



Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (MEDD)

Programme GESSOL

Projet : **Impact de la récolte et de la régénération des peuplements  
sur la fertilité des sols forestiers**

Contrat INRA-DGAD 99114  
(code INRA 1118 A)

Rapport final MARS 2003

**Coordinateur : Jacques RANGER**

INRA Centre de Nancy  
Unité Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers  
54280 Champenoux  
tél : 03 83 39 40 68  
fax : 03 83 39 40 67  
email ranger @nancy.inra.fr

## I- CADRE SCIENTIFIQUE ET FINALISE

Les écosystèmes forestiers sont majoritairement gérés de manière extensive en France, ce qui signifie que les intrants par fertilisation sont généralement nuls. Seules quelques situations de ligniculture intensive, telles que les peupleraies ou la pinède landaise en Gascogne, reçoivent des fertilisants, améliorant la fertilité naturelle des sols forestiers, qui est le plus généralement faible (Bonneau, 1995).

La tendance des aménagements de la forêt de production, qui est partiellement remise en cause actuellement, consiste à intensifier la sylviculture par i) le changement d'essence (en substituant aux essences natives des essences plus productives, le plus souvent résineuses), ii) la diminution de la longueur des révolutions forestières, iii) la récolte d'une plus grande partie de la biomasse produite et/ou iv) l'utilisation de techniques nouvelles de récolte et de régénération des peuplements (ébranchage en bord de coupe, coupe à blanc, andainage ou incinération des rémanents), sans que des restitutions d'éléments exportés ne soient pratiquées en règle générale (Ranger et Bonneau, 1986 ; Ranger, 1995).

La fertilité des sols forestiers est le plus souvent limitée (Badeau et al., 1999) et ces pratiques, se traduisant par des exportations accrues de cations alcalins et alcalino-terreux, conduisent à une acidification des sols, à une diminution de leur fertilité minérale, et à une modification de toutes les fonctions de ces écosystèmes (Landmann et Bonneau, 1995).

D'une manière générale, le cycle biogéochimique des éléments nutritifs est très performant et autorise une efficacité très élevée des éléments nutritifs pour produire de la biomasse. Ceci est lié au recyclage important par les litières et par les translocations internes dans la plante elle-même.

Le suivi des flux dans les peuplements montre que la fertilité actuelle du sol (les réserves biodisponibles) repose sur un pool limité d'éléments nutritifs qui circule rapidement dans le système. Ceci a trois conséquences :

- 1- l'optimisation des ressources en éléments nutritifs pour produire la biomasse,
- 2- l'importance du végétal dans le fonctionnement du sol (le recyclage intense est la seule façon d'expliquer le maintien d'un élément comme le calcium dans les horizons supérieurs des sols très acides tempérés de plaine),
- 3- le caractère très fragile de la fertilité minérale des sols forestiers, qui dépend d'un pool limité d'éléments nutritifs, fatalement vulnérable.

Une contrainte majeure de l'aménagement durable des sols forestiers réside dans la prise en compte des contraintes écologiques propres à chaque site, de façon à respecter le fonctionnement naturel des sols et ne pas dépasser la capacité du système à restaurer sa fertilité actuelle. Si tel n'est pas le cas, la demande excède l'offre d'éléments et l'acidification du sol se répercute d'une part sur sa capacité à production (productivité du système) et d'autre part sur les fonctions environnementales par la qualité des solutions qui percolent vers les eaux de surface (baisse de pH, présence d'Al et oligotrophie des solutions). La remédiation de l'ensemble des fonctions d'un sol forestier étant complexe au plan technique et coûteuse, il est impératif de définir des aménagements qui ne conduiront pas à cette issue.

La fertilité des sols n'est pas une ressource renouvelable si l'on considère le pool total d'éléments nutritifs à l'échelle des générations forestières successives. Ceci ne signifie pas pour autant que la fertilité actuelle d'un sol, caractérisée par les éléments biodisponibles, ne puisse pas se régénérer au

cours d'un cycle forestier. Cette notion est totalement parallèle à celle de l'acidification des sols qui est inéluctable, mais qui ne se traduit pas obligatoirement par une baisse de pH.

