanique sur parcelle expérimentale

2.1 Caractéristiques de la parcelle

La parcelle de mesure de l'érosion des sols mise en place sur le bassin versant du Rimbaud, a la forme d'un parallélogramme. Elle est délimitée par une double rangée de tôles enfoncées d'une quinzaine de centimètres, dont la disposition empêche le passage des eaux. Le champ expérimental est exposé au nord. Il recoupe en biais la direction des structures planaires des gneiss, qui sont affectés d'un fort pendage vers le NO. La parcelle présente une superficie de 75,2 m² pour une longueur de 12 m. La pente avoisine 19 % (= $100 \times \tan \alpha$; avec $\alpha = 11^\circ$). La parcelle est reliée par une gouttière à une batterie de deux cuves réceptrices, d'une contenance de 1200 et 1000 litres, dont la première sert de partiteur au 1/9. Le dispositif est complété par un pluviographe.

Après chaque épisode pluvieux, nous avons mesuré le volume d'eau ruisselé dans les cuves, récupéré les sédiments déposés au fond, et prélevé des échantillons d'eau pour connaître la composition chimique des eaux et leur teneur en suspensions (voir *infra* pour la méthode de dosage des suspensions). Sur l'ensemble de la période étudiée, les particules en suspension au moment des prélèvements représentent moins de 2 % des transports solides totaux. Un mélange de tous les prélèvements effectués a fait l'objet d'une analyse granulométrique. En revanche, leurs caractères chimiques ont été assimilés à ceux des dépôts dans la cuve aval.

Le couvert végétal (bruyères arborescentes, arbousiers, jeunes pins maritimes) a subi un feu intense qui n'a rien laissé subsister. La revégétalisation de la parcelle, essentiellement à base de pins, s'est révélée beaucoup plus lente que sur l'ensemble du bassin versant (taux de recouvrement par la reprise d'un arbousier et la pousse de jeunes pins : < 2 % en août 91 ; < 5 % en août 1992 – sans développement herbeux). Elle n'a pris un réel développement qu'au début de la troisième année après le feu (taux de recouvrement par les arbustes : > 20 % en août 1993 ; > 50 % en août 1994 – avec en outre quelques plages de graminées dans la partie aval de la parcelle).

Le sol de la parcelle appartient à la classe des rankers. Son épaisseur moyenne est d'une vingtaine de centimètres. Le tableau 36 indique la composition granulométrique de l'horizon A₁₂ (4 échantillons ont été analysés entre 1990 et 1993, chacun mélangeant trois prélèvements effectués entre 5 et 15 cm de profondeur). La perméabilité du sol est très forte : K₁ de Hénin > 3 cm/h (Martin C., 1986). Différents indices – I_s de Hénin S. et Monnier G. (1956), K de Wischmeier W.H. et Smith D.D. (1960), K de Dumas J. (1965) – rendent compte de la faible érodibilité des sols (Martin C., 1986).

Cx	Gr	Tf	Analyses de la terre fine							
			SG	SM	SF	LG	LF	A	MO	Eau 105
15,6	30,4	54,0	22,5	20,6	29,1	5,5	11,3	11,1	5,0	1,8

Les données sont exprimées en % du poids du matériel séché à l'air. Cx : cailloux (> 2 cm). Gr : graviers (0,2 à 2 cm). Tf : terre fine (< 2 mm). SG : sables grossiers (0,5 - 2 mm). SM : sables moyens (0,2 - 0,5 mm). SF : sables fins (0,05 - 0,2 mm). LG : limons grossiers (20 - 50 µm). LF : limons fins (2 - 20 µm). Argile : < 2 µm. MO : matière organique (carbone Anne x 1,72). Eau 105 : eau à 105°C.

Tableau 36 : Caractères physiques des sols de la parcelle expérimentale incendiée.

2.2 Les pertes de terre

Les pertes solides mensuelles et annuelles sont portées dans le tableau 37. Les taux d'érosion annuels atteignent 883 t/km² en 1990-91, 1634 t/km² en 1991-92, 835 t/km²

en 1992-93. L'accroissement de l'érosion par la mise à nu du sol (Swanson F.J., 1981 ; Wells W.G., 1981 ; Inbar M. *et al.*, 1997, *etc.*) apparaît d'autant plus considérable que les exportations solides sont pratiquement nulles sous couvert végétal (Martin C., 1975). Par suite de l'accélération de la revégétalisation, les pertes sont tombées à 31 t/km² en 1993-94. Ce résultat est conforme aux observations de Dieckmann H. *et al.* (1992) en Sardaigne, qui indiquent qu'un taux de couverture de 30 % diminue de 90 % les exportations solides sur des pentes inférieures à 58 %.

1990-91	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Année
P (mm)	39	186	114	121	10	27	152	74	53	37	7	5	824
i.M (mm/h)	6	8	7	7	1,5	1,9	6	3,1	3,4	3,9	14	3,4	
i.Q3 (mm/h)	20	19	12	20	1,5	3,7	12	4,6	6	20	22	4,3	
i.6' (mm/h)	44	77	60	42	4,5	22	65	12	12	55	28	5	
R (mm)	0,1	27	20	12	0	0,2	6	1,0	3,4	3,9	0	0	74
E (kg)	0	41,8	5,3	7,7	0	0	8,3	0	0,4	2,9	0	0	66,4
1991-92	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Année
P (mm)	118	154	70	1,3	71	43	58	40	39	126	19	26	766
i.M (mm/h)	10	9	7	1,4	3,6	1,8	1,9	5,5	4,7	9	7,5	81	
i.Q3 (mm/h)	25	26	11	2,2	5	3,7	3,8	9	8	31	25	102	
i.6' (mm/h)	57	97	39	2,9	11	9	11	24	34	74	34	102	
R (mm)	22	41	9	0	0,04	0	2,6	7	6	39	7	12	145
E (kg)	22,3	63,4	3,6	0	0	0	0,3	1,2	2,3	19,7	1,1	9,0	122,9
1992-93	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mar.	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Année
P (mm)	104	>175	<135	47	4,5	51	59	242	72	15	0,8	17	921
i.M (mm/h)	70												
i.Q3 (mm/h)	85												
i.6' (mm/h)	144												
R (mm)	83	>46	<23	3,5	0	0,1	0,3	50	14	2,4	0	0,8	223
E (kg)	56,7	>4,7	<0,8	0	0	0	0	0,4	0,2	0	0	0	62,8
1993-94	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Année
P (mm)	128	237	63	47	174	149	21	42	69	64	2	15	1011
R (mm)	30	19	1,3	0,1	9	1,8	0,2	0	6	20	0	2,9	91
E (kg)	1,1						1,2						2,3

P : précipitations. i.M : médiane des intensités momentanées de la pluie. i.Q3 : troisième quartile des intensités momentanées de la pluie. i.6' : intensité maximale de la pluie en 6 minutes. R : ruissellement. E : érosion.

Tableau 37 : Pertes solides de la parcelle expérimentale incendiée.

Les exportations de matériaux sont concentrées sur quelques mois : octobre 1990, octobre 1991 et septembre 1992 fournissent 63,6 % des pertes totales de la parcelle

entre septembre 1990 et août 1994. Même au cours de chaque année, les valeurs mensuelles ne sont liées de façon étroite ni avec l'abondance des précipitations, ni avec celle du ruissellement.

2.3 Analyses des matériaux exportés

Les caractères physico-chimiques des sédiments récupérés dans les cuves ont fait l'objet d'analyses permettant d'établir les valeurs moyennes annuelles (Tab. 38 et 39). La terre fine est séparée à sec à l'aide d'une passoire à trous ronds de 2 mm. Les débris organiques > 2 mm sont extraits par lavage. La granulométrie des sables est effectuée à sec après destruction de la matière organique à l'eau oxygénée et séparation des éléments < 50 µm par voie humide. Les fractions fines sont déterminées par sédiographie. Des dosages témoins du carbone total par pyrolyse ont donné des résultats très voisins de ceux du carbone organique par la méthode Anne.

Sur la période 1990-1993, les matériaux minéraux représentent 87 % des transports solides. Le taux de matière organique est de 11 %. Le reste correspond à l'eau d'imbibition.

	1990-91		1991-92		1992-93		1990-93	
	1 (11)	2	1 (13)	2	1 (5)	2	1	2
MO > 2 mm	4,4	3,6	1,9	1,7	2,3	3,2	2,7	2,6
Min. > 2 mm	12,8	16,6	22,2	23,7	22,4	18,8	19,8	20,6
SG	15,1	17,5	15,2	17,3	12,5	12,8	14,5	16,2
SM	11,4	11,4	11,2	10,7	9,8	11,7	10,9	11,1
SF	16,6	14,7	14,9	16,0	19,0	19,5	16,4	16,5
LG	5,3	5,3	5,7	4,2	4,8	4,6	5,4	4,6
LF	14,8	13,2	12,3	11,0	11,5	11,7	12,8	11,8
A	10,3	7,6	8,7	7,3	9,5	9,7	9,3	8,0
MO < 2 mm *	9,0	10,2	7,8	8,0	8,4	8,1	8,3	8,6

Les données sont exprimées en % du poids du matériel séché à l'air. 1 : moyennes des analyses des sédiments récupérés dans les cuves et des éléments restés en suspension, avec pondération par les quantités de matériaux correspondantes (entre parenthèses : nombre de prélèvements dans la cuve amont). 2 : valeurs obtenues en partant d'un échantillon représentatif des dépôts annuels dans la cuve amont. MO : matière organique. Min. : matériaux minéraux. SG : sables grossiers (0,5 - 2 mm). SM : sables moyens (0,2 - 0,5 mm). SF : sables fins (0,05 - 0,2 mm). LG : limons grossiers (20 - 50 µm). LF : limons fins (2 - 20 µm). A : argile (< 2 µm). * : valeurs estimées.

Tableau 38 : Caractères physiques des pertes solides de la parcelle expérimentale incendiée.

	1990-91		1991-92		1992-93		1990-93	
	1 (11)	2	1 (13)	2	1 (5)	2	1	2
pH (eau)	6,79	6,66	5,41	5,39	5,07	5,03	5,64	5,59
Comp. Ads. :								
Ca ²⁺ (méq/100g)	31,34	29,57	15,19	14,08	9,96	9,67	18,49	17,39
Mg ²⁺	3,62	3,63	1,82	1,66	1,25	1,24	2,19	2,12
K ⁺	1,37	1,33	0,68	0,65	0,57	0,57	0,85	0,82
Na ⁺	0,24	0,22	0,21	0,13	0,12	0,12	0,20	0,15
S	36,57	34,75	17,90	16,52	11,90	11,60	21,73	20,41
CEC	31,38	30,10	24,44	22,87	22,12	21,56	25,84	24,60
C %	8,22	9,72	7,56	7,79	6,93	6,86	7,59	8,11
N %	0,51	0,49	0,32	0,35	0,30	0,29	0,37	0,375
Eau 105 °C %		3,27	2,70	2,70	2,73	2,57		2,83
PF %		16,37	13,98	14,34	14,74	14,09		14,85

Les données sont exprimées pour du matériel séché à l'air. 1 : moyennes des analyses des sédiments récupérés dans les cuves, avec pondération par les quantités de matériaux correspondants (les éléments restés en suspension ont été comptabilisés avec les sédiments de la cuve aval – entre parenthèses : nombre de prélèvements dans la cuve amont). 2 : valeurs obtenues en partant d'un échantillon représentatif des dépôts annuels dans la cuve amont. Comp. Ads. : complexe adsorbant. S : somme des cations basiques échangeables. CEC : capacité d'échange cationique (Metson). C : carbone organique (Anne). N : azote total (Kjeldhal). PF : perte au feu entre 105 et 1100 °C.

Tableau 39 : Caractères chimiques de la terre fine (< 2 mm) des pertes solides de la parcelle expérimentale incendiée.

Les éléments minéraux supérieurs à 2 mm sont beaucoup moins abondants dans les sédiments que dans les sols (23 % des matériaux sans la matière organique dans les sédiments, contre 47 % dans les sols). Le refus à 2 mm est essentiellement constitué de petits graviers. La présence de cailloux est exceptionnelle. Les éléments supérieurs à 2 mm ont cependant été beaucoup plus abondants qu'ils ne l'avaient été sur une parcelle défrichée manuellement exploitée dans le même secteur de septembre 1976 à août 1980 (Martin C., 1986, 1989). La teneur en éléments grossiers n'avait pas alors atteint 0,5 %.

La comparaison des compositions granulométriques de la terre fine des sols et des sédiments met en évidence des phénomènes d'entraînement sélectif (Tab. 40). Les limons sont particulièrement sensibles à l'érosion. Les argiles le sont un peu moins. Il ne faut pas incriminer les effets du feu, puisque les observations réalisées antérieurement sur parcelle défrichée manuellement avaient conduit à la même conclusion. Les sables grossiers sont plus facilement entraînés que les sables fins et moyens. Cela rejoint également les résultats antérieurs.

	SG	SM	SF	LG	LF	A
Sols	22,5	20,6	29,1	5,5	11,3	11,1
Pertes solides	20,9	15,7	23,7	7,8	18,5	13,4
PS / S	0,93	0,76	0,81	1,42	1,64	1,21

Les teneurs sont exprimées en % du poids du matériel séché à l'air. PS : pertes solides. S : sols. SG : sables grossiers (0,5 - 2 mm). SM : sables moyens (0,2 - 0,5 mm). SF : sables fins (0,05 - 0,2 mm). LG : limons grossiers (20 - 50 μ m). LF : limons fins (2 - 20 μ m). A : argile (< 2 μ m).

Tableau 40 : Composition granulométrique de la terre fine (< 2 mm) des sols et des pertes solides de la parcelle expérimentale incendiée (1990-1993).

Sur le plan chimique, les caractères des sédiments sont influencés par les conséquences de l'incendie. Les pH élevés et les très fortes teneurs en cations échangeables au cours de la première année après le feu en témoignent. Certes, l'érosion touche d'abord la partie superficielle des sols enrichie par les cycles biogéochimiques (horizon A₁₁), mais de telles valeurs n'avaient pas été obtenues lors de l'exploitation de la parcelle en terrain défriché (Martin C., 1986). Au cours des années suivantes, du fait de l'entraînement sélectif de la matière organique et des particules fines, les sédiments continuent à être beaucoup plus riches en carbone organique et en éléments nutritifs que l'horizon A₁₂ des sols (Tab. 41). La terre fine des sédiments présente cependant des taux de carbone inférieurs aux valeurs trouvées antérieurement sur parcelle défrichée (> 9 %).

	pH	Complexe adsorbant (méq/100 g)						C %	N %
		Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	S	CEC		
Sep. 1990	5,13	3,07	0,67	0,33	0,11	4,18	12,60	2,98	0,12
Sep. 1991	5,47	3,78	0,84	0,29	0,07	4,98	10,96	2,61	0,09
Sep. 1992	5,34	4,18	0,86	0,25	0,08	5,37	11,62	2,97	0,11
Sep. 1993	5,54	3,24	0,71	0,34	0,08	4,37	11,34	2,68	0,12

Sep. : septembre. S : somme des cations basiques échangeables. CEC : capacité d'échange cationique (Metson). C : carbone organique (Anne). N : azote total (Kjeldhal).

Tableau 41 : Caractères chimiques de la terre fine des sols (horizon A₁₂) de la parcelle expérimentale incendiée.

2.4 Agressivité des pluies

Les recherches menées sur une parcelle du même type, mais défrichée manuellement, qui avait été exploitée à quelques mètres de distance dans les années 1976-1980, avait permis de mettre au point un indice empirique d'agressivité pluviométrique mensuel,

mieux adapté dans le massif des Maures que l'indice R de Wischmeier (Wischmeier W.H., 1959 ; Martin C., 1986, 1990) :

$$IAPm = A \times F / 100$$

avec :

$$A = (P - 0,3 \text{ ETP}) \times \log (0,95 \text{ i.M} + 0,05 \text{ i.Q3})$$

où ETP (mm) est l'évapotranspiration potentielle selon la formule de Turc ; P les précipitations mensuelles (mm) ; i.M (mm/h), la médiane des intensités momentanées de la pluie (en tenant compte du volume des précipitations) ; i.Q3 (mm/h) le troisième quartile des intensités momentanées de la pluie ; le terme A est représentatif de l'abondance de l'écoulement lorsque les roches altérées ne sont pas saturées en eau ; sa valeur est limitée à la hauteur d'eau précipitée mensuelle (mm) ;

et :

$$F = [(0,89 \times \log (0,7 \text{ i.M} + 0,2 \text{ i.Q3} + 0,1 \text{ i.5'}) + 1,214] \times (0,9 \text{ i.Q3} + 0,1 \text{ i.5'})$$

où i.5' (mm/h) est l'intensité maximale sur 5 minutes consécutives ; le terme F est représentatif de la violence de l'action érosive développée par les gouttes de pluie.

Jusqu'en 1989, le *Cemagref* utilisait des pluviographes à enregistrement sur papier (une heure = 1 cm). Ils ont été remplacés par des appareils à stockage informatique des données. Celles-ci sont enregistrées au pas de temps d'une minute. Le dépouillement est donc beaucoup plus précis qu'auparavant. Afin d'obtenir des valeurs comparables aux anciennes séries, nous avons modifié le calcul de l'indice IAPm de la manière suivante à partir de la mise en place des appareils informatisés : détermination de i.M et i.Q3 en traitant les données au pas de temps de 6 minutes, et remplacement de i.5' par i.6' établie en utilisant les données au pas de temps de 3 minutes.

Pour le calcul de l'ETP Turc, nous utilisons les données recueillies à proximité du terrain d'étude : les températures à la station de Lambert et la durée d'insolation à Collobrières. Les données manquantes sont reconstituées grâce à des régressions avec d'autres stations voisines. Les intensités caractéristiques sur la parcelle sont estimées à partir des mesures au pluviographe *Cemagref* du bassin du Rimbaud :

i. parcelle = i. Rimbaud x (P parcelle / P Rimbaud).

Les données disponibles sur la période des mesures de l'érosion après incendie sont regroupées dans le tableau 42 (Béguin É., 1993). À partir d'octobre 1992, la revégétalisation plus poussée de la parcelle enlève de l'intérêt à l'indice IAPm.

	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août
1990-91	2	92	34	51	0,01	0,6	41	2,4	1,4	0	0	0
1991-92	60	109	16	0	3,8	0,6	0,9	2,2	0,7	78	0	0
1992-93	277											

Tableau 42 : Indice IAPm à la parcelle expérimentale incendiée (septembre 1990 - septembre 1992).

Les valeurs obtenues en octobre 1990 (109), octobre 1991 (92) et septembre 1992 (277) sont parmi les plus fortes enregistrées dans le bassin versant du Rimbaud depuis la mise en service du pluviographe *Cemagref* en 1966. De février 1966 à août 1989, l'indice d'agressivité pluviométrique mensuel à cet appareil n'a dépassé 100 qu'à 12 reprises, et 200 que 4 fois. Septembre 1992 (IAPm = 268 au pluviographe du Rimbaud) arrive en troisième position, derrière septembre 1968 (633) et octobre 1973 (272). Ce sont les mois de septembre et octobre qui présentent le plus grand nombre de valeurs très élevées.

De septembre 1990 à août 1992, les pertes de terre mensuelles sont liées à l'indice IAPm par une relation assez forte (Fig. 45). En dépit des effets de la revégétalisation, le coefficient de corrélation linéaire s'établit à +0,910. L'équation de la droite de régression ($\text{Érosion t/km}^2 = 5,57 \text{ IAPm} - 10$) est assez proche de celle que nous avons trouvée sur la parcelle défrichée manuellement entre octobre 1976 et juillet 1980 ($\text{Érosion t/km}^2 = 5,48 \text{ IAPm} - 35$; $r : + 0,946$) (Martin C., 1990).

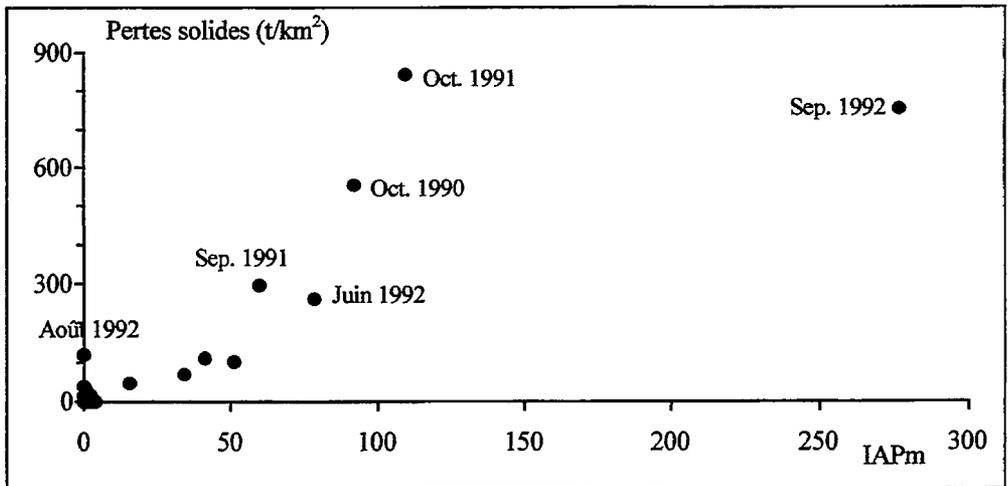


Figure 45 : Relation entre les pertes solides mensuelles et IAPm à la parcelle expérimentale incendiée (septembre 1990 - septembre 1992).

Pour les faibles valeurs de IAPm, l'érosion apparaît souvent relativement forte. De ce fait, la relation entre les deux variables prend une forme curvi-linéaire qu'elle n'avait pas aussi nettement sur la période 1976-1980. Plusieurs mois ont même connu des pertes sensibles, alors que la modeste des précipitations leur donnait un IAPm nul : juin 1991 (2,9 kg), juillet 1992 (1,1 kg) et surtout août 1992 (9,0 kg). Au cours de ces mois d'été, les précipitations ont engendré un ruissellement que le paramètre A de l'indice n'a pas traduit. Faut-il voir en cela une conséquence de l'incendie, lequel a provoqué une diminution de la porosité de la partie superficielle du sol (Giovannini G. *et al.*, 1988 ; Soler M. *et al.*, 1994), voire la formation d'un niveau hydrophobe (De Bano L.F., 1970) ? En fait, il semble qu'il faille surtout invoquer l'intensité des pluies (le troisième quartile des intensités momentanées s'est élevé à 19,7 mm/h en juin 1991 ; 25,4 mm/h en juillet 1992 ; 101,7 mm/h en août 1992). Les mois d'été peu pluvieux de la période 1976-1980 n'avaient pas enregistré de telles intensités. Dans sa configuration actuelle, l'indice IAPm n'est donc pas bien adapté à ces situations. Pour le rendre plus performant, il suffirait d'ajouter au paramètre A, un paramètre A' traduisant les ruissellements liés aux averses les plus intenses, celles d'intensité supérieure à l'indice K1 de Hénin par exemple.

Septembre 1992 s'écarte nettement de l'alignement des autres points : l'érosion est relativement faible par rapport à l'indice IAPm. Certes, la végétation a continué de se développer et le pavage de la parcelle s'est accentué. Les pertes de terre mesurées en juin 1992 (Fig. 45) pourraient d'ailleurs avoir été influencées par ces évolutions. Mais il faut aussi prendre en compte la violence des précipitations (i.M : 70 mm/h), lesquelles se sont abattues en grande partie au cours de l'épisode du 27 septembre (77 mm, avec une intensité en 30' supérieure à 72 mm/h et une intensité en 10' proche de 130 mm/h). En effet, lorsque les précipitations sont très violentes, la lame d'eau à la surface du sol peut devenir suffisamment épaisse pour protéger celui-ci de l'impact des gouttes de pluie (Martin C., 1975, 1986, 1990). Le coefficient de ruissellement relevé lors de l'épisode du 27 septembre (95 %) oblige cependant à envisager la possibilité de problèmes d'ordre technique :

- soit une surestimation du ruissellement, lié à un mauvais fonctionnement du partiteur entre les cuves réceptrices (colmatage de certaines ouvertures ?) ;
- soit une sous-estimation des précipitations, fréquente avec les pluviographes lorsque les pluies sont très violentes (le débordement du seau n'a pas permis de vérifier la mesure).

Dans le premier cas, l'incident aurait eu pour effet une erreur par excès sur la quantification des apports de sédiments, et dans le second cas, l'indice IAPm serait sous-évalué. La position de septembre 1992 sur la figure 45 met donc bien en évidence un fonctionnement particulier de la parcelle sous des précipitations abondantes et très intenses.

Dans la configuration actuelle de l'indice, et dans l'attente de modifications éventuelles qui permettraient de le concilier avec les comportements mis en évidence en août et en

septembre 1992, les pertes de terre mensuelles de la parcelle sur la période septembre 1990 - juillet 1992, sont liées aux valeurs d'IAPm par une équation polynomiale d'ordre 2 :

$$\text{Érosion (t/km}^2\text{)} = 11,43 - 1,429 \text{ IAPm} + 0,079 \text{ IAPm}^2$$

3. Les phénomènes d'érosion à l'échelle du bassin versant

Sur le terrain d'étude, les crues sont responsables de la totalité des exportations solides. Sur ce plan, l'incendie a nettement modifié le fonctionnement du bassin versant (voir chapitres III et IV). Les débits en pointe de crue ont dépassé 5,5 m³/s à trois reprises ; et le débit maximal a avoisiné 8 m³/s, le 9 décembre 1990. Les montées de crue demandaient souvent moins de cinq minutes et les décrues étaient elles-mêmes rapides. En 1991-92, les précipitations n'ont déclenché aucun épisode spectaculaire. En revanche, plusieurs crues très violentes se sont encore produites en 1992-93 (7,7 m³/s en septembre ; 3,5 m³/s en octobre ; 4,3 m³/s en novembre).

Les recherches sur l'érosion ont été conduites selon deux approches :

- D'une part, nous avons observé les formes d'érosion et d'accumulation sur les versants ainsi que les dépôts dans les thalwegs (Béguin É., 1992 ; Béguin É., 1993 ; Martin C. *et al.*, 1992).
- D'autre part, nous avons mesuré les transports solides à l'exutoire du bassin versant.

3.1 Les formes d'érosion et d'accumulation en 1990-91

Les observations se placent à la fin d'une année assez pluvieuse (955 mm sur le bassin, contre 1163 mm en moyenne sur 23 ans), avec une forte concentration des précipitations d'octobre à décembre (502 mm). Les intensités de la pluies n'ont pas été exceptionnelles. Cependant les valeurs maximales ont atteint 79 mm/h en 5', 35 mm/h en 30' et 29 mm/h en une heure.

Sur les versants, l'érosion s'est surtout exercée par saltation (splash) et ruissellement diffus. Elle a provoqué le déchaussement partiel des graviers et cailloux, et l'organisation d'un début de pavage.

Le ruissellement superficiel n'a engendré aucun ravinement important. Certes, les traces d'érosion et les dépôts indiquent que les axes de drainage élémentaires préexistants ont fonctionné en ravines. Mais le ruissellement concentré se faisant presque partout sur roche, l'érosion linéaire est restée bloquée. À l'extrémité supérieure des vallons, se trouvent des dépressions souvent encombrées de stocks colluviaux. Les

écoulements y étaient intermittents et faibles sous couvert végétal. Après le feu, elles ont subi quelques petites incisions, sans sapement des berges.

Sur les sols peu épais, très caillouteux et à texture sableuse du bassin versant du Rimbaud, l'érosion n'a produit que des microformes : des amorces de rigoles de quelques mm à quelques cm de profondeur pour une largeur de quelques cm. Ces griffures superficielles sont localisées sur des versants à pente moyenne ou forte (> 16 %). La nature du couvert végétal avant l'incendie ne semble pas influencer l'intensité du phénomène. Toutefois la présence d'un tapis d'aiguilles de pin tombées après l'incendie peut jouer localement un rôle protecteur, en entravant la concentration du ruissellement.

De nombreuses petites incisions ont pour origine les points de déversement des eaux drainées par une piste forestière, parallèle aux courbes de niveau, située à mi-pente des versants. Certaines zones rocheuses jouent un rôle similaire. Enfin, les trous laissés dans le sol par la combustion des souches, en provoquant le soutirage d'écoulements subsuperficiels lors des pluies abondantes, déterminent aussi des amorces de ruissellement superficiel concentré.

Les rigoles sont souvent discontinues. Elles sont associées à de petits dépôts, épais de quelques mm à quelques cm, qui se distinguent des sols par leur couleur foncée due à la présence de cendres et de charbon de bois. Leur formation résulte d'une diminution locale de la compétence des écoulements superficiels, en relation avec les conditions microtopographiques (petit replat) ou la présence d'un barrage constitué d'un caillou ou de débris végétaux.

Dans la partie moyenne du bassin versant, les ruisseaux coulent sur roche et les thalwegs ont une pente longitudinale forte (> 12 %). Entaille des lits et accumulation de sédiments sont ici impossibles. Il s'agit d'une zone de transfert.

Dans la partie aval du réseau hydrographique, les thalwegs sont beaucoup moins pentus (< 4 %). Les ruisseaux ont un lit bien marqué, large de 2 à 4 m, et profond de 2 m environ. Les thalwegs présentent un début d'organisation (lit mineur et épaulement de lit majeur). Les écoulements se font généralement sur un pavage constitué d'éléments caillouteux (5 à 20 cm de longueur) disposés en tuiles. Les premières crues après l'incendie ont provoqué une très légère déstabilisation du pavage et le dépôt de matériaux sablo-graveleux dans les zones les plus planes. Il ne s'est produit aucun sapement des berges.

Dès l'été 1991, la reprise végétale assurait localement une protection efficace contre l'érosion, le plus souvent grâce à la constitution d'un couvert de graminées (taux de couverture par les arbustes : 15 % – voir chapitre III). L'intensité de la revégétalisation était cependant très hétérogène. Elle était maximale dans les secteurs où la végétation était peu développée avant l'incendie (ce qui a déterminé une moindre intensité du

feu – en particulier dans les endroits où les sols sont peu épais) et/ou les phénomènes d'érosion postérieurs ont été les moins efficaces (versants à pente faible, zones où l'abondance des chicots de gneiss gêne le ruissellement superficiel).

3.2 Les travaux de l'ONF sur le bassin versant

À la fin du mois de septembre 1991, l'ONF a procédé, dans la partie aval du bassin versant, au traitement d'une dizaine d'hectares de terrain incendié. Un bulldozer a raboté les versants, pour ne plus laisser que le sol à nu. Les arbres morts, des blocs rocheux, mais aussi de la terre ont été déversés dans le lit des ruisseaux.

Ces travaux ont créé des conditions extrêmement favorables à l'érosion, du fait de la diminution de la perméabilité des sols par tassage, de la destruction de leur structure en surface, et de l'élimination de tous les éléments pouvant faire obstacle au ruissellement. L'activité érosive, favorisée par des pentes assez fortes (souvent supérieures à 18 %), a rapidement provoqué la formation de nombreuses rigoles sur les versants traités (2 à 4 par unité de largeur de 5 m). À la mi-novembre, ces incisions atteignaient jusqu'à 20 cm de profondeur, alors que celles observées sur le reste du bassin versant n'excédaient pas 6 cm. Les observations permettent d'estimer à plus de 50 m³/ha les pertes de matériaux sous l'effet du ruissellement concentré, entre septembre et novembre 1991. Sur les pentes les plus fortes (36 %), l'ablation a dépassé 300 m³/ha.

À la mi-novembre, l'ONF a procédé à un sous-solage (selon les courbes de niveau) dans les zones préalablement parcourues par le bulldozer. Au cours des mois suivants, les arbres morts et la végétation en cours de régénération ont été détruits (sauf les chênes lièges) sur plus de la moitié des surfaces incendiées, soit à la tronçonneuse, soit en utilisant des engins mécaniques. Les conditions de l'érosion ont donc une nouvelle fois changé. Toutefois la grande sécheresse qui a suivi ces travaux, n'a pas permis qu'ils aient des conséquences sur le plan de l'érosion. Le taux de recouvrement par les arbustes avoisinait 35 % en août 1992 et 45-50 % en août 1993.

3.3 Les pertes solides du bassin versant

Les transports solides à l'exutoire du bassin versant ont été mesurés grâce à un préleveur automatique d'échantillons fonctionnant à un pas de temps de 30' pendant les crues. La prise d'eau se trouvait sur le bord du déversoir triangulaire de la station limnigraphique, à 30 cm au-dessus de la pointe du V. Une cascade située juste en amont du limnigraphe assure une bonne homogénéisation des eaux. À ces prélèvements automatiques, nous avons ajouté des prélèvements manuels lors des passages sur le terrain.