Cette connaissance de la fertilité totale (à long terme) ou actuelle (à court terme) des sols, et des méthodes qui s'y rapportent, est à la base des travaux développés dans les sites-ateliers de recherche, visant d'une part à quantifier le fonctionnement de l'écosystème et d'autre part à fournir des recommandations concrètes aux aménagistes forestiers, pour une gestion durable de la fertilité des sols.

La difficulté réside dans la longévité des essences forestières qui rend très difficile un suivi direct et continu d'un peuplement au cours de son développement. C'est pourquoi le choix habituellement fait est celui d'une approche par chrono-séquences de peuplements, dont chaque terme représente un stade de développement d'un même peuplement : la difficulté matérielle pour trouver une telle séquence est importante (Cole et van Miegroet, 1992) mais c'est une voie efficace, permettant d'acquérir en un temps limité des informations pertinentes sur la dynamique du fonctionnement des écosystèmes. Dans ces peuplements, des mesures pendant une durée d'une dizaine d'années permettent de suivre les flux d'éléments entrant et sortant d'un compartiment donné.

Un modèle conceptuel à compartiments et à flux permet de formaliser pour un système donné, les termes à prendre en compte pour le calcul du bilan entrées-sorties de l'écosystème, seul apte à identifier l'évolution quantitative de la fertilité du sol et de prévoir des dysfonctionnements avant qu'ils ne se traduisent sur l'écosystème. L'étude des mécanismes sous-jacents est indispensable pour émettre un diagnostic sur les modifications du fonctionnement du sol (Ranger et Bonneau, 1984 ; Ranger et Turpault, 1999).

L'évolution de la fertilité des sols forestiers est étudiée par deux méthodes complémentaires :

1- le suivi en continu d'écosystèmes : les sites-ateliers sont des endroits privilégiés dans lesquels les études de bilan conduisent à des diagnostics assez précis de l'évolution de la fertilité des sols, compte tenu des nombreuses mesures qui sont effectuées sur des durées suffisamment longues pour intégrer la forte variabilité inter-annuelle (suivi sur 5 à 10 ans), ainsi que la prise en compte de l'ensemble des phases de développement d'un même peuplement. Ces sites sont instrumentés pour la mesure des flux d'éléments en solution (systèmes lysimétriques divers, mesure en continu de l'humidité et de la température du sol).

Malgré les incertitudes inhérentes à l'approche *in situ*, ces sites-ateliers présentent l'énorme avantage de permettre une étude des processus de fonctionnement des sols et l'établissement de bilans fiables, quantifiant l'évolution du sol.

2- les observatoires de sols : c'est une méthode très simple, mais lourde à mettre en œuvre de façon à prendre en compte la variabilité spatiale, qui permet par ré-échantillonnages successifs, de suivre la dynamique des réserves biodisponibles.

## II- ETAT DE L'ART

Le présent projet concerne spécifiquement *l'étude des modifications du sol lors de la récolte du peuplement par coupe à blanc et lors de la période de régénération du jeune peuplement par plantation*. La prise en compte de cette phase de récolte et de régénération permettra d'obtenir d'une part la dynamique du fonctionnement au cours du développement du peuplement depuis son installation jusqu'à sa récolte et d'autre part d'établir un bilan minéral pour le cycle sylvicole complet, donnée très rare dans la littérature et unique en France. Ce genre de donnée quantitative est seul capable de conduire à des recommandations pratiques aux forestiers pour une gestion durable des écosystèmes.

La coupe à blanc d'un peuplement forestier correspond à un changement radical du fonctionnement du sol :

- les arbres, qui représentent des pompes très efficaces pour le prélèvement de l'eau et des éléments nutritifs, sont éliminés, mais une végétation plus ou moins abondante peut rapidement se développer,

- la matière organique du sol qui s'est accumulée au cours du temps et qui est en équilibre avec le peuplement mature est alors soumise à des contraintes biologiques et climatiques totalement nouvelles : modifications profondes des climats lumineux, thermique et hydrique régnant à la surface du sol, modifications biologiques et microbiologiques etc... L'évolution du compartiment organique caractéristique des sols forestiers, risque d'avoir des répercussions sur celui du compartiment minéral.

Certains travaux montrent que ces modifications biogéochimiques peuvent avoir des conséquences environnementales très importantes :

- pertes élevées de cations nutritifs conduisant à une diminution de la fertilité du sol (Likens et al., 1977 ; Martins et al., 1991),

- transfert d'éléments vers les eaux de surface entraînant des éléments eutrophisants mais également des éléments potentiellement toxiques, tels que l'aluminium (Boudot et al., 1996, 1998),

- dans le cas de mise à nu de bassins versants entiers, les pertes de sol peuvent également être importantes, en particulier si le relief est accentué et si les pluies sont violentes, comme c'est le cas en climat tropical (Lal, 1997).