Les échantillons d'eau ont été traités :

- soit par décantation dans le flacon, vidange presque totale et séchage à 40 °C,

- soit, pour les échantillons les moins chargés, par filtration sur membrane.

Avant pesée, les culots de flacon comme les membranes étaient passés au dessiccateur.

Le seuil du limnigraphe, susceptible de constituer un petit piège à sédiments ($< 10 \text{ m}^3$), a été vidé immédiatement après l'incendie. Nous en avons retiré $7,5 \text{ m}^3$ environ de galets et de blocs associés à des graviers et des sables grossiers. Ce dépôt représentait l'essentiel de l'érosion de matériaux minéraux depuis la mise en place du limnigraphe en 1966. En effet, les observations sur la période 1976-1980, ont permis de constater l'extrême modestie des exportations en suspension de ce bassin versant sous couvert végétal (Martin C. *et al.*, 1993). Les éléments emportés consistaient alors essentiellement en débris organiques, dont l'origine était vraisemblablement la proximité immédiate des thalwegs.

Le seuil a encore été curé au début de l'année 1991-92. C'est une crue qui a assuré sa vidange en septembre 1992.

Les fluctuations rapides du ruisseau du Rimbaud après l'incendie, ainsi que les problèmes de fonctionnement du préleveur dus à la présence de gros charbons de bois, ont parfois altéré la qualité du suivi. Certaines concentrations en pointe de crue ont été extrapolées. La concentration maximale mesurée a été de $29,9 \text{ g/l}$ le 9 décembre 1990, pour un débit de $5,15 \text{ m}^3/\text{s}$. La relation entre la concentration et le débit (corrélation bi ou semi-logarithmique) a été étudiée pour chaque phase de récession et pour chaque montée de crue. Les équations établies ont permis de calculer les transports solides en considérant tous les points de l'hydrogramme utilisés pour déterminer l'écoulement.

Le tableau 43 regroupe les valeurs mensuelles et annuelles des transports solides au niveau du déversoir de la station limnigraphique.

Les exportations mesurées indiquent des taux d'érosion spécifique annuels de 569 t/km^2 en 1990-91, 66 t/km^2 en 1991-92, et 76 t/km^2 en 1992-93. Les dépôts dans le seuil correspondent à une érosion supplémentaire d'une dizaine de t/km^2 en 1990-91 et 1991-92. En 1992-93, la diminution du stock de sédiments dans le seuil entre le début et la fin de l'année, oblige à minorer le taux d'érosion de 3 t/km^2 environ.

Par rapport au fonctionnement avant incendie, la destruction du couvert végétal a bien sûr provoqué une augmentation considérable des pertes solides immédiatement après le feu (Ramade F., 1987 ; Vega J.A. et Diaz-Ferros F., 1987 ; Brown A.G., 1990).

La relation entre les exportations solides du bassin versant et celles de la parcelle expérimentale est extrêmement lâche (Fig. 46). Cela résulte en partie de la différence de longueur des surfaces soumises à l'érosion. En effet, la parcelle est très sensible aux fortes intensités, même (voire surtout) lorsque les averses sont brèves ; alors que le bassin versant subit une érosion d'autant plus forte que les épisodes pluvieux durent suffisamment longtemps pour que les écoulements de surface se concentrent sur les

1990-91	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Année
P (mm)	41	231	133	138	14	33	156	96	63,5	38	7	6	955
L (mm)	0	83	88	137	27	25	138	68	66	9	0,6	0,1	642
PS (t)	0	175	79	537	0	0	30	2,5	6,1	1,5	0	0	831
1991-92	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Année
P (mm)	122	130	60	2	80	48	61	44	41	140	21	36	785
L (mm)	5	86	58	10	36	23	26	58	5	31	10	0,8	349
PS (t)	12	65	14	0	0	0	0	1	0	4	0	0	97
1992-93	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Année
P (mm)	102	221	118	50	6	59	66	264	80	14	8	16	1004
L (mm)	13	129	138	18	13	7	79	190	68	4	0,9	0,1	658
PS (t)	67	4	39	0	0	0	0,4	0,1	0	0	0	0	111

P : précipitations sur le bassin (calculées par le *Cemagref* à partir des données de tous les postes gérés sur le BVRE du Réal Collobrier, en utilisant la fonction SPLINE 2D – Lavabre J., 1988). L : lame d'eau écoulée. t : tonnes.

Tableau 43 : Pertes solides (PS) du bassin versant du Rimbaud.

versants et rejoignent les thalwegs. Les conséquences du changement d'échelle sont particulièrement sensibles en octobre 1990 (érosion de 556 t/km² sur la parcelle et de 120 t/km² sur le bassin versant – pour une succession de très nombreuses petites averses) et en décembre 1990 (érosion de 102 t/km² sur la parcelle et de 368 t/km² sur le bassin versant – avec près de 80 mm de pluie en une très grosse averse le 9 décembre). Il faut en outre tenir compte de l'hétérogénéité de la revégétalisation : en 1991-92 et 1992-93, en dépit des travaux de l'ONF, la parcelle expérimentale était beaucoup moins bien protégée par le couvert végétal que le reste du bassin versant. De ce fait, l'effet d'échelle a joué de façon encore plus spectaculaire, et les différences entre les taux d'érosion sur bassin et sur parcelle sont devenues considérables.

La comparaison des dépôts relevés dans les thalwegs en août 1992 et en août 1993 (Béguin É., 1993) met en évidence l'élimination des stocks constitués après l'incendie. Une part importante (plusieurs dizaines de tonnes) des exportations solides réalisées par le bassin versant en 1992-93 provenait de cette évolution. En août 1993, très peu de sédiments restaient dans les thalwegs. Seules subsistaient les accumulations créées par l'ONF. Leur évacuation est rendue pratiquement impossible par leur volume, qui oblige les ruisseaux à emprunter d'autres voies, et par le fait qu'elles sont armées par de nombreux troncs.

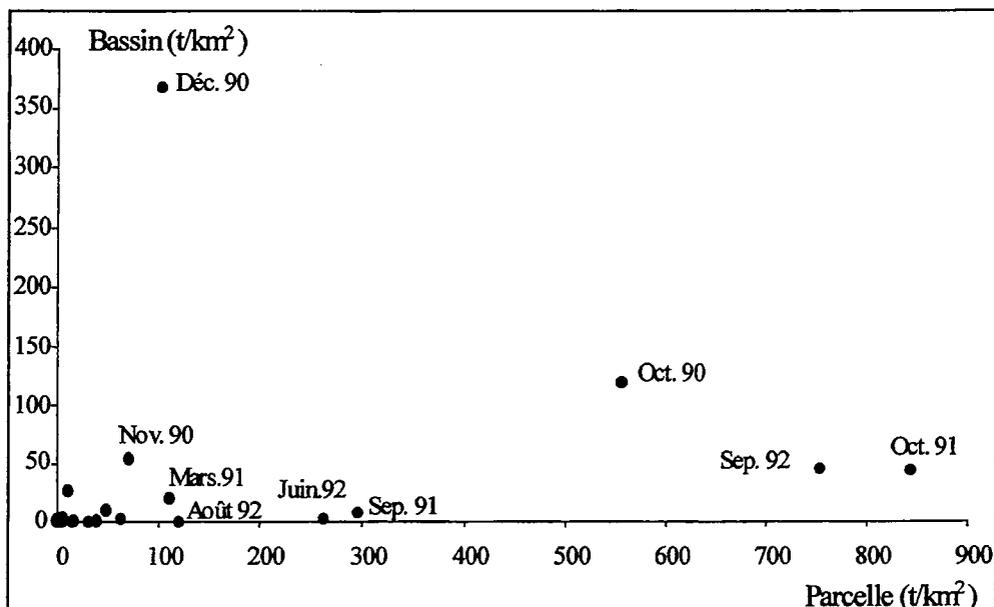


Figure 46 : Relation entre les pertes solides mensuelles du bassin versant du Rimbaud et de la parcelle expérimentale incendiée (septembre 1990 - septembre 1992).

Les crues d'octobre et de novembre 1990, bien qu'elles aient présenté à deux reprises des débits supérieurs à $5,5 \text{ m}^3/\text{s}$ (le 3 octobre et le 25 novembre), ont transporté essentiellement des matériaux peu grossiers (Tab. 44). Le seuil de la station limnigraphique n'était pas rempli à plus de 50 % à la fin de novembre. La crue du 9 décembre 1990 ($7,8 \text{ m}^3/\text{s}$) s'est traduite par une activité érosive intense et par des transports nettement plus graveleux et même finement caillouteux. Si au cours des mois précédents, l'essentiel de l'écoulement en pointe de crue a certainement été fourni par le ruissellement diffus se produisant sur les versants à la proximité immédiate des thalwegs, la pluie du 9 décembre a provoqué l'apparition de ruissellement concentré, notamment dans la partie amont des drains élémentaires encombrée de matériaux colluviaux.

Ni les dépôts dans le thalweg ni les échantillons mélangeant les sédiments récupérés dans les eaux prélevées par le préleveur automatique ne permettent de se faire une idée très précise de la granulométrie des matériaux exportés. Les résultats obtenus indiquent cependant une exportation sélective des limons, de l'argile et du carbone organique par rapport à la terre fine d'un échantillon représentatif (mélangeant 17 prélèvements) des sols du bassin versant (Tab. 45).

	Dép. fin Nov. 1990	Prél. aut. Sep.-Nov.	Dép. gros. Déc. 1990	Prél. aut. Déc. 1990	Prél. aut. Mars-Mai	Prél. aut. 1991-92
> 2 mm	0,2	0,2	23,5	12,9	1,4	0,0
Terre fine :						
SG	2,7	2,0	61,6	21,5	8,6	2,2
SM	32,0	4,8	26,9	22,6	21,2	4,3
SF	52,6	18,2	8,5	23,4	23,3	10,6
LG	3,1	10,0	0,9	6,4	8,8	8,4
LF	5,4	40,0	1,3	15,3	23,9	39,7
A	4,2	25,0	0,8	10,2	14,2	34,8
C (< 2 mm)	1,8	16,6	0,5	7,8	11,8	10,0

Les données sont exprimées en % du poids du matériel séché à l'air. Dép. fin : dépôt fin. Dép. gros. : dépôt grossier. Prél. aut. : préleveur automatique d'échantillons. > 2 mm : matériaux minéraux > 2 mm. SG : sables grossiers (0,5 - 2 mm). SM : sables moyens (0,2 - 0,5 mm). SF : sables fins (0,05 - 0,2 mm). LG : limons grossiers (20 - 50 µm). LF : limons fins (2 - 20 µm). A : argile (< 2 µm). C : carbone organique (Anne).

Tableau 44 : Caractères physiques des matériaux solides exportés du bassin versant du imbaud.

SG	SM	SF	LG	LF	A	C
20,6	20,1	28,4	5,5	13,4	12,0	3,0

Les teneurs sont exprimées en % du poids du matériel séché à l'air. SG : sables grossiers (0,5 - 2 mm). SM : sables moyens (0,2 - 0,5 mm). SF : sables fins (0,05 - 0,2 mm). LG : limons grossiers (20 - 50 µm). LF : limons fins (2 - 20 µm). A : argile (< 2 µm). C : carbone organique (Anne).

Tableau 45 : Caractères physiques moyens de la terre fine des sols (horizon A₁₂) du bassin versant du Rimbaud.

Si l'on compare les dépôts prélevés dans le seuil en décembre 1990 et les sédiments récupérés au cours du même mois dans les eaux du ruisseau en crue, on constate que le rapport Refus à 2 mm / Sables grossiers est moins élevé dans le dépôt (1,67 ; contre 2,62). Pourtant la taille des trous de la crépine et la position du préleveur deux mètres au-dessus du point de prélèvement empêchaient l'aspiration de beaucoup de graviers et des cailloux. Le piégeage des sables grossiers dans le seuil de la station ayant été forcément moins efficace que celui des éléments > 2 mm, il faut voir dans la composition granulométrique des sédiments récupérés par le préleveur, la conséquence de la position de la prise d'eau 30 cm au-dessus de la base du déversoir triangulaire : les eaux aspirées présentaient une charge particulièrement forte en éléments graveleux. De ce fait, l'erreur possible sur la quantification des exportations de produits solides liée à la position de la prise d'eau, est certainement assez faible.

3.4 Relations avec les conditions climatiques en 1990-91

À l'échelle du bassin versant, les exportations solides mensuelles ne montrent pas de relations étroites avec les lames d'eau écoulées et les précipitations. L'indice IAPm, mis au point sur parcelle, ne donne pas non plus de bons résultats. Il a cependant été possible de l'adapter, en abandonnant l'intensité maximale en 6' et en introduisant un terme C représentatif de la concentration des précipitations dans le temps :

$$\text{IAPmBV} = A \times F' \times C / 10$$

où : $A = (P - 0,3 \text{ ETP}) \times \log (0,95 \text{ i.M} + 0,05 \text{ i.Q3})$

$$F' = [(0,89 \times \log (0,7 \text{ i.M} + 0,3 \text{ i.Q3})) + 1,214] \times \text{i.Q3}$$

$$\text{et } C = (P \text{ max en } n \text{ jours} / P \text{ mensuelles})^2$$

avec les Précipitations maximales (P max) en n jours déterminées de la manière suivante : les précipitations sont considérées par périodes de 2 jours successifs, sans faire de chevauchements ; pour chaque tranche mensuelle de 100 mm, on ajoute les pluies de 2 jours successifs ; pour les valeurs au-delà des tranches pleines, on ajoute les pluies de 2 nouveaux jours successifs, au *pro rata* du dépassement.

Les exportations mensuelles mesurées en 1990-91 sont liées à l'indice IAPmBV par une relation très étroite de type polynomial (Fig. 47).

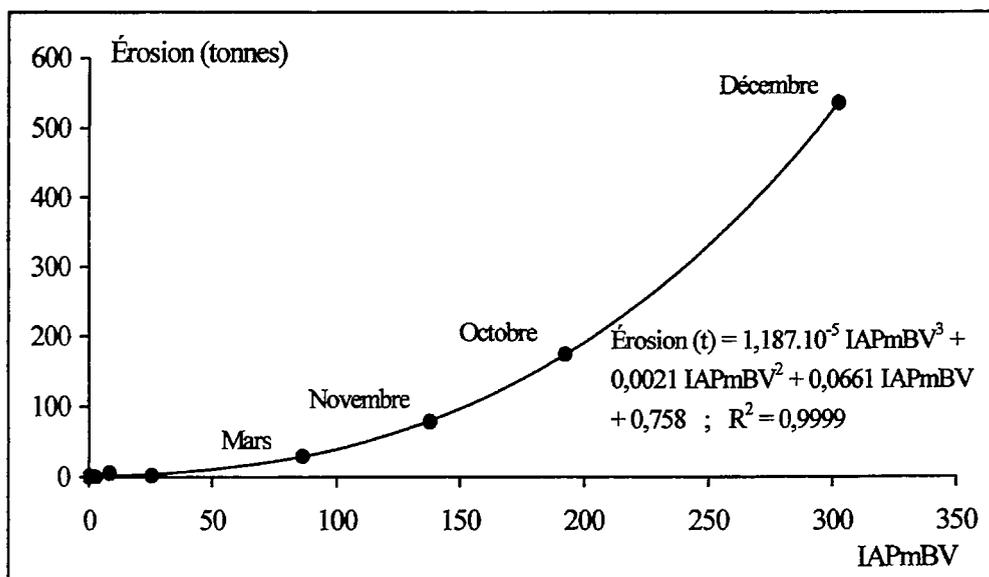


Figure 47 : Érosion mensuelle et indice IAPmBV dans le bassin versant du Rimbaud en 1990-91.

Modifiée afin que la courbe passe par l'origine, et en exprimant les pertes en tonnes par km² de surface réellement incendiée, cette relation fournit un indice d'agressivité pluviométrique mensuel susceptible d'être bien adapté à des bassins versants dénudés aux sols peu épais et à texture grossière :

$$\text{IPM (pour des t/km}^2\text{)} = 0,980 \cdot 10^{-5} \text{ IAPmBV}^3 + 0,00163 \text{ IAPmBV}^2 + 0,0545 \text{ IAPmBV}$$

3.5 Les pertes d'éléments nutritifs

Nous ne disposons pas d'analyses chimiques des matériaux transportés par le Rimbaud. Il est cependant possible d'estimer les pertes de cations basiques échangeables et d'azote total à partir des mesures des transports solides à l'exutoire du bassin versant des analyses des sédiments de la parcelle expérimentale. En 1990-91, les exportations de ces éléments à l'échelle du bassin versant auraient atteint approximativement 3,0 t/km² pour le calcium, 0,21 t/km² pour le magnésium, 0,26 t/km² pour le potassium, 0,03 t/km² pour le sodium et 2,4 t/km² pour l'azote. Ce que l'on sait de la granulométrie des transports solides (Tab. 44) garantit une bonne fiabilité à ces valeurs. À titre de comparaison, la même année, les exportations en solution ont représenté : 5,3 t/km² de calcium ; 1,7 t/km² de magnésium ; 0,9 t/km² de potassium ; 5,6 t/km² de sodium ; et 0,7 t/km² d'azote (voir chapitre VI).