La littérature montre que les effets dépendent des caractéristiques des sites (pentes, type de sol), du climat, des méthodes de récolte et de la durée du maintien à nu du sol. L'exemple le plus cité dans la littérature est celui du Hubbard Brook Forest (New-Hampshire-USA), où le sol a été maintenu à nu pendant plusieurs années par application d'herbicide (Likens et al., 1977). Cette méthode permet une régénération aisée du peuplement en éliminant la concurrence, mais conduit à des pertes catastrophiques d'éléments nutritifs : 2000 kg d'azote nitrique, 300 kg de Ca et 150 kg de K par ha en 6 ans, mesurés à l'exutoire du bassin versant. Ces pertes ne sont pas toujours aussi élevées même si les différentes études montrent très généralement des flush plus ou moins durables d'éléments après une coupe : ces flush dépendent du traitement (ils sont les plus faibles pour les taillis où le système racinaire reste en place (Ranger et Nys, 1986) et de la quantité de biomasse récoltée (ils sont plus forts quand des rémanents riches en éléments nutritifs restent au sol (Vitousek et Matson, 1985)).

De nombreux autres exemples montrent l'importance de cette phase de récolte du peuplement sur la qualité des solutions du sol et des eaux de surface (Dyck et al., 1994). Reynolds et al. (1995) montrent qu'au Pays de Galles les coupes à blanc se traduisent par une augmentation substantielle de l'azote dans les eaux de surface pendant une période d'environ 6 ans après la coupe.

Il apparaît donc :

1- Que deux échelles doivent être distinguées :

Le bassin versant où le signal 'sol' est ou non conservé en fonction du transfert des solutions, de leur temps de résidence, de la présence éventuelle de zones de bas fond où la dénitrification peut avoir lieu.

La parcelle forestière où la coupe à blanc a toujours une influence au niveau du sol, au moins sur les horizons holorganiques, mais avec des nuances dépendant des types de sol, du climat et de la méthode utilisée.

2- Qu'un paramètre déterminant est le contrôle de la végétation spontanée, dont le développement conduit au prélèvement d'une masse importante d'éléments, soustraits au drainage, et représentant un volant de fertilité qui sera restitué quand le couvert peuplement sera fermé. Quand cette végétation est éradiquée pour des raisons de concurrence aux plantations, le taux (Brown et al., 1973) et la durée de maintien du sol à nu est déterminante dans les pertes d'éléments (Aubertin et Patric, 1972), en particulier quand la nitrification est importante. La tempête de 1999 a provoqué des situations de destruction du couvert forestier, dont la répercussion

sur la qualité des eaux de surface a nettement montré la relation avec la surface forestière mise à nu (Duval, 2001 ; Genay, 2002).

3- Que secondairement, le traitement des rémanents peut accentuer ou ralentir les pertes. En général, le déblaiement des rémanents évite les pertes par minéralisation de cette biomasse, mais leur contenu minéral a déjà été soustrait au sol. Ils peuvent à l'inverse servir de mulch et garantir le sol de l'érosion physique et les humus sous-jacents d'une minéralisation brutale. A l'échelle du bassin versant l'effet du traitement des rémanents est limité (Man et al., 1988).

### **III- OBJECTIFS DU PROJET**

L'objectif du projet « Impact de la récolte et de la régénération des peuplements sur la fertilité des sols forestiers » concerne l'étude des modifications de la phase solide et de la phase liquide du sol, induites par la coupe à blanc et la régénération d'un peuplement de Douglas adulte.

Les modifications du pédoclimat et l'absence du peuplement peuvent potentiellement conduire à des modifications importantes du fonctionnement biogéochimique du sol, et se traduire en pertes significatives de carbone et d'éléments nutritifs, indicateurs importants de la gestion durable des écosystèmes forestiers.

Les travaux ont porté sur les phases solide et liquide du sol, pour les aspects organiques et minéraux, qualitatifs et quantitatifs. Les aspects biologiques sont étudiés à deux niveaux : i) la recolonisation du site par la végétation spontanée et ii) l'évolution de la biomasse microbienne du sol.