En 1991-92, du fait de la modestie de l'érosion hydrique, les pertes de cations échangeables et d'azote total liées aux transports solides ont beaucoup diminué.

4. Comparaison avec d'autres bassins versants du massif des Maures

Les retenues de la partie du massif incendiée en août 1990 ont fonctionné en pièges à sédiments. Trois d'entre elles ont permis la quantification des dépôts, celles du Gageai 1, du Gageai 2 et de la Saute (Fig. 48). Elles sont situées dans un secteur du massif sensiblement moins arrosé que le bassin versant du Rimbaud.

Les trois bassins versants sont constitués de phyllades. Ils ont une superficie de 0,94 km² pour le Gageai 1 ; 0,18 km² pour le Gageai 2 ; et 0,24 km² pour la Saute. Les versants présentent généralement une inclinaison supérieure à 35 %. Dans les bassins du Gageai 2 et de la Saute, les sols sont essentiellement des rankers peu épais et très caillouteux. Des formations de solifluxion légèrement rubéfiées, caillouteuses et à texture fine, apparaissent au bas des versants dans la partie inférieure de ces bassins. L'horizon supérieur présente alors les mêmes caractères que les rankers. Les formations de solifluxion sont mieux représentées dans le bassin versant du Gageai 1. Le couvert

végétal était un maquis complanté de chênes lièges et de pins. Il a subi une destruction presque totale lors de l'incendie.

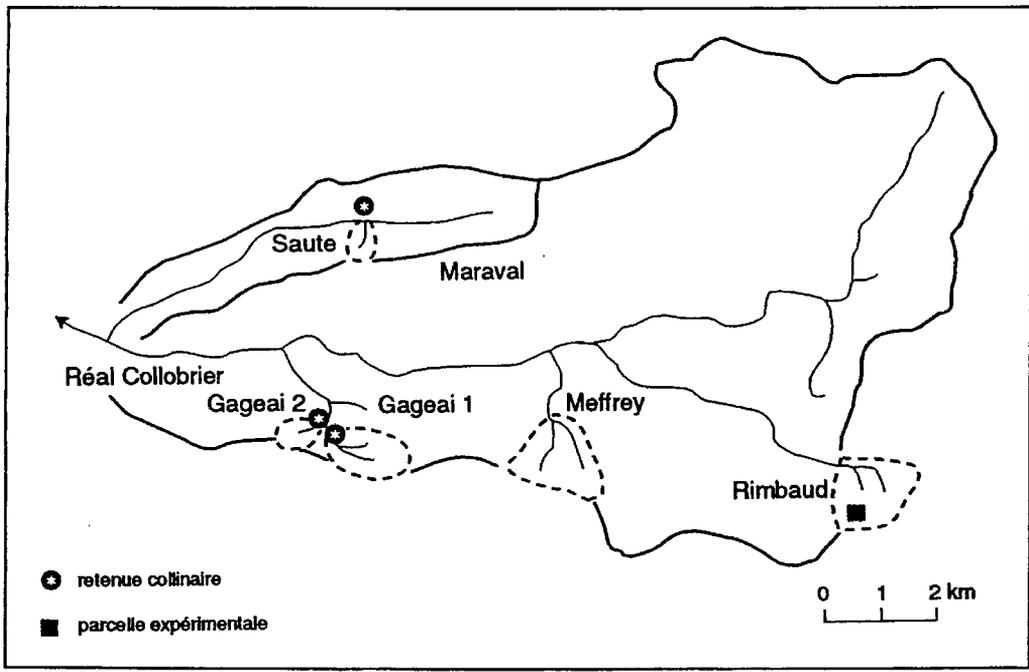


Figure 48 : Localisation des bassins versants du Gageai 1, du Gageai 2 et de la Saute.

Pour le cubage des dépôts, nous avons distingué, d'une part, le cœur des retenues, où se sont accumulés des matériaux fins, et, d'autre part, les parties amont, où se sont déposés des matériaux grossiers (Bernard-Allée Ph. *et al.*, 1992).

Dans le cœur des retenues, faute de connaître la topographie initiale, nous avons déterminé le volume des dépôts par des sondages à la tarière. Le maillage de base est de 8 m^2 (4 m dans le sens de la longueur x 2 m dans le sens de la largeur). Mais il est souvent complété par des sondages intermédiaires. La comparaison des résultats obtenus avec ceux calculés pour un maillage plus lâche indique que le protocole adopté fournit une bonne précision. Par exemple, pour le Gageai 1 (superficie de la retenue : 1460 m^2), nous trouvons : 838 m^3 pour 205 sondages (maillage adopté), 841 m^3 pour 104 sondages (maillage de 16 m^2) et 859 m^3 pour 55 sondages (maillage de 32 m^2).

Des carottes sédimentaires ont été prélevées au moyen d'un carottier GIK. Elles ont servi à déterminer la densité apparente des dépôts, leur teneur en matière organique

(perte au feu à 500 °C) et leur composition granulométrique. Treize échantillons ont été traités pour les retenues du Gageai 1 et du Gageai 2 ; huit seulement pour celle de la Saute. La relative homogénéité des matériaux permet une assez bonne connaissance des caractères moyens. Les résultats sont améliorés par le découpage de la retenue en zones représentatives de différentes conditions de sédimentation.

Pour les cônes grossiers, l'ouverture de tranchées à la pelle mécanique a permis d'estimer le volume, la densité apparente et la granulométrie des dépôts. L'opération n'a pas été menée pour la Saute, dont le cône grossier mélange les apports de deux incendies qui ont touché des parties différentes du bassin versant du Maraval en 1986 et 1990. Quatre tranchées et quatre fosses ont été creusées dans le cône du Gageai 1 (81 m de long, pour une largeur de 5,5 à 8,5 m), sept tranchées dans celui du Gageai 2 (46 m de long pour une largeur de 3 à 12 m). Treize échantillons ont été analysés pour le Gageai 1, et dix pour le Gageai 2. Les tranchées n'ont été creusées qu'en septembre 1992, mais les dépôts ne montraient pas d'accroissement visible depuis l'année précédente. La sédimentation grossière en queue des retenues représente environ 55 % de la masse totale des sédiments au Gageai 1 et 35 % au Gageai 2. Son volume, sa masse et ses caractères physiques sont moins bien connus que ceux des dépôts fins.

Les matériaux accumulés en 1990-91 correspondent à des taux d'érosion élevés : 1204 t/km² pour le Gageai 1 ; 1967 t/km² pour le Gageai 2 ; et plus de 1063 t/km² pour la Saute (sur ce site, seuls les dépôts fins dans le cœur de la retenue ont pu être quantifiés – les données correspondantes sont de 548 t/km² pour le Gageai 1 et de 1261 t/km² pour le Gageai 2).

Ces résultats témoignent de la très forte accélération de l'érosion à la suite de l'incendie. Dans le massif des Maures, les pertes de terre annuelles moyennes mesurées sur des bassins versants boisés sont inférieures à 6 t/km² (Martin C., 1986). L'essentiel des transports en suspension provient, dans ce cas, de l'érosion des pistes recoupant les formations de solifluxion.

La retenue du Gageai 2 fournit les informations les plus fiables sur l'érosion. Elle est en effet aussi étendue (1450 m²) et sensiblement plus profonde que celle du Gageai 1, dont le bassin d'alimentation est beaucoup plus grand. La texture plus fine des sédiments qu'elle a piégés (Tab. 46) confirme cette analyse. Les indices d'entraînement sélectif (Ies) des limons et de l'argile, tirés de la comparaison des rankers et des sédiments, sont supérieurs à ceux calculés pour la parcelle expérimentale (limons : 1,67 ; argile : 1,37).

Toutefois la granulométrie des sédiments des retenues du Gageai se rapproche beaucoup plus de celle des horizons superficiels des sols sur phyllades du massif des Maures que des horizons profonds (B)-C des dépôts de pente hérités du Quaternaire. Elle évoque donc un décapage superficiel des sols plutôt qu'une incision linéaire dans les formations les plus épaisses. L'observation des formes d'érosion sur les versants

apporte des arguments dans ce sens : l'érosion linéaire et le sapement des berges apparaissent faibles, même au niveau des drains élémentaires du bassin versant du Gageai 1.

	Échantillon tout-venant			Granulométrie de la terre fine		
	> 2 mm	< 2 mm	MO	Sables	Limons	Argile
Séd. Gageai 1	28,8	64,7	6,5	49,2	36,2	14,6
Séd. Gageai 2	23,9	67,1	9,0	42,0	41,1	16,8
Sols (A ₁₂)	37,5	60,5	2,0	63,1	24,6	12,3
Sols (B)C	40,5	59,3	0,2	52,5	24,6	22,9

Séd. : sédiments. MO : matière organique. Sables : 2-0,5 mm. Limons : 50-2 µm. Argile : < 2 µm. A₁₂ : valeurs moyennes pour 24 échantillons (prélèvements à 5-15 cm de profondeur). (B)-C : valeurs moyennes pour 7 échantillons. Les teneurs sont exprimées en % du poids du matériel séché à l'air.

Tableau 46 : Caractères physiques des sédiments des bassins du Gageai et des sols sur phyllades.

En 1991-92, la sédimentation fine a été estimée à partir de l'épaisseur des dépôts sur des bâches disposées dans les retenues. Les taux d'érosion correspondants sont inférieurs à 30 t/km². Les dépôts ne sont plus gris, mais beiges. Ces évolutions se sont accompagnées d'une diminution de l'activité hydrologique. Sur le Meffrey (Fig. 48) – dans un bassin versant voisin mieux arrosé – une seule crue supérieure à 1,0 m³/s a été enregistrée en 1991-92, contre 5 en 1990-91. Le total pluviométrique a certes été moins élevé en 1991-92 (731 mm, contre 945 mm), mais les pluies journalières maxima sont restées du même ordre de grandeur, entre 40 et 60 mm. Plus qu'à une cause pluviométrique, c'est à la rapide colonisation végétale observée sur les versants (taux de recouvrement par les arbres et les arbustes supérieur à 30 % dès l'automne 1991) qu'il faut relier l'essentiel de la diminution des débits liquides et solides.

5. Conclusion

L'incendie du bassin versant du Rimbaud a provoqué une accentuation considérable de l'érosion hydrique. Alors qu'elle était très faible sous couvert végétal, elle a atteint plusieurs centaines de tonnes/km² en 1990-91 : 579 t/km² sur le bassin versant et 883 t/km² sur la parcelle expérimentale.

En 1991-92, les travaux réalisés par l'ONF n'ont pas empêché une forte diminution de l'érosion du bassin versant (76 t/km²), en raison d'une relative sécheresse et de la

reprise végétale. Sur la parcelle expérimentale, encore peu revégétalisée, les fortes intensités des pluies de septembre, octobre et juin ont permis des exportations annuelles de 1634 t/km^2 . La différence d'échelle joue ici un rôle considérable : l'érosion d'une parcelle de 12 m de long est beaucoup plus directement influencée par l'intensité des averses que celle d'un bassin versant où la durée des précipitations est un facteur important de l'organisation des écoulements sur les versants et de leur arrivée jusqu'aux thalwegs.

En 1992-93, la différence s'est maintenue entre la parcelle (835 t/km^2) et le bassin versant (73 t/km^2). Et pourtant les valeurs mesurées à l'exutoire du bassin intègrent la purge des matériaux abandonnés dans les drains au cours de la première année après l'incendie.

Avec le développement d'un couvert végétal plus dense et la protection apportée par une amorce de pavage, les pertes solides de la parcelle sont tombées à 31 t/km^2 en 1993-94.

L'érosion subie par le bassin versant en décembre 1990 (368 t/km^2), pour des précipitations assez modestes (138 mm) et des intensités de la pluie sans caractère exceptionnel (i.M : 8 mm/h ; i.Q3 : 23 mm/h ; i.6' : 48 mm/h), laisse imaginer les conséquences catastrophiques qu'engendreraient, après un incendie, des précipitations d'automne aussi abondantes que celles d'octobre 1976 (565 mm), octobre 1979 (495 mm) et octobre 1987 (413 mm), ou aussi violentes que celles du 13 septembre 1968 (88 mm/h pendant 75 minutes – débit en pointe de crue du ruisseau du Rimbaud : $13,8 \text{ m}^3/\text{s}$).

Les données recueillies sur des bassins versants sur phyllades, pourtant moins arrosés, illustrent l'influence de l'inclinaison des versants : pertes proches de 2000 t/km^2 sur le Gageai 2 en 1990-91. Plus encore que sur le bassin du Rimbaud, le développement du couvert végétal, associé à une pluviométrie déficiente, s'est traduit par une diminution considérable de l'érosion hydrique dès 1991-92.

Ainsi, dès la deuxième année, la recolonisation végétale a favorisé presque partout un retour rapide vers la stabilité. Dans le massif des Maures, les problèmes de conservation des sols occasionnés par les incendies de forêt se posent donc largement en terme de fréquence des feux. Mais il faut aussi tenir compte de la possible conjonction avec des événements pluviométriques exceptionnels. Des pluies aussi abondantes de celles d'octobre 1976 (565 mm sur le bassin du Rimbaud), qui avaient amené presque tous les aquifères à saturation, ou aussi violentes que celles du 13 septembre 1968 (88 mm/h pendant 75 minutes), qui ont engendré un débit de l'ordre de $15 \text{ m}^3/\text{s}$ sur le ruisseau du Rimbaud, pourraient déclencher, sur des bassins versants incendiés, des phénomènes érosifs dont il est pour l'instant impossible de concevoir l'ampleur.

incendiés, des phénomènes érosifs dont il est pour l'instant impossible de concevoir l'ampleur.

Remerciements

Les analyses des sédiments ont été réalisées par M. Levant et J. Quillard (Centre de Géomorphologie, Caen), pour les échantillons du Rimbaud, et par C. Kuzucuoglu (Laboratoire de Géographie Physique, Meudon), pour ceux du Gageai. Les dosages du carbone total par pyrolyse ont été effectués par l'intermédiaire de Michel Icole (CEREGE, Aix-en-Provence).

Bibliographie

Béguin É., 1992, *Érosion mécanique après l'incendie de forêt du massif des Maures de 1990 : exemple du bassin versant du Rimbaud*. Mém. Maîtrise, Univ. Aix-Marseille II, 50 p.

Béguin É., 1993, *Érosion mécanique après l'incendie du massif des Maures. Le bassin versant du Rimbaud*. Mém. DEA, Univ. Aix-Marseille I, 40 p.

Bernard-Allée Ph., Martin C. et Béguin É., 1992, Présentation des recherches sur l'érosion mécanique des sols après incendie de forêt dans le massif des Maures. *Ét. Géogr. Phys.*, vol. XXI, p. 35-43.

Brown A.G., 1990, Soil erosion and fire in areas of Mediterranean type vegetation : Results from chaparral in Southern California, USA, and matorral in Andalucia, Southern Spain. In : *Vegetation and erosion : processes and environments*, Édité. John Wiley, Chichester, p. 269-288.

De Bano L.F., Mann L.D. et Hamilton D.A., 1970, Transmigration of hydrophobic substances into soil by burning organic litter. *Soil Sci. Hydrol. Bull.*, vol. 2, p. 14-19.

Dieckmann H., Motzer H., Harres P. et Seuffert O., 1992, Vegetation and erosion. Investigations on erosion plots in southern Sardinia. *Geoko-plus*, vol. 3, p. 139-149.

Dumas J., 1965, Relation entre l'érodibilité des sols et leurs caractéristiques analytiques. *Cah. ORSTOM, sér. Pédol.*, vol. III, n° 4, p. 307-333.

Giovannini G., Lucchesi S. et Giachetti M., 1988, Effect of heating on some physical and chemical parameters related to soil aggregation and erodibility. *Soil Sci.*, n° 136, p. 255-262.

Inbar M., Wittenberg L. et Tamir M., 1997, Soil erosion and forestry management after management after wildfire in a Mediterranean woodland, Mt. Carmel, Israel. *Int. J. Wildland Fire*, vol. 74, n° 4, p. 285-294.

Lavabre J., 1988, *Les programmes Splines isovr et interg.* Édit. Cemagref, Aix-en-Provence, 8 p. + annexes.

Martin C., 1975, L'érosion des sols sur roches métamorphiques en milieu méditerranéen provençal : les enseignements d'une station expérimentale. *Rev. Géomorph. dyn.*, t. XXIV, p. 49-63.

Martin C., 1986, *Contribution à l'étude de la dynamique des versants en roches métamorphiques ; l'exemple du massif des Maures.* Thèse de Doctorat d'État, Univ. Paris I, 935 p.

Martin C., 1989, Dégradation d'un sol défriché à la station de Lambert (massif des Maures, Var, France). *Rev. Géomorph. dyn.*, t. XXXVIII, p. 17-29.

Martin C., 1990, Relations entre les pertes de terre mensuelles et les conditions climatiques sur une parcelle expérimentale défrichée du massif des Maures (Var, France). *IAHS Publ.*, n° 194, Actes de la conférence internationale sur les ressources en eau en régions montagneuses (Lausanne, 1990), p. 253-258.

Martin C., Bernard-Allée Ph., Béguin É, Levant M. et Quillard J., 1993, Conséquences de l'incendie de forêt de l'été 1990 sur l'érosion mécanique des sols dans le massif des Maures. *Bull. Assoc. Géogr. Franç.*, n° 5, p. 438-447.

Ramade F., 1987, *Les catastrophes écologiques.* Édit. McGraw Hill, Paris, 318 p.

Soler M., Sala M. et Gallart F., 1994, Post fire evolution of runoff and erosion during an eighteen month period. In : *Soil erosion as a consequence of forest fires* (Conférence ESSC, Barcelone-Valence, 1991), Sala M. et Rubio J.L. édit., Geoforma Ediciones, p. 149-161.

Swanson F.J., 1981, Fires and geomorphic processes. *Actes du colloque "Fire regimes and ecosystems"* (Honolulu), Gen. Tech. Rep. WO-26 USDA, Washington, p. 401-420.

Vega J.A. et Diaz-Fieros F., 1987, Wildfire effects on soil erosion. *Ecologia Mediterranea*, t. XIII, n° 4, p. 119-125.

Wells W.G., 1981, Some effects of brushfires on erosion processes in coastal Southern California. *IAHS Publ.*, n° 132, p. 305-342.

Wells W.G., 1981, Some effects of brushfires on erosion processes in coastal Southern California. *LAHS Publ.*, n° 132, p. 305-342.

Wischmeier W.H., 1959, A rainfall erosion index for a universal soil-loss equation. *Soil. Sci. Soc. America Journ.*, vol. 23, n° 8, p. 246-249.

Wischmeier W.H. et Smith D.D., 1969, An universal soil-loss estimating equation to guide conservation farm planing. *7th Intern. Congr. Soil Sci.*, vol. I, p. 418-425.

Chapitre IX :

La modélisation intégrée de la production de sédiments après l'incendie

S. BROCHOT

Cemagref - Groupement de Grenoble, Division "Érosion torrentielle, neige et avalanches",
2 Rue de la Papeterie, BP 76, 38402 Saint-Martin-d'Hères Cedex.

1. Introduction

Les observations conduites sur l'érosion mécanique dans le bassin versant du Rimbaud (Martin C. *et al.*, 1993) offraient l'opportunité de valider le modèle ETC au travers de la reconstitution des premières crues de l'automne 1990.

2. ETC, modèle intégré de l'érosion des torrents en crue

Le modèle ETC (Érosion des torrents en crue) a pour ambition de représenter l'intégralité des processus hydrologiques et érosifs des bassins versants torrentiels depuis la pluie jusqu'aux débits liquides et solides à l'exutoire (Brochot S. et Meunier M., 1996). Compte tenu de la complexité de ces processus qui s'exercent à des échelles de temps et d'espace très variables, le choix d'un modèle global a été fait. ETC est en outre événementiel et spatialisable.

On distingue deux aspects dans la conception d'ETC : la représentation des bassins versants eux-mêmes, et celle des processus s'y déroulant.

2.1 La représentation des bassins versants

ETC considère le bassin versant comme un assemblage de versants (équivalents à la notion géomorphologique d'interfluves) et de biefs (sections de lits). Une structure arborescente relie les deux types d'entités (Fig. 49). Les entités doivent posséder des caractéristiques physiques uniformes, car ce sont leurs valeurs moyennes qui seront utilisées comme paramètres. Toutefois le recours à la spatialisation permet, par un

découpage pertinent de ces entités, de prendre en compte d'éventuelles hétérogénéités à l'échelle du bassin versant : couverture végétale, géologie, pente ou granulométrie des lits...

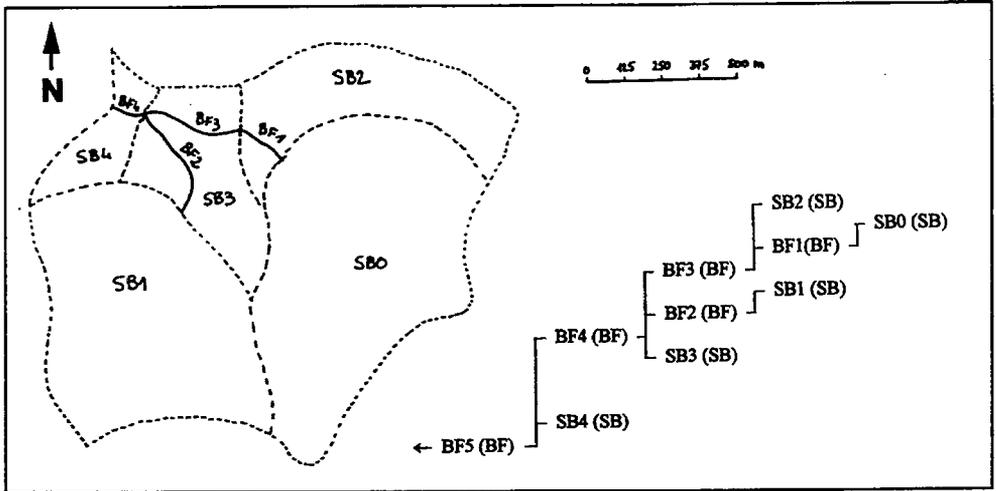
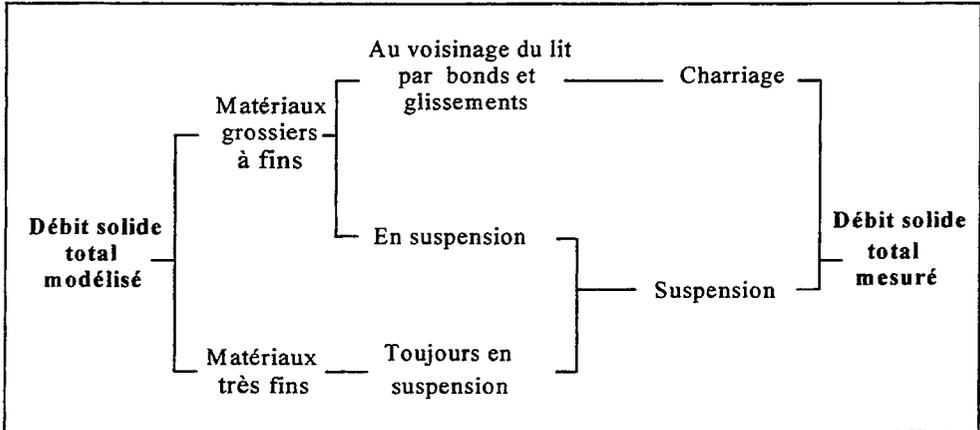


Figure 49 : Représentation du bassin versant du Rimbaud pour la modélisation de la production de sédiments.

ETC effectue la somme aux nœuds et respecte l'équation de continuité des flux au travers de l'arborescence. On admet que les écoulements liquides se font toujours en régime permanent uniforme, négligeant l'influence des biefs contigus ; les calculs s'effectuent de l'amont vers l'aval.

Le débit solide peut être scindé en différentes natures selon la granulométrie ou le mode de transport par exemple : l'utilisation des formules expérimentales dans la modélisation du transport solide concerne les matériaux grossiers à fins (charriage et marginalement suspension), alors que les mesures sont décomposées en deux termes, charriage et suspension, inhérents à l'instrumentation. Les matériaux très fins fournis par les versants pourraient être transportés toujours en suspension sans la limitation par une notion de capacité maximale de transport.

La validation de résultats obtenus au travers d'ETC passe donc par des transferts cohérents d'une catégorie à l'autre (Fig. 50).



Les termes de "Matériaux grossiers à fins" et "Matériaux très fins" ont été préférés respectivement à ceux de "Bed material load" et "Wash load", admis classiquement pour les rivières, mais dont la pertinence dans le cas des torrents n'a pas encore été évaluée.

Figure 50 : Schéma de cohérence entre débits solides mesurés et modélisés.

2.2 La représentation des processus hydrologiques et érosifs

Les processus hydrologiques et érosifs s'exerçant au sein des bassins versants torrentiels sont nombreux et complexes, notamment du fait de la multiplicité des échelles de temps et d'espace. Ils se relaient, comportent des effets de seuil, des discontinuités. ETC ne rentre pas dans cette complexité.

Les connaissances sur les processus fonctionnant au sein des bassins versants sont donc synthétisées par l'architecture présentée à la figure 51.

Sur les versants, la pluie se transforme en ruissellement ; les matériaux disponibles peuvent être entraînés jusqu'au lit du torrent (ils deviennent alors des sédiments). Dans le lit, le débit liquide se propage ; il possède une certaine capacité de transport des sédiments. Si cette limite est dépassée, les sédiments en excès se déposent ; si elle n'est pas atteinte, le lit est susceptible de s'éroder : cela va dépendre de sa résistance (notamment de son pavage).

Le caractère intégrateur du modèle apparaît clairement (on part de la pluie pour arriver aux débits liquides et solides). Chacune des principales étapes (symbolisée sur le schéma par une flèche) est un modèle élémentaire, une loi physique, ou une formalisation mathématique de nature physique, conceptuelle, ou statistique, selon le cas. On touche ici une difficulté de vocabulaire, ETC apparaissant comme un "modèle

composé" par rapport aux modèles élémentaires dont il assure la connexion. Dans la suite, on emploiera les termes "modèle" et "modèle élémentaire" respectivement.

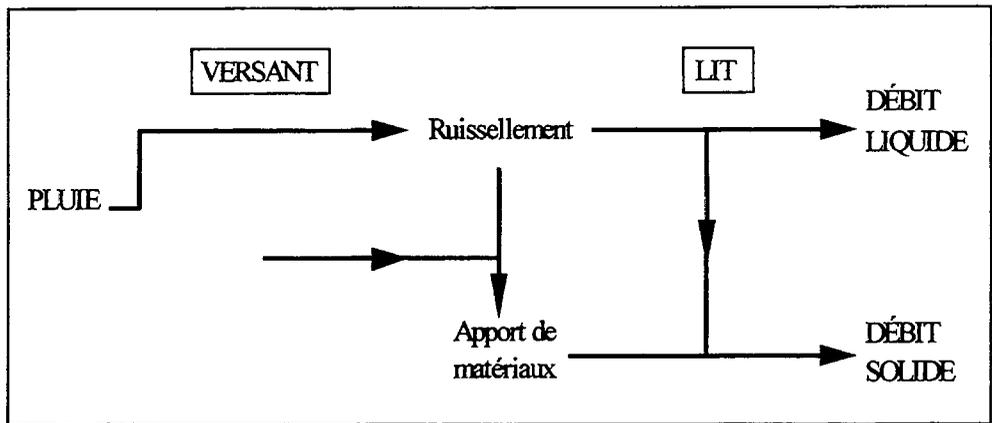


Figure 51 : Architecture intégrée du modèle ETC.

Nous détaillons ci-après les modèles élémentaires qui ont été utilisés pour les flux de sédiments dans l'application au Rimbaud :

- Modèle hydrologique conceptuel GR2 (Michel C., 1991).
- Modèle élémentaire pluie-érosion et ruissellement-érosion (versants) : l'ablation pour la crue considérée doit être déterminée au préalable. Cette ablation est alors distribuée dans le temps, proportionnellement au ruissellement du versant. Elle est répartie entre les matériaux très fins, toujours en suspension et ne se déposant pratiquement jamais dans le lit, et les autres matériaux, plus grossiers, par l'application d'un critère granulométrique empirique de 65 μm (Simons D.B. et Sentürk F., 1992).
- Modèle élémentaire de routage des débits liquides et solides : la propagation de l'hydrogramme liquide dans un bief est une simple translation sans déformation. Le débit solide est translaté à la vitesse du débit liquide.
- Modèle élémentaire de transport solide : il fait référence aux notions de capacité maximale de transport, de dépôt ou d'affouillement du lit, de pavage. L'approche globale du modèle implique que l'on concentre conventionnellement au point aval du bief traité des processus s'étalant en fait tout au long. Les formules de capacité maximale de transport de Lefort (Lefort P., 1992) et de Rickenmann (Rickenmann D., 1990) ont été utilisées en parallèle sur les fortes pentes, celle de Meyer-Peter (Meyer-Peter E. et Muller R., 1948) sur les pentes faibles.

- Modèle élémentaire de tri des sédiments grossiers à fins à la station de jaugeage : les matériaux progressant par charriage en ce point constituent le dépôt, alors que ceux en suspension, cumulés avec les matériaux très fins toujours en suspension, sont supposés échantillonnés par le préleveur. Pour cette séparation entre charriage et suspension, on utilise, en dépit de son imperfection, le critère empirique d'égalisation de la vitesse de cisaillement avec la vitesse de chute (Raudkivi A.J., 1990).

3. La représentation des processus érosifs du bassin versant du Rimbaud

Les processus érosifs qui ont fonctionné au Rimbaud après l'incendie ont été décrits précisément par Martin C. *et al.* (1993 – voir Chapitre VIII). Cette représentation a tenté d'en tenir compte.

3.1 Caractéristiques des versants et des biefs

Le bassin versant a été divisé en cinq versants et cinq biefs, en fonction du réseau hydrographique (Fig. 49). Les tableaux 67, pour les versants, et 68, pour les biefs, présentent les valeurs des paramètres utilisées ; elles proviennent d'observations ou d'estimations de l'état du bassin après l'incendie.

En raison de la faible pente de BF5, on a utilisé dans ce bief la formule de capacité maximale de transport de Meyer-Peter.

3.2 Estimation de l'ablation des versants

La parcelle expérimentale de 75 m² (voir chapitre VIII) paraît représentative de l'intensité moyenne de l'érosion sur le bassin (pente très légèrement plus forte que la moyenne, mais absence de rigoles). Son ablation pour chaque crue a été extrapolée à l'ensemble des terrains incendiés du Rimbaud comme condition limite du modèle (Tab. 47).

	Surface (ha)	Taux de dénudation (%)
SB0	54	75
SB1	46	100
SB2	22	60
SB3	17	80
SB4	7	75

Tableau 47 : Paramètres des versants.

La granulométrie du sol de cette parcelle (Fig. 52) permet d'appliquer le critère de 65 µm. Ainsi 28 % de l'ablation seraient constitués de sédiments très fins transitant toujours en suspension, sans limitation par une notion de capacité maximale de transport. On peut vérifier par ailleurs que dans les lits ne figurent aucun matériau de taille inférieure à 65 µm.

3.3 Estimation de la granulométrie des biefs

Pour l'utilisation des formules de capacité maximale de transport, on a effectué, faute de mieux, des mesures de la granulométrie du lit en juin 1994. La granulométrie transportée en BF5, rocheux, a été prise identique à celle des dépôts fins de BF4 (Tab. 48).

La granulométrie intervenant dans le calcul de la destruction du pavage figure dans la colonne "D90 lit" du tableau 48. Pour BF1 et BF5, une valeur conventionnellement très élevée traduit le lit rocheux.

Pour la séparation entre charriage et suspension, à la station de jaugeage, deux courbes granulométriques (Fig. 52) sont susceptibles de représenter correctement les sédiments : celle de dépôts fins observés en juin 1994 en BF4 et celle des dépôts situés immédiatement à l'amont du seuil, mesurée par Martin C. *et al.* (1996) en décembre 1990 ; on les utilise toutes les deux successivement, pour constater que les résultats ne diffèrent pratiquement pas. L'application du critère retenu (cf. § 2.2) conduit à considérer que la plupart du temps, 4 à 20 % (selon la granulométrie et le débit critique de début de transport) des sédiments fins à grossiers sont transportés par suspension en ce site et rejoignent les sédiments très fins toujours en suspension pour se retrouver dans les échantillons prélevés à l'exutoire. Ce taux peut atteindre 100 % pour le débit maximal observé (7,8 m³/s).