L'approche utilisée repose sur des observations réalisées avant et après la coupe d'un peuplement forestier mature :

- III- mesure des paramètres climatiques
- IV- mesure des flux en solution
- V- caractérisation des processus
- VI- établissement de bilans de fertilité
- VII- suivi des sols dans le cadre d'un observatoire

Le modèle choisi pour cette étude est une plantation fortement productive de Douglas, première essence de reboisement en France (370 000 ha). C'est dans ce type d'écosystème productif, développé sur des sols aux réserves limitées, que les problèmes d'évolution rapide de fertilité devraient être observés.

L'étude de cet écosystème Douglas a débuté en 1992 dans les Monts du Beaujolais avec les objectifs suivants :

- étudier la dynamique du fonctionnement de cet écosystème,
- établir des bilans de fertilité du sol en prenant en compte la dynamique des peuplements, depuis la plantation jusqu'à la récolte,
- élargir les observations réalisées sur ce site à d'autres situations (au moins pour certains critères),
- fournir des recommandations aux gestionnaires.

### **IV- PARTICIPANTS**

I- INRA Centre de Nancy

- Jacques RANGER, DR11, Sébastien BLAISE, Maîtrise, Olivier BOURIAUD Doctorant Ecophysiologie, Matthieu FRANCOIS, DEA, Dominique GELHAYE, TR, responsable du site-atelier, Pascal BONNAUD, AI, analyste, Louissette GELHAYE, TR, analyste, Benoît POLLIER, TR, analyste, Unité Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers; effet de la coupe à blanc d'un peuplement forestier sur l'évolution du sol et la perte d'éléments nutritifs par drainage

- Frédéric GERARD, CRI, Unité Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers; effet de la coupe sur la spéciation chimique de l'aluminium dans les solutions du sol (en collaboration avec Jean-Pierre Boudot, CNRS-CPB Nancy).

- Marie-Pierre TURPAULT, CRI, Pascal BONNAUD, AI analyste, Gilles NOURRISSON, AJT, analyste, Unité Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers ; effet de la coupe à blanc sur l'évolution de la phase minérale du sol (minéralogie des phases cristallines et amorphes)

- Micheline COLIN-BELGRAND, CRI, Jean-Hugues JUSSY, Doctorant, Séverine BIENAIME, AI analyste, Unité Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers; effet de la coupe à blanc sur la minéralisation de l'azote organique

- Bernhard ZELLER et Jacques RANGER, Unité Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers, minéralisation des rémanents d'exploitation

Jean-François PICARD, CRI, Unité Ecophysiologie - Equipe *Phytoécologie forestière*, effet de la coupe à blanc sur le développement de la végétation de sous-bois.

II- Université de Bourgogne, Dijon, Centre des Sciences de la Terre, UMR A111 Microbiologie-Géosol - Laboratoire Géosol, 6 Boulevard Gabriel 21000 Dijon

Francis ANDREUX, Professeur, Jean LEVEQUE, Maître de Conférences, Marie-Jeanne MILLOUX, AI, Florence ROUX, Doctorante, effet de la coupe à blanc sur la dynamique de la minéralisation de la matière organique du sol (phases solide et liquide)

III- INRA Centre de Dijon, UMR A111 Microbiologie-Géosol ; Equipe Microbiologie du Sol, 17 rue Sully, BV1540 21034 Dijon cedex

Rémi CHAUSSOD, DR11, Marie-Christine BREUIL, TR, Florence ROUX, Doctorante, effet de la coupe à blanc sur l'activité biologique microbienne du sol

IV- CNRS, LIMOS FRE 2440, Université Henri-Poincaré Nancy I, Faculté des Sciences de Nancy Boulevard des Aiguillettes BP 239, 54506 Vandoeuvre-lès-Nancy cedex ; Jean-Pierre BOUDOT, CRI, effet de la coupe à blanc sur la spéciation et la toxicité de l'aluminium dans les solutions du sol.

## V- LE SITE SUPPORT DE L'ETUDE

Trois peuplements de 20, 40 et 60 ans du massif forestier des Aiguillettes (Beaujolais-Rhône) ont été étudiés de 1992 à 2002 pour le peuplement le plus âgé, coupé à blanc à l'automne 1998 et reboisé au printemps 1999 par du Douglas ; les deux autres peuplements ont été détruits par la tempête de Décembre 1999 et suivis mensuellement pendant 6 années consécutives depuis 1992. Ce site est un site-atelier du GIP-Ecofor qui a assuré directement ou indirectement le financement du fonctionnement de base.