	Longueur (m)	Pente (%)	Fruit des berges	Largeur (m)	D90 (mm)	D50 (mm)	Dm (mm)	D30 (mm)	D90 lit (m)	Coefficient de Strickler
BF1	170	7	0	1,9	100	30	72	15	1,000	15
BF2	380	3	0	1,7	20	8	14	5	0,020	15
BF3	340	3	0	2,5	210	63	85	30	0,210	15
BF4	120	3	0	1,9	95	40	56	22	0,095	15
BF5	5	2	0	3,0	6	2	4	1,5	1,000	15

Tableau 48 : Paramètres des biefs.

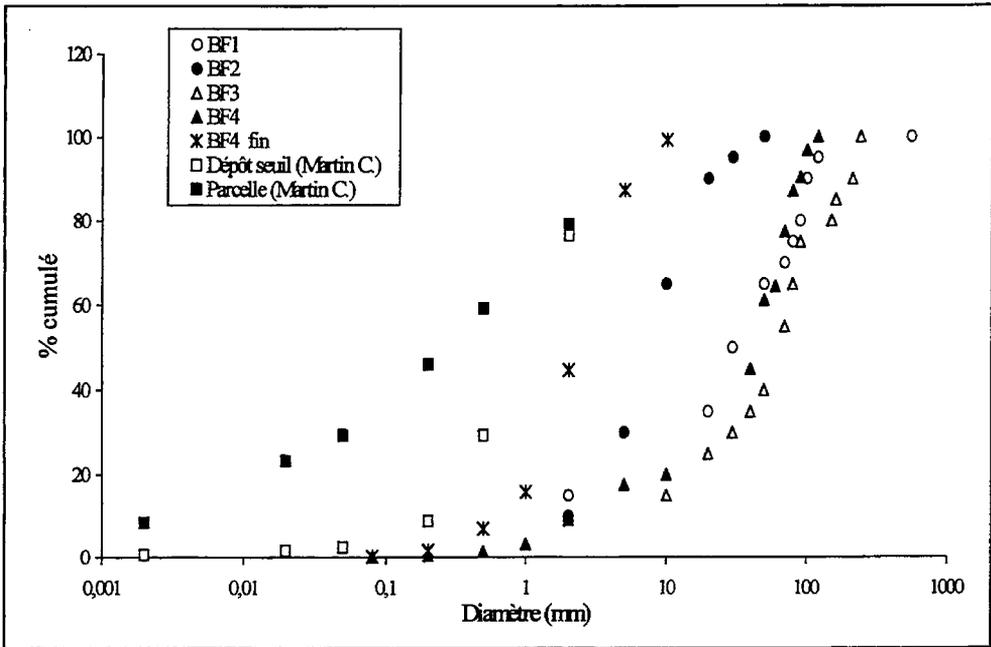


Figure 52 : Courbes granulométriques mesurées au Rimbaud.

4. Choix des crues modélisées et caractéristiques

Parmi les événements qui ont eu lieu immédiatement après l'incendie, nous avons sélectionné toutes les crues dont le débit maximal instantané dépassait les 500 l/s (Tab. 49), susceptibles d'entraîner des changements morphologiques des lits, même si les préleveurs avaient mal fonctionné : en effet, les dépôts formés à l'issue d'une crue servant de conditions initiales pour la reconstitution de la suivante, il était indispensable d'adopter cette démarche. Cependant deux crues moyennes d'octobre manquent, en raison de problèmes d'instrumentation ; heureusement, un très faible effet morphologique peut leur être attribué d'après la modélisation des autres crues de pluviométrie analogue et cette lacune ne remet donc pas en cause la reconstitution des crues ultérieures.

Les paramètres de la modélisation hydrologique ont été optimisés de façon à reproduire l'hydrogramme le plus fidèlement possible (Fig. 53). Cet objectif a pu être atteint convenablement.

Pour la première crue de la série, le dépôt initial a été estimé à partir des observations de terrain : on a retenu une hauteur de 0,10 m sur la moitié de la surface des lits, soit respectivement pour BF1 : 16 ; BF2 : 32 ; BF3 : 42 ; BF4 : 11 m³ ; mais aucun pour

BF5, rocheux et raide. L'incidence de l'incertitude sur ces dépôts décroît au fur et à mesure des simulations.

Date	Pluie (mm)	Intensité maximale de la pluie sur 3 mn (mm/h)	Débit liquide maximal (m ³ /s)	Débit solide en suspension maximal échantillonné (g/l) (l/s)	Ablation des versants ** (m ³ /ha)
01/10/90	26,6	100	1,93	-	0,86
03/10/90	21,2	80	5,64	-	0,38
25/10/90	18,8	32	0,59	-	0,85
25/11/90	64,8	76	4,95	-	0,26
27/11/90	16,6	12	0,81	-	0,00
09/12/90	79,8	64	7,65	30 56 *	0,39

* : le débit solide en suspension maximal échantillonné n'est pas concomitant avec le débit liquide maximal. ** : ablation théorique d'un matériau de densité 2,65

Tableau 49 : Principales caractéristiques des crues étudiées.

5. Comparaison de la reconstitution et des observations

Dans ce qui suit, nous allons discuter de la vraisemblance des crues reconstituées, sous différents aspects, par référence à des mesures ou, au moins, des observations quantitatives (principalement publiées par Martin C., 1993).

5.1 Destruction du pavage

D'après l'observation des lits, les seuls biefs susceptibles d'être concernés sont BF2, BF3, BF4. Dans les autres, les paramètres granulométriques traduisent l'impossibilité d'un tel phénomène (cf. § 3.3).

Avec la formule de Lefort, les dépôts de sédiments sont toujours assez importants pour empêcher la destruction du pavage, sauf pendant la crue du 9 décembre 1990.

Avec la formule de Rickenmann, le pavage de BF4 a été détruit pendant la crue du 25 novembre 1990 ; pour l'empêcher, il aurait fallu augmenter le d90 du pavage à 210 mm au lieu de 95 mm ; cependant cela n'aurait pas suffi lors de la crue du 9 décembre 1990.

Les observations ne mentionnent une destruction du pavage que pour la crue du 9 décembre 1990, et encore est-elle très limitée. La reconstitution utilisant la formule de Lefort est cohérente avec ces observations et pas celle de Rickenmann.

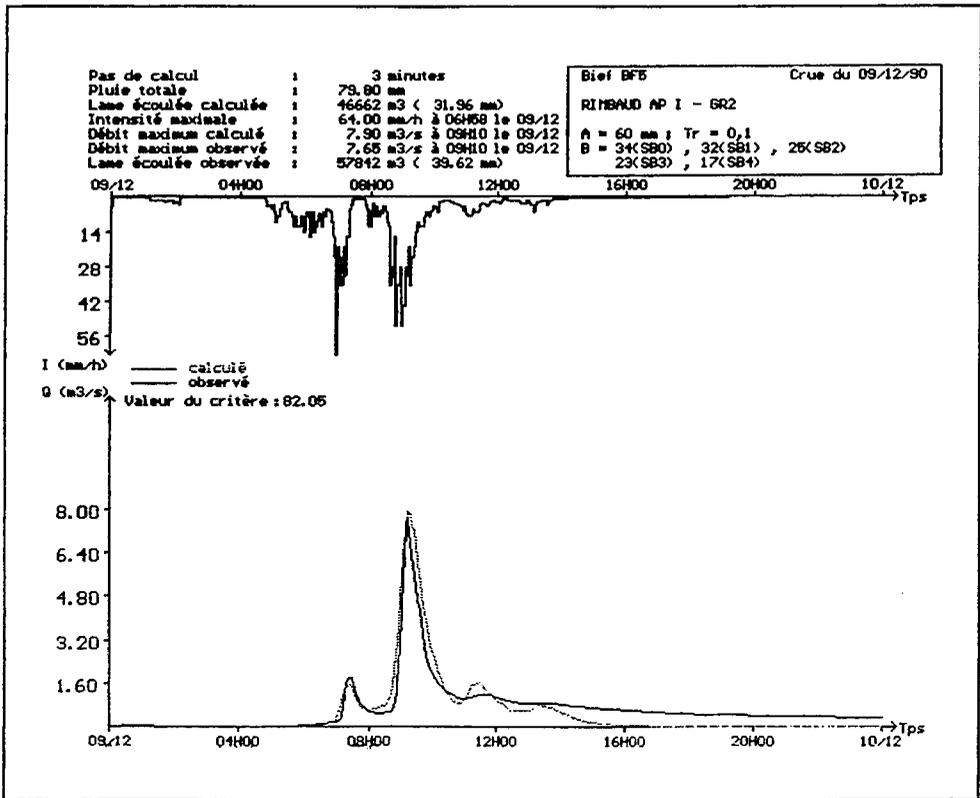


Figure 53 : Modélisation hydrologique de la crue du 9 décembre 1990.

5.2 Production de sédiments transitée au droit du préleveur

La figure 54 montre la reconstitution de la production de sédiments ayant transité aux préleveurs, comparée à celle mesurée, pour la crue du 9 décembre 1990. En effet, cette comparaison ne présente d'intérêt que pour cet événement : pour les autres crues, les concentrations en matières en suspension ne sont disponibles que pour des périodes de la crue avec de très faibles débits.

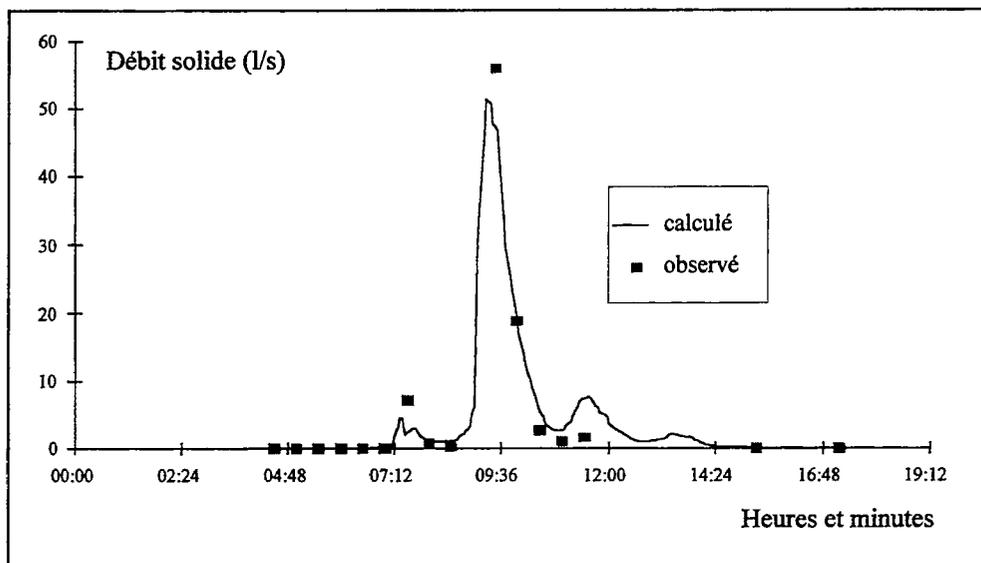


Figure 54 : Sédimentogrammes transités, calculé et observé, du ruisseau du Rimbaud lors de la crue du 9 décembre 1990.

La qualité du résultat est indépendante de la formule utilisée pour calculer la capacité maximale de transport (cependant la portée de cette remarque est limitée par le fait que dans tous les cas, c'est la formule de Meyer-Peter qui a servi pour BF4). Pour les forts débits, l'écart est faible ; pour les faibles valeurs, il est possible que la médiocre reproduction des faibles débits liquides soit responsable des divergences observées.

5.3 Production de sédiments déposée à la station de jaugeage

Le tableau 50 présente la comparaison entre les quantités observées et calculées de matériaux déposés derrière le seuil de la station limnigraphique. La seule observation disponible est l'ordre de grandeur du dépôt cumulé, soit 8 m^3 .

Seule l'utilisation de la formule de Lefort donne des dépôts plausibles.

5.4 Changements morphologiques dans le lit

Le bilan des dépôts et reprises dans les lits est le suivant (Tab. 51).

Le décapage de BF1 et BF5 est cohérent avec la dynamique du lit du Rimbaud telle qu'on a pu l'observer en juin 1994.

Crues	Observé	Lefort	Rickenmann
01/10/90	-	1-1	3-5
03/10/90	-	1-4	2-4
25/10/90	-	1-2	3-3
25/11/90	-	3-3	9-14
27/11/90	-	0-0	1-2
09/12/90	-	3-2	12-19
Total	8	9-12	30-47

Les colonnes "Lefort" et "Rickenmann" correspondent aux deux formules de capacité maximale de transport par charriage utilisées ; les valeurs extrêmes de l'intervalle indiqué correspondent aux deux courbes granulométriques utilisables (§ 3.3).

Tableau 50 : Sédiments déposés à l'amont de la station (m^3) pendant les crues du Rimbaud de l'automne 1990 : comparaison calculé/observé.

	BF1	BF2	BF3	BF4	BF5
Lefort	2	-112	158	+90	0
Rickenmann	0	-51	85	-49	0

Tableau 51 : Bilan global des dépôts et reprises dans les lits (m^3).

Les observations de Martin C. font état d'un dépôt d'environ $90 m^3$ au total pour l'ensemble des lits BF2, BF3, BF4.

Avec la formule de Rickenmann, on ne peut pas rendre compte de cette tendance.

Avec celle de Lefort, le bilan global ($136 m^3$) n'est pas trop éloigné de la valeur observée, mais la répartition par bief est mauvaise. Cette formule conduit notamment à considérer un affouillement important de BF2 (d'où une exagération du dépôt en BF4), que Martin C. (communication orale) n'a jamais observé : tout au plus, des érosions latérales des berges très localisées ont pu se produire. En BF3, le transport simulé est insuffisant. Toutefois l'origine de ces écarts ne provient pas forcément de la formule elle-même, mais de la granulométrie utilisée ou d'une mauvaise simulation du dépavage.

6. Conclusion

Compte tenu de la complexité des phénomènes, la modélisation intégrée de l'érosion torrentielle est difficile et peu pratiquée ; la reconstitution par ETC de la production de sédiments après incendie du bassin du Rimbaud, malgré ses imperfections, témoigne

donc de l'intérêt du modèle. Bien entendu, une véritable validation devrait reposer sur un plus grand nombre d'événements.

Le travail permet en outre d'éclairer l'effet d'échelle constaté préalablement entre la parcelle expérimentale et le bassin versant en mettant en relief les modalités du transit dans les lits : évacuation rapide des matériaux très fins, progression intermittente des matériaux grossiers à fins, blocage des matériaux charriés derrière le seuil de la station.

La formule de capacité maximale de transport de Lefort paraît plus adaptée que celle de Rickenmann sur ces lits de pente modeste.

Les critères empiriques utilisés pour la séparation entre les modes de transport n'ont pu être validés isolément de l'ensemble de la modélisation, mais leur intérêt est établi et les ordres de grandeur auxquels ils conduisent sont confortés par cette application : les concentrations observées pour la pointe de la crue du 9 décembre 90 ne pourraient être atteintes dans la modélisation par les seuls apports de versant, il faut les abonder par des matériaux en suspension issus du lit du cours d'eau.

Remerciements

C. Martin a aimablement mis à notre disposition les données d'érosion acquises par ses soins sur le bassin du Rimbaud. L'équipe de gestion du Réal Collobrier nous a largement facilité la tâche en nous guidant sur le terrain et en nous fournissant des données.

Bibliographie

Brochot S. et Meunier M., avec la collaboration de Martin C. et des équipes gestionnaires des BVRE du Réal Collobrier et de Draix, 1996, Un modèle d'érosion des torrents en crue (ETC). *Ingénieries-EAT*, n° 6, p. 9-18.

Lefort P., 1992, *Transport solide dans le lit des cours d'eau, dynamique fluviale*. Cours ENSHMG-INPG, 167 p.

Martin C., Bernard-Allée P., Béguin É., Levant M. et Qillard J., 1993, Conséquences de l'incendie de forêt de l'été 1990 sur l'érosion mécanique des sols dans le massif des Maures. *Bull. Assoc. Géogr. Franç.*, n° 5, p. 438-447.