Ces trois plantations instrumentées ont été suivies pour les flux en solutions (pluies, pluviolessivats, écoulements de tronc, solutions libres et liées du sol) et solides (prélèvement d'éléments nutritifs par les peuplements, restitutions par les litières). Des bilans entrées-sorties d'éléments nutritifs ont été calculés pour les trois peuplements et pour les six années d'observation. Le suivi de la coupe à blanc permet de compléter ce bilan.

Remarque : le site du peuplement coupé à blanc n'est plus suivi depuis le 1<sup>er</sup> janvier 2002, mais reste équipé pour la lysimétrie avec ou sans tension. Il serait intéressant d'y faire à nouveau des mesures dans une dizaine d'années afin de vérifier si les pertes observées dans le jeune peuplement sont aussi importantes en deuxième génération.

La coupe à blanc a été réalisée en Octobre 1998 de façon telle que les arbres n'occasionnent aucun dégât aux dispositifs mis en place sur le site. Les arbres ont été abattus et ébranchés sur place. Seuls les troncs ont été extraits de la parcelle. La seule perturbation occasionnée correspond aux passages du tracteur de débardage pour sortir les troncs de la parcelle, hors de la placette d'observation.

Après la coupe et avant la plantation d'une nouvelle génération de Douglas en Avril 99, un andainage a été opéré sur le site, de façon à pouvoir planter les jeunes Douglas dans des conditions satisfaisantes. Cet andainage réalisé à la pelle mécanique, consiste à mettre les rémanents en lignes (andains) et à égaliser la surface du terrain quand le débardage a provoqué des ornières. Compte tenu de la présence de capteurs multiples, il est clair que le passage de la pelle mécanique a été évité dans la parcelle expérimentale instrumentée. Celle-ci a fait l'objet d'un andainage manuel.

Il a donc été nécessaire de distinguer plusieurs zones sur le site :

- la placette expérimentale de l'INRA, suivie auparavant pendant 6 années complètes pour les solutions du sol, et qui n'a pas subi de passage d'engins provoquant une modification de la structure des couches superficielles du sol zone A.
- une zone externe dite zone B, où l'andainage a été réalisé mécaniquement
- la zone des andains C où sont empilés les rémanents.

Le tableau 1 résume la situation :

	zone A	zone B	zone C
prélèvements de sols :			
- INRA Nancy	x		
- Université de Bourgogne		x	
biomasse microbienne	x	x	
prélèvements de solutions			
- INRA Nancy	x		
spéciation Al en solution	x		
observation de la flore	x	x	
biomasse végétation spontanée	x		
décomposition des rémanents			
- INRA Nancy	x		
- Université de Bourgogne			x

Les solutions ont été prélevées mensuellement depuis Juillet 1992 avant et après la coupe à blanc du peuplement.

Les sols avaient été prélevés au début de l'expérimentation en 1992 : 7 profils de sols analysés indépendamment.

Pour suivre l'impact de la coupe à blanc, un échantillonnage spécifique a été réalisé sur 32 points géoréférencés dans et hors de la placette d'observation.

Dans l'enclos (zone A) Les prélèvements sont réalisés tous les ans à partir de septembre 1998 (prélèvement complet volumétrique (Litière, 0-5, 5-10, 10-15, 15-30, 30-45, 45-60 cm) ; un prélèvement intermédiaire est réalisé tous les 6 mois sur les horizons supérieurs organiques (Litière, 0-5, 5-10, 10-15 cm).

L'Université de Dijon a réalisé ses prélèvements dans la zone B suivant le protocole représenté dans la figure 1, qui correspond en fait à une autre modalité dans laquelle les humus ont été partiellement remaniés.

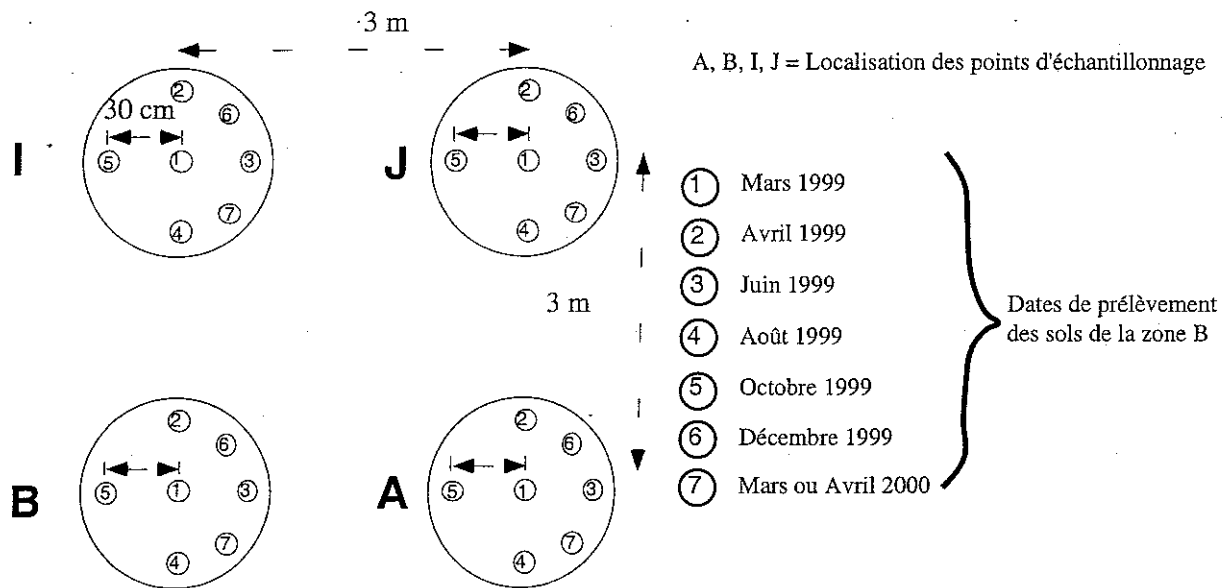


Figure 1. Répartition de l'échantillonnage en fonction de la date de prélèvement  
 Les prélèvements ont été réalisés sur un concept identique dans les zones A et B.

## VI- LES RESULTATS

### VI-1 Les rémanents d'exploitation

#### VI-11 Quantification (J. Ranger, INRA BEF)

La biomasse des rémanents d'exploitation a été estimée à partir de la biomasse et de la minéralomasse mesurée en 1992 (Ranger et al., 1995) et des mesures d'inventaire du peuplement réalisé avant la coupe à blanc en 1998, estimant que les tarifs calculés en 1992 restaient valables sur cette période de temps dans le cas d'un peuplement adulte (Ranger et al., 2002).

Ce sont donc 75 t de MS soit 35t de C et en particulier 342 kg de N et 289 kg de Ca séquestrés dans ces débris organiques (tableau 2). La pratique de l'andainage (regroupement des rémanents dans des bandes de façon à faciliter la plantation) soustrait donc au sol une quantité significative d'éléments nutritifs, et en particulier du calcium qui est l'élément potentiellement limitant dans ce site (Ranger et al., 2002). Pour mémoire le stock de Ca échangeable du sol est de l'ordre de 400 kg par ha sur 60 cm de profondeur, dont 40 % est concentré sur les 5 premiers cm (et 50 % sur 10 cm). Le danger de l'andainage est donc important si en plus des rémanents, la couche superficielle du sol est transférée vers les andains, zone inutilisée pour la plantation.

	MS t.ha <sup>-1</sup>	N kg.ha <sup>-1</sup>	P kg.ha <sup>-1</sup>	K kg.ha <sup>-1</sup>	Ca kg.ha <sup>-1</sup>	Mg kg.ha <sup>-1</sup>
Aiguilles	15	210	15	74	120	15
branches	50	122	14	45	162	15
Bois + écorce de tronc (découpe >7 cm de diamètre)	10	10	1	5	7	1
total	75	342	29	123	289	31



Tableau 2 : biomasse et contenu minéral des rémanents d'exploitation laissés sur la coupe après l'exploitation du peuplement de Douglas de 67 ans.

### VI-12 Décomposition (B. Zeller et J. Ranger, BEF Nancy)

Les objectifs de l'étude étaient d'étudier l'évolution de la masse et des éléments minéraux des branches, aiguilles et des racines de Douglas lors de leur décomposition après la coupe, et de quantifier les flux d'éléments minéraux provenant de chaque compartiment étudié.