Martin C., avec la collaboration de Béguin É., Levant M. et Qillard J., 1996, L'érosion hydrique à l'échelle de la parcelle et d'un petit bassin versant après incendie de forêt dans le massif des Maures. *Étude et Gestion des Sols*, n° 3, p. 179-192.

Meyer-Peter E. et Muller R., 1948, Formulas for bed load transport. *Intern. Assoc. Hydr. Res.*, 2^d meeting (Stockholm 1948), p. 39-64.

Michel C., 1991, *Hydrologie appliquée aux petits bassins ruraux*. Édit. Cemagref, Antony, 413 p.

Raudkivi A.J., 1990, *Loose boundary hydraulics*. Pergamon Press, Oxford, 538 p.

Rickenmann D., 1990, *Bedload transport capacity of slurry flows at steep slopes*. Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich, Mitteilungen 103, 248 p.

Simons D.B. et Sentürk F., 1992, *Sediment transport technology, water and sediment dynamics*. Water resources publications, Littleton, 897 p.

Conclusion :

État des recherches et perspectives

C. MARTIN * et J. LAVABRE **

* UMR 5651 "ESPACE" du CNRS, Département de Géographie, Université de Nice - Sophia-Antipolis, 98 Boulevard Edouard Herriot, BP 3209, 06204 Nice Cedex 3.

** Cemagref - Groupement d'Aix-en-Provence, le Tholonet, BP 31, 13612 Aix-en-Provence Cedex 1.

L'incendie de forêt d'août 1990 a donné la possibilité aux équipes engagées sur le BVRE du Réal Collobrier d'étudier, en terrain de roches métamorphiques et sous climat méditerranéen humide, les impacts du feu sur le couvert végétal, l'hydrologie, l'hydrochimie, les caractères agronomiques des sols et l'érosion hydrique.

La régénération du couvert végétal a été suivie à partir d'images satellitales et d'observations de terrain. La reprise végétale s'est effectuée assez rapidement. Certes, des différences très nettes sont apparues d'un secteur à l'autre, mais la couverture végétale a commencé à recouvrir l'ensemble des versants dès la deuxième année hydrologique après le feu.

Le comportement impulsionnel du ruisseau du Rimbaud observé après l'incendie a continué de se manifester très fortement en 1992-93, alors que les phénomènes d'érosion mécanique se trouvaient déjà considérablement ralentis sous l'effet de la revégétalisation. Or la décomposition des hydrogrammes indique qu'en 1992-93, les crues les plus violentes étaient encore essentiellement générées par le ruissellement sur les versants. Ces remarques, confortées par la rapidité des montées de crue et par la modestie des lames d'eau écoulées en crue, permettent de conclure qu'après l'incendie, la plupart des eaux écoulées en crue provenaient de zones d'extension limitée, proches des thalwegs, et peu sujettes à une revégétalisation rapide. Ces critères se trouvent réalisés au fond des gorges de la partie moyenne des deux principales branches du ruisseau du Rimbaud, dans des secteurs où les roches affleurent largement. Ce sont du reste certainement ces secteurs qui ont alimenté la crue de septembre 1968 (débit de pointe de crue supérieur à $15 \text{ m}^3/\text{s}$), le couvert végétal qui les recouvrait alors ne faisant que retarder le déclenchement du comportement impulsionnel.

L'interprétation des données mensuelles et les bilans hydrologiques annuels du bassin versant du Rimbaud s'avère beaucoup plus délicate. En effet, les différences entre les résultats avant et après incendie, restent dans la fourchette des incertitudes sur les mesures. Par comparaison avec des valeurs extrapolées à partir des données avant incendie, il semblerait que la destruction du couvert végétal ait provoqué une augmentation de l'écoulement annuel de l'ordre de 10 à 15 %. Mais cet écart pourrait être intégralement imputé à une cause météorologique, en raison de la possible diminution de la captation du pluviographe *Cemagref* du Rimbaud après la disparition de la végétation qui le protégeait du vent.

Les recherches sur l'hydrochimie et les caractères agronomiques des sols ont mis en évidence, d'une part, l'augmentation des exportations en solution liée à la libération d'éléments minéraux par la combustion des végétaux et, d'autre part, la redistribution d'une partie de ces éléments dans les profils. L'incendie a eu pour conséquence une amélioration sensible de la fertilité des sols. L'abondance des entrées d'éléments minéraux atmosphériques permet en outre d'espérer la compensation des pertes en solution dues aux conséquences du feu, et donc la reconstitution de la minéralomasse sans que les sols soient appauvris par rapport à la situation antérieure à l'incendie.

Enfin, la destruction du couvert végétal a provoqué une activation considérable de l'érosion mécanique. Les transports solides, presque nuls avant l'incendie, se sont comptés, selon les bassins versants, en centaines ou en milliers de tonnes par km² et par an en 1990-91. L'érosion a exercé une action d'autant plus efficace que les versants présentaient des pentes fortes. Les mesures effectuées sur la parcelle expérimentale du Rimbaud ont montré qu'en fonction de l'intensité de la reprise végétale, le ralentissement des phénomènes érosifs s'est manifesté de manière hétérogène à l'échelle métrique ou décamétrique. En revanche, à l'échelle du bassin versant, pour des superficies comprises entre 0,2 et 1,5 km², l'érosion s'est trouvée quasiment bloquée dès la deuxième année après le feu.

Les mesures des transports en suspension du ruisseau du Rimbaud ont servi à la modélisation des flux solides par le modèle ETC. Mais les espoirs de pouvoir extrapoler les observations à des terrains plus vastes reposent surtout sur la relation entre les exportations mensuelles du bassin versant du Rimbaud et l'indice d'agressivité pluviométrique IAPmBV.

Sur le plan méthodologique, divers enseignements ont été apportés par les investigations. L'étude des conséquences hydrologiques d'un incendie nécessite de disposer très vite de nombreux matériels et de pouvoir les rendre immédiatement opérationnels. La modification des fonctionnements hydrologiques vers des réponses impulsionnelles qui empêchent tout jaugeage fiable en hautes eaux, oblige en outre à utiliser des seuils bâtis et suffisamment largement calibrés pour canaliser les écoulements de pointe de crue. À ces contraintes, s'ajoute la nécessité de comparer les résultats avec des données représentatives des terrains non incendiés. Or les fonctionnements hydrologiques et hydrochimiques sous couvert végétal peuvent

différer sensiblement d'un bassin versant à l'autre, même lorsque les substrats sont identiques. L'approche idéale consiste donc à confronter les résultats obtenus après le feu avec des mesures sous couvert végétal effectuées sur les mêmes bassins versants avant le feu.

Dans ces conditions, le fait d'avoir disposé sur le BVRE du Réal Collobrier d'équipements déjà en place avant l'incendie, a bien sûr constitué un atout considérable. Mais le feu n'a touché largement que deux bassins versants déjà équipés (Rimbaud et Meffrey), et seule la station hydrométrique du Rimbaud s'est révélée réellement satisfaisante lors des pointes de crue. Par ailleurs, même pour le bassin du Rimbaud, les recherches se sont heurtées à certaines difficultés :

- d'une part, à l'impossibilité de distinguer parfaitement les effets de l'incendie, sur l'hydrologie et l'hydrochimie, de ceux de la sécheresse des années qui l'ont précédé ;
- et, d'autre part, à l'incertitude concernant l'évolution possible du pouvoir de captation du pluviographe *Cemagref* du Rimbaud à la suite de la modification de son environnement.

Une partie des réflexions encore menées sur les effets de l'incendie d'août 1990 tente d'apporter des précisions sur ces deux points. Des analyses complémentaires sont en outre effectuées par l'UMR 5569 "Hydrosciences" de l'Université de Montpellier II (Thèse de B. Fourcade) afin de déterminer la composition chimique des eaux du ruisseau du Rimbaud une dizaine d'années après le feu. Enfin, les mesures disponibles sur l'érosion hydrique permettront de proposer prochainement une méthode pour évaluer, en fonction de l'agressivité des pluies, le risque d'érosion mécanique après incendie à l'échelle d'un bassin versant.

Des recherches véritablement nouvelles sur les effets des feux de forêt ne pourront pas être lancées sur le BVRE du Réal Collobrier avant qu'un incendie ne touche de nouveau très fortement l'un des bassins versants instrumentés. Une telle situation n'est évidemment pas prévisible. Mais l'attente sera d'autant plus sereine qu'une telle catastrophe ne saurait en aucune façon être espérée. Il est tellement d'autres sujets qui méritent l'attention, à commencer par les spécificités du fonctionnement hydrologique des bassins versants de roches métamorphiques, que le travail ne manquera pas au cours des prochaines années... Et les surfaces brûlées seront, de toute façon, bien suffisamment étendues pour qu'il soit possible, en utilisant des approches assez légères – par exemple, sur pentes faibles, le suivi de l'évolution de la teneur en éléments grossiers de la couche superficielle des sols –, de valider les résultats de la méthode actuellement recherchée pour extrapoler les mesures disponibles de l'érosion hydrique.

Principales publications traitant des conséquences de l'incendie de forêt d'août 1990 dans le bassin versant du Rimbaud

Brochot S. et Meunier M., 1996, Un modèle d'érosion des torrents en crue (ETC). *Ingénieries -EAT*, n° 6, p. 9-18.

Lavabre J., Sempere-Torres D. et Cernesson F., 1993, Hydrological consequences of fire : changes on the hydrological response of a little Mediterranean basin a year after the fire. *J. Hydrol.*, vol. 142, p. 273-299.

Lavabre J., Martin C., Bernard-Allée Ph. et Folton N., 1993, Comportement hydrologique et érosion des sols d'un petit bassin versant méditerranéen après la destruction de l'écosystème forestier par un incendie. *Rencontres Forestiers-Chercheurs en Forêt Méditerranéenne* (La Grande-Motte, 1992), Édit. INRA, Paris, Les Colloques, Oswald H. édit., n° 63, p. 279-291.

Lavabre J., Arnaud P., Folton N. et Michel C., 1997, Les écoulements d'un petit bassin versant méditerranéen après un incendie de forêt. *Ingénieries - EAT*, n° 7, p. 21-30.

Lavabre J. et Martin C., 1997, L'impact d'un incendie de forêt sur l'hydrologie et l'érosion hydrique d'un petit bassin versant méditerranéen. *AIHS Publ.*, n° 245, Actes de la Vth Scientific Assembly of the AIHS (Rabat, 1997), p. 39-47.

Lavabre J., Folton N., Arnaud P. et Martin C., 1999, Impact d'un incendie de forêt sur l'hydrologie d'un petit bassin versant méditerranéen. Incertitudes liées à la méthodologie d'analyse et à la métrologie. *Actes du Séminaire "Les bassins versants expérimentaux de Draix, laboratoire d'étude de l'érosion en montagne"* (Digne, 1997), Mathys N. édit., Cemagref Éditions, p. 41-52.

Lavabre J. et Martin C., 2000, Impact de l'incendie de forêt d'août 1990 sur le comportement hydrologique du bassin versant du Rimbaud (massif des Maures, Var, France). *Ouvrage en hommage à L. Davy*, Presses de l'Université de Provence, Prosper-Laget V. édit., sous presse.

Lukey B.T., Sheffield J., Bathurst J.C., Lavabre J., Brochot S. et Martin C., 1995, Simulating the effect of vegetation cover on the sediment yield of mediterranean

catchments using SHETRAN. *Phys. Chem. Earth*, vol. 20, n° 3-4, p. 427-432.

Martin C., 1995, Recherches sur les conséquences hydrochimiques de l'incendie de forêt d'août 1990 dans le massif des Maures. *Annales de Géographie*, n° 581/582 : "Le système bassin versant : fonctionnement naturel, interventions humaines", p. 182-187.

Martin C., 1997, Relations entre l'érosion hydrique et l'agressivité des pluies après incendie de forêt dans le bassin versant du Rimbaud (Var, France). *Montagnes Méditerranéennes*, n° 5, p. 15-19.

Martin C. et Chevalier Y., 1991, Premières conséquences d'un incendie de forêt sur le comportement hydrochimique du bassin versant du Rimbaud (massif des Maures, Var, France). *Hydrologie continentale*, vol. 6, n° 2, p. 145-153.

Martin C., Bernard-Allée Ph., Béguin É., Levant M. et Quillard J., 1993, Conséquences de l'incendie de forêt de l'été 1990 sur l'érosion mécanique des sols dans le massif des Maures. *Bull. Assoç. Géog. Fr.*, n° 5, p. 438-447.

Martin C. et Chevalier Y., avec la participation de Bech-Borras J., 1994, Results of the first year of post-forest fire hydrochemical measures on the Rimbaud stream (Massif des Maures, Var, France). In : *Soil erosion as a consequence of forest fires* (Conference ESSC, Barcelone-Valence, 1991), Sala M. et Rubio J.L. édit., Geoforma Ediciones, p. 241-253.

Martin C., Lavabre J., Travi Y., Gimenez H., Quillard J., Daniel M. et Chevalier Y., 1994, Comportement impulsif du ruisseau du Rimbaud à la suite d'un incendie de forêt : l'exemple de la crue du 27 septembre 1992. *Ét. Géogr. Phys.*, n° XXIII, Actes de la 3^{ème} Journée Scientifique du GIS Réal Collobrier (Avignon, 1993), Martin C. édit., p. 13-14.

Martin C., avec la collaboration de Béguin É., Levant M. et Quillard J., 1996, L'érosion hydrique à l'échelle de la parcelle et d'un petit bassin versant après incendie de forêt dans le massif des Maures. *Étude et Gestion des Sols*, vol. 3, n° 3, p. 179-192.

Martin C., Allée Ph., Béguin É., Kuzucuoglu C. et Levant M., 1997, Mesure de l'érosion mécanique des sols après un incendie de forêt dans le massif des Maures. *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, n° 2, p. 133-142.

Martin C., avec la collaboration de Béguin É. et Levant M., 1997, L'érosion hydrique après incendie de forêt dans le bassin versant du Rimbaud (Var, France) : relations avec l'agressivité des précipitations. *Bull. Réseau Érosion*, n° 17, Actes des XIII^{èmes} Journées du Réseau Érosion : "Érosion en montagnes semi-arides et méditerranéennes" (Le Pradel, 1996), p. 83-92.

Martin C. et Lavabre J., 1997, Les crues du ruisseau du Rimbaud (massif des Maures, Var, France) après l'incendie de forêt d'août 1990 : estimation du ruissellement sur les versants. *Revue d'Analyse Spatiale quantitative et Appliquée*, 1996, n° 38 et 39 (Mélanges Maurice Julian), Carréga P. édit., p. 203-211.

Martin C. et Lavabre J., 1997, Estimation de la part du ruissellement sur les versants dans les crues du ruisseau du Rimbaud (massif des Maures, Var, France) après l'incendie de forêt d'août 1990. *Journal des Sciences Hydrologiques*, vol. 42, n° 6, p. 893-907.

Martin C., Chevalier Y., Gimenez H. et Quillard J., 1998, Variations de la composition chimique des eaux de drainage et de ruissellement, modifications des caractères agronomiques des sols après incendie de forêt dans le bassin versant du Rimbaud (Var, France). *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, n° 3, p. 215-232.

Martin C. et Chevalier Y. (1999) - Comportement hydrochimique après incendie de forêt du bassin versant du Rimbaud (Massif des Maures, France). *Z. Geomorphologie*, vol. 43, n° 3, p. 359-381.

Martin C., avec la collaboration de Allée Ph., 2000, Impact d'un incendie de forêt sur l'érosion hydrique dans le bassin versant du Rimbaud (massif des Maures, Var, France). *Forêt Méditerranéenne*, Actes du forum "Foresterranée'99" (Arles, 1999), sous presse.

Puech C., Lavabre J. et Martin C., 1991, Les feux de forêts de l'été 1990 dans le massif des Maures. *Sécheresse*, vol. 2, n° 3, p. 175-181.

Puech C., Viné P. et Leibreich J., 1994, Évolution comparée entre variations d'écoulement et couvert végétal suite à incendie. Réal Collobrier 1990-1993. *Actes du Workshop Final du Projet Européen DM2E* (Barcelone, 1994), Édit. Cemagref, 10 p.

Travi Y., Lavabre J., Blavoux B. et Martin C., 1994, Traçage chimique et isotopique (Cl⁻, ¹⁸O) d'une crue d'automne sur un petit bassin versant méditerranéen incendié. *Journal des Sciences Hydrologiques*, vol. 39, n° 6, p. 605-619.