La méthode des "litterbags" (Berg, 1986, Berg et Mc Clagherty, 1989) a été appliquée pour quantifier la décomposition des aiguilles. En janvier 1999, trois mois après la coupe, la totalité des aiguilles a été collectée sur une vingtaine de branches en provenance de plusieurs arbres. Ensuite, 5 g (matière fraîche) d'un mélange d'aiguilles d'âges différents ont été mis dans un sachet en Nylon. Ces derniers mesurant 10 cm x 10 cm avec une maille de 0,8 mm. La quantité d'aiguilles dans les sachets est égale à la quantité d'aiguilles par m<sup>2</sup> sur la parcelle après la coupe. Au total, 120 sachets ont été humidifiés, puis déposés au sol, début février 1999, dans trois blocs de la placette expérimentale. Pour la détermination du poids sec des aiguilles et pour celle de la composition minérale au début de l'étude, 5 échantillons ont été prélevés.

En décembre 1998, de longues branches d'un diamètre inférieur à 10 cm ont été collectées sur toute la surface de la placette. Ensuite, ces branches ont été coupées en morceau d'environ 45 cm de long et classées selon leur diamètre dans trois classes. La première allant de 1 à 2 cm, la deuxième comprise entre 2 à 4 cm et enfin la troisième allant de 4 à 7 cm (Scheu et Schauer mann, 1994). Chaque morceau de branche a été pesé (poids frais), puis une étiquette a été agrafée sur la surface. Une rondelle de bois a été prélevée sur 30 branches dans chaque classe de diamètre pour déterminer le poids sec et la composition minérale initiale ainsi que le rapport poids bois, poids écorce. Pour chaque classe de diamètre, 90 morceaux de branches ont été déposés, en décembre, sur trois blocs de la placette.

Mi-mars 1999, sur la parcelle de 40 ans, suite à un chablis artificiel, des racines (diamètre 1 à 5 mm) ont été collectées sur cinq arbres jusqu'à 15 cm de profondeur. Sur ces racines nous avons prélevé rapidement le sol rhizosphérique après le déracinement des arbres. Ensuite, pendant une journée, les racines ont été mises à sécher à l'air puis nettoyées avec une brosse et ensuite lavées à l'eau. Selon le diamètre, les racines ont été séparées en deux classes, classe I (inférieure à 2 mm) et classe II (2 à 4 mm), puis, découpées en morceau d'environ 5 à 8 cm de long. Ensuite, 2 g (poids frais) de chaque classe de racines ont été mis dans des "litterbags" (surface 100 cm<sup>2</sup>) ayant un maillage de 1,5 mm (Mc Clagherty et al. 1982, Bauhus, 1994). Ce poids correspond à la masse des racines dans le sol (0-10 cm profondeur) sur le terrain (estimation biomasse racinaire, J Ranger). En avril 1999, les "litterbags" ont été humidifiés, puis déposés sur la placette expérimentale selon le protocole suivant : 120 "litterbags" soit 60 de chaque classe de diamètre se trouvent à -5 cm de profondeur, et 80 "litterbags" soit 40 de chaque classe de diamètre se trouvent à -10 cm de profondeur. Les racines sont également réparties dans trois blocs.

Afin de suivre la minéralisation de rémanents aériens et souterrains, la fréquence de prélèvement a été adaptée au matériel étudié. Pour les racines et les aiguilles nous avons effectué deux à trois prélèvements par an et deux pour les branches. En détail, 3 échantillons ont été collectés dans chacun de trois blocs, soit au total 9 échantillons par date. Au laboratoire, les échantillons ont été séchés à 65 °C, pesés puis broyés.

La teneur en C et N des aiguilles, branches et racines est déterminée par analyseur CHN (Carlo Erba 2500). La teneur en S, P, Mg, Ca, K est mesurée après digestion acide (selon la méthode HClO<sub>4</sub>) par ICP (Jobin Yvon).

**Perte de masse :** l'évolution de la masse des aiguilles pendant trois ans et demi est caractérisée par une diminution d'environ 55% (Figure 2). La perte en masse de la litière diminue au cours du temps et peut être décrite par une relation du type exponentielle négative :  $X_t = X_0 e^{-kt}$ , dont  $X_0$  = masse initiale de la litière,  $X_t$  = masse de la litière après un temps de décomposition  $t$ ,  $k$  est la constante de décomposition par an (Olson, 1963). Le facteur  $k$  qui décrit la perte en masse annuelle varie entre 0.311 (1 an), 0.258 (2 ans) et 0.240 (3 ans). La faible diminution du facteur  $k$  (-0.7) montre que les aiguilles se décomposent plus lentement après trois ans, mais la vitesse de décomposition reste relativement importante. Le temps nécessaire pour faire décomposer 50% de la masse initiale d'un résidu peut être estimé en utilisant la formule  $t_{0,5} = \ln(0.5)/-k$ . Pour les aiguilles on obtient une estimation de temps variant entre 2.2 ans à 2.8 ans. La masse des branches diminue continuellement et atteint 76% (diam. 4-7 cm), 71% (diam. 2-4 cm) et 69% (diam. 1-2 cm) de la masse initiale des branches. La différence de la perte massique entre les trois classes de branches pour chaque prélèvement est significative ( $P < 0.05$ ). La perte annuelle en masse des branches varie entre 6 à 10% par an. La masse de deux classes des racines déposées à -5 cm de profondeur diminue fortement au cours de trois ans et atteint finalement 40% (racines < 2 mm) et 52% (racines > 2 mm) de la masse initiale. Ces différences sont significatives ( $P < 0.05$ ) pour chaque prélèvement. A cinq centimètres de profondeur du sol le facteur  $k$  varie de 0.398 (1 an), 0.353 (2 ans) et 0.287 (3 ans) pour les racines < 2 mm et de 0.244 (1 an), 0.191 (2 ans) et 0.202 (3 ans) pour les racines > 2 mm. A -10 cm de profondeur la masse des racines diminue également au cours des deux ans et atteint 42% (< 2 mm) et 56% (> 2 mm) de la masse initiale. A 10 cm de profondeur du sol le facteur  $k$

### Masse

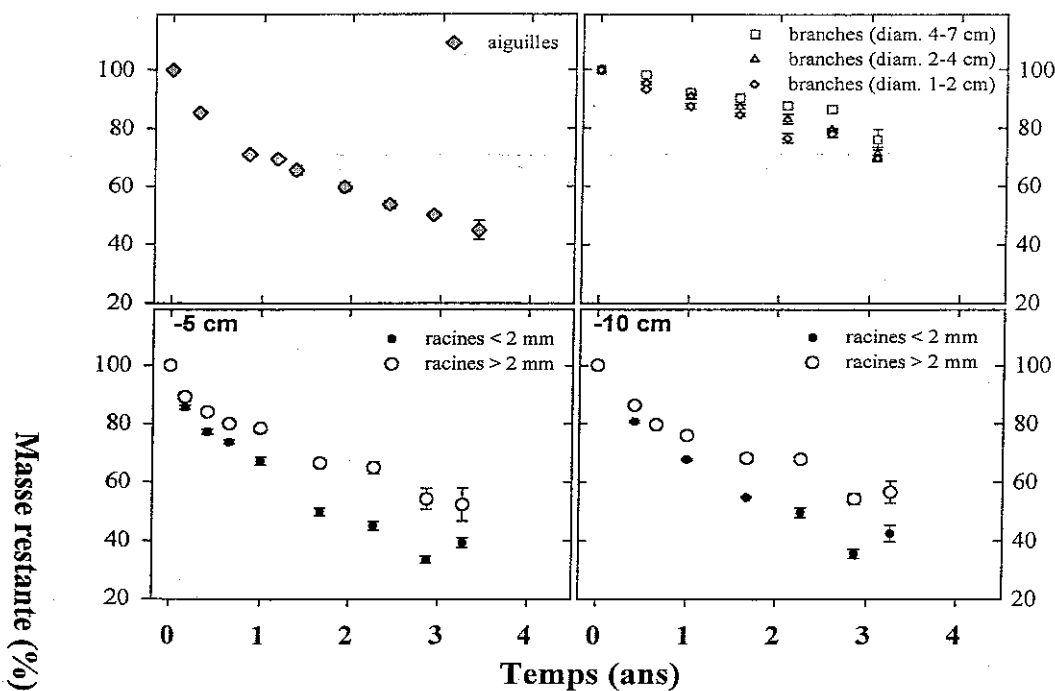