Viné P., 1997, *Identification de l'hétérogénéité spatio-temporelle des comportements hydrologiques. Apports de la télédétection satellitale. Application aux bassins versants du Réal Collobrier (France) et de la Mare d'Oursi (Burkina-Faso)*. Thèse de Doctorat de l'Université J. Fourier - Grenoble I, 285 p.

Viné P. et Puech C., 1994, Suivi par télédétection de la régénération forestière après incendie et étude de l'influence de la végétation sur les écoulements. *Études de Géographie Physique*, n° XXIII (Actes de la 3^{ème} Journée Scientifique du GIS Réal Collobrier), Martin C. édit., p. 33-44.

Viné P., Puech C. et Grésillon J.M., 1999, Apport de la télédétection à l'étude de l'impact hydrologique de la reprise végétale après un incendie de forêt. Application au bassin versant méditerranéen du Réal Collobrier (Var, France). *In : Les bassins versants expérimentaux de Draix, laboratoire d'étude de l'érosion en montagne* (Actes du séminaire de Draix-Le Brusquet-Digne, 1997), Mathys N. édit., Cemagref Éditions, Collection Actes de colloque, p. 89-101.

Liste des figures

Figure 1 : Situation du BVRE. p.	11
Figure 2 : Le réseau de mesure du bassin de recherche du Réal Collobrier (après 1988). p.	12
Figure 3 : Présentation du bassin versant. p.	16
Figure 4 : Carte des pentes (<i>d'après Béguin, 1993</i>). p.	17
Figure 5 : Épaisseur des sols et formations superficielles (<i>d'après Béguin, 1993</i>). p.	19
Figure 6 : Précipitations annuelles sur le bassin versant du Rimbaud de 1967-68 à 1996-97. p.	21
Figure 7 : Radiométries caractéristiques des objets "strates" estimées année par année (incertitude = ± 1 écart-type). p.	25
Figure 8 : Exemple d'ajustement du modèle de croissance à une placette de 400 m ² (l'antécédent forestier est ici du chêne liège). p.	28
Figure 9 : Évolution temporelle des centres des 10 classes automatiques. p.	29
Figure 10 : Cartographie des dynamiques de reprise végétale sur les bassins versants du Meffrey et du Rimbaud. p.	31
Figure 11 : Les débits de pointe de crue du ruisseau du Rimbaud d'août 1967 à juillet 1994. p.	34
Figure 12 : Distribution de fréquence des débits de pointe de crue du ruisseau du Rimbaud sur la période 1967-1990 (selon la formule de Hazen). p.	35
Figure 13 : Écarts entre les écoulements annuels du bassin versant du Rimbaud observés et calculés par la relation R1 (pluies annuelles du bassin versant du Rimbaud). p.	38
Figure 14 : Écarts entre les écoulements annuels du bassin versant du Rimbaud observés et calculés par la relation R2 (pluies annuelles p.	38

du bassin versant du Valescure).

Figure 15 : Écarts entre les écoulements annuels du bassin versant du Rimbaud observés et calculés par la relation R3 (écoulements annuels du bassin versant du Valescure). p.	38
Figure 16 : Écarts entre les écoulements annuels du bassin versant du Valescure observés et calculés par la relation R4 (pluies annuelles du bassin versant du Valescure). p.	39
Figure 17 : Écarts entre les pluies annuelles du bassin versant du Rimbaud observées et calculées par la relation R5 (pluies annuelles du bassin versant du Valescure). p.	39
Figure 18 : Écarts entre les écoulements annuels du bassin versant du Rimbaud observés et calculés par le modèle GR2M (pluies du bassin versant du Rimbaud). p.	39
Figure 19 : Écarts entre les écoulements annuels du bassin versant du Rimbaud observés et calculés par le modèle journalier GR3J (pluies du bassin versant du Rimbaud). p.	40
Figure 20 : Relations en automne (septembre, octobre et novembre) entre les débits de pointe de crue et les précipitations en 24 heures (période après incendie : septembre 1990 - novembre 1994). p.	44
Figure 21 : Simulation d'une crue du ruisseau du Rimbaud générée par une pluie brève et intense. p.	46
Figure 22 : Simulation d'une crue de ruisseau du Rimbaud générée par une pluie de faible intensité et de longue durée. p.	46
Figure 23 : Comparaison des débits journaliers mesurés après l'incendie avec les valeurs reconstituées à partir des informations recueillies avant le feu (la période représentée démarre le 26 octobre 1990). p.	47
Figure 24 : Localisation des bassins versants étudiés et cartographie de la zone incendiée (le bassin versant du Boussicaut se trouve à l'est des bassins du Rimbaud et du Vaubarnier, en dehors du BVRE – voir Fig. 2). p.	52
Figure 25 : Liaison entre la pluie maximale en 1 heure et le coefficient de récession pour le bassin versant du Meffrey (chaque point est étiqueté par sa date : année/mois/jour ; Log : logarithme p.	54

népérien).

Figure 26 : Liaison entre la pluie maximale en 1 heure et le coefficient de récession pour le bassin versant du Rimbaud (chaque point est étiqueté par sa date : année/mois/jour ; Log : logarithme népérien). p.	54
Figure 27 : Évolution après feu des valeurs des coefficients de récession pour les bassins brûlés. p.	55
Figure 28 : La crue du 9 décembre 1990. p.	63
Figure 29 : Débit du ruisseau marquant l'arrêt des écoulements influencés par le ruissellement sur les versants à la suite de la crue du 9 décembre 1990. p.	64
Figure 30 : Relations entre les concentrations en ions chlorures et le débit du ruisseau lors de la récession associée à la crue du 9 décembre 1990. p.	65
Figure 31 : Décomposition de la crue du 9 décembre 1990. p.	66
Figure 32 : La crue du 27 septembre 1992. p.	67
Figure 33 : Débit du ruisseau marquant l'arrêt des écoulements influencés par le ruissellement sur les versants à la suite de la crue du 27 septembre 1992. p.	68
Figure 34 : Relations entre les concentrations en sodium et le débit du ruisseau lors de la récession associée à la crue du 27 septembre 1992. p.	69
Figure 35 : Décomposition de la crue du 27 septembre 1992. p.	70
Figure 36 : Variations de la composition chimique des eaux du Rimbaud pendant la crue du 9 décembre 1990. p.	75
Figure 37 : Flux annuels d'ions chlorures en fonction des précipitations sur les bassins versants du Rimbaud (septembre 1976 - août 1979 ; septembre 1990 - août 1994) et du Boussicaut (septembre 1990 - août 1994). p.	82
Figure 38 : Flux annuels de sodium en fonction des précipitations sur les bassins versants du Rimbaud (septembre 1976 - août 1979 ; septembre 1990 - août 1994) et du Boussicaut (septembre 1990 - p.	83

août 1994).

- Figure 39 : Exportations annuelles de calcium, magnésium et potassium du bassin versant du Rimbaud en fonction des précipitations (septembre 1976 - août 1979 ; septembre 1990 - août 1994). p. 84
- Figure 40 : Exportations annuelles de calcium, magnésium et potassium des bassins versants du Rimbaud (R) et du Boussicaud (B) en fonction des précipitations (septembre 1990 - août 1994). p. 88
- Figure 41 : Exportations annuelles de sodium et d'ions chlorures des bassins versants du Rimbaud (R) et du Boussicaud (B) en fonction du drainage (septembre 1990 - août 1994). p. 90
- Figure 42 : Évolution des teneurs en carbone organique (C), en azote total (N) et en cations basiques échangeables de l'horizon A₁₂ de la parcelle expérimentale incendiée. p. 104
- Figure 43 : Composition chimique des eaux des caissons lysimétriques 1 et 3 en 1991-92. p. 106
- Figure 44 : Relation entre les teneurs en calcium et l'abondance des ions nitrates et sulfates dans les eaux des caissons lysimétriques 1 et 3 en 1991-92. p. 108
- Figure 45 : Relation entre les pertes solides mensuelles et IAPm à la parcelle expérimentale incendiée (septembre 1990 - septembre 1992). p. 120
- Figure 46 : Relation entre les pertes solides mensuelles du bassin versant du Rimbaud et de la parcelle expérimentale incendiée (septembre 1990 - septembre 1992). p. 127
- Figure 47 : Érosion mensuelle et indice IAPmBV dans le bassin versant du Rimbaud en 1990-91. p. 129
- Figure 48 : Localisation des bassins versants du Gageai 1, du Gageai 2 et de la Saute. p. 131
- Figure 49 : Représentation du bassin versant du Rimbaud pour la modélisation de la production de sédiments. p. 140
- Figure 50 : Schéma de cohérence entre débits solides mesurés et modélisés. p. 141

Figure 51 : Architecture intégrée du modèle ETC. p. 142
Figure 52 : Courbes granulométriques mesurées au Rimbaud. p. 145
Figure 53 : Modélisation hydrologique de la crue du 9 décembre 1990. p. 147
Figure 54 : Sédimentogrammes transités, calculé et observé, du ruisseau du Rimbaud lors de la crue du 9 décembre 1990. p. 148

Liste des tableaux

Tableau 1 : Proportions, en % de la surface totale, de différentes classes de pentes.	p. 16
Tableau 2 : Paramètres géométriques et topographiques Kc, L, Ds, Ip et Ig.	p. 18
Tableau 3 : Indices morphométriques Dd, F et Rc.	p. 18
Tableau 4 : Proportions, en % de la surface totale, de différentes classes d'épaisseur des formations superficielles.	p. 19
Tableau 5 : Formulation du modèle de composition spectrale linéaire du pixel.	p. 25
Tableau 6 : Modèle d'évolution des strates à un instant t (t, en années hydrologiques, compris entre 0 et 6 ans).	p. 27
Tableau 7 : Moyenne et écart-type des Erreurs Quadratiques Moyennes (EQM) calculés sur les 33 placettes enquêtées (unités : proportions de recouvrement).	p. 27
Tableau 8 : Fonction objectif pour estimer le jeu de paramètre Sa, Ssol, T arbustif et T herbacé, pour un ensemble de radiométries moyennes Rij donné.	p. 29
Tableau 9 : Exemples de plages de valeurs des paramètres du modèle d'évolution des taux de recouvrement obtenues par minimisation de la fonction objectif de l'équation 3.	p. 30
Tableau 10 : Proportions des strates par rapport à la surface des bassins ($\cong 1.5 \text{ km}^2$). Surface non brûlée : Rimbaud = 26 % ; Meffrey = 16 %.	p. 31
Tableau 11 : Pluviométrie, écoulement et déficit d'écoulement annuels sur le bassin versant du Rimbaud d'août 1967 à juillet 1990 (année hydrologique : août à juillet).	p. 33
Tableau 12 : Bassin versant du Valescure : écarts (mm) entre les écoulements observés et ceux calculés en utilisant deux équations de régression établies à partir de la même information avant	p. 36

incendie (août 1968 - juillet 1990).

Tableau 13 : Différentes liaisons de la forme $y = ax + b$ p.	36
Tableau 14 : Écarts entre la pluviométrie du bassin versant du Rimbaud et celle à l'emplacement des parcelles expérimentales de ruissellement. p.	42
Tableau 15 : Valeurs médianes du coefficient d'écoulement du bassin avant et après incendie. p.	45
Tableau 16 : Valeurs médianes des paramètres du modèle GR3H, au pas de 15 minutes. p.	45
Tableau 17 : Caractéristiques du réseau de mesures (Puech C. <i>et al.</i> , 1991; Folton N. <i>et al.</i> , 1995). p.	52
Tableau 18 : Données chimiques et isotopiques pour l'épisode hydrologique incluant la crue du 9 décembre 1990. p.	63
Tableau 19 : Données chimiques et isotopiques pour l'épisode hydrologique incluant la crue du 27 septembre 1992. p.	68
Tableau 20 : Apports atmosphériques annuels au pluviographe du Rimbaud sur la période septembre 1990 - août 1994. p.	76
Tableau 21 : Exportations en solution du bassin versant du Rimbaud en 1990-91 (kg/km^2). p.	78
Tableau 22 : Exportations en solution du bassin versant du Rimbaud en 1991-92 (kg/km^2). p.	78
Tableau 23 : Exportations en solution du bassin versant du Rimbaud en 1992-93 (kg/km^2). p.	79
Tableau 24 : Exportations en solution du bassin versant du Rimbaud en 1993-94 (kg/km^2). p.	79
Tableau 25 : Bilans hydrogéochimiques annuels du bassin versant du Rimbaud de septembre 1990 à août 1994. p.	80
Tableau 26 : Composition chimique annuelle moyenne (mg/l) des eaux ruisselées sur la parcelle expérimentale incendiée. p.	97
Tableau 27 : Composition chimique annuelle moyenne (mg/l) des p.	97

eaux ruisselées sur la parcelle défrichée manuellement entre septembre 1976 et août 1979.

Tableau 28 : Teneurs annuelles maximales et minimales (mg/l) dans les eaux ruisselées sur la parcelle incendiée. p. 98
Tableau 29 : Composition chimique (mg/l) des eaux ruisselées sur la parcelle expérimentale incendiée lors d'épisodes pluvieux entre septembre 1990 et septembre 1991. p. 100
Tableau 30 : Analyses des sols du bassin versant du Rimbaud (septembre 1991 – sans les données des tableaux 31 et 32). p. 102
Tableau 31 : Analyses de l'horizon A ₁₂ des sols de la parcelle expérimentale incendiée et des sols alentours. p. 103
Tableau 32 : Analyses de l'horizon A ₁₂ du sol de la parcelle défrichée manuellement (septembre 1976 - août 1980). p. 103
Tableau 33 : Exportations en solution annuelles (t/km ²) et composition chimique moyenne des eaux de drainage (mg/l) aux caissons 1 et 3 en 1991-92. p. 105
Tableau 34 : Valeurs annuelles médianes des paramètres chimiques dans les eaux récupérées aux caissons lysimétriques (1991-92 - 1993-94). p. 109
Tableau 35 : Exportations en solution (t/km ²) et composition chimique annuelle moyenne des eaux de drainage (mg/l) au caisson 1 (1991-92 - 1993-94). p. 110
Tableau 36 : Caractères physiques des sols de la parcelle expérimentale incendiée. p. 114
Tableau 37 : Pertes solides de la parcelle expérimentale incendiée. p. 115
Tableau 38 : Caractères physiques des pertes solides de la parcelle expérimentale incendiée. p. 116
Tableau 39 : Caractères chimiques de la terre fine (< 2 mm) des pertes solides de la parcelle expérimentale incendiée. p. 117
Tableau 40 : Composition granulométrique de la terre fine (< 2 mm) des sols et des pertes solides de la parcelle expérimentale incendiée (1990-1993). p. 118

Tableau 41 : Caractères chimiques de la terre fine des sols (horizon A ₁₂) de la parcelle expérimentale incendiée. p. 118
Tableau 42 : Indice IAPm à la parcelle expérimentale incendiée (septembre 1990 - septembre 1992). p. 120
Tableau 43 : Pertes solides (PS) du bassin versant du Rimbaud. p. 126
Tableau 44 : Caractères physiques des matériaux solides exportés du bassin versant du Rimbaud. p. 128
Tableau 45 : Caractères physiques moyens de la terre fine des sols (horizon A ₁₂) du bassin versant du Rimbaud. p. 128
Tableau 46 : Caractères physiques des sédiments des bassins du Gageai et des sols sur phyllades. p. 133
Tableau 47 : Paramètres des versants. p. 143
Tableau 48 : Paramètres des biefs. p. 144
Tableau 49 : Principales caractéristiques des crues étudiées. p. 146
Tableau 50 : Sédiments déposés à l'amont de la station (m ³) pendant les crues du Rimbaud de l'automne 1990 : comparaison calculé/observé. p. 149
Tableau 51 : Bilan global des dépôts et reprises dans les lits (m ³). p. 149

En août 1990, un incendie a ravagé
8400 ha de forêt et de maquis dans la partie
occidentale du massif des Maures (Var, France) qui
est constituée de roches métamorphiques
et connaît un climat
de type méditerranéen humide.

Les équipes de recherche intervenant sur
le Bassin Versant de Recherche et Expérimental (BVRE)
du Réal Collobrier ont étudié les effets de l'incendie
sur le couvert végétal, l'hydrologie, les caractères
agronomiques des sols, la composition chimique des
eaux, les exportations en solution et les phénomènes
d'érosion mécanique.

Le présent ouvrage dresse le bilan
de ces travaux pluridisciplinaires dont les principales
investigations ont porté sur le bassin versant
gneissique du Rimbaud (1,46 km²).

ISBN 2-85362-553-2

Prix : 185 F TTC –28,20 €



9 782853 625531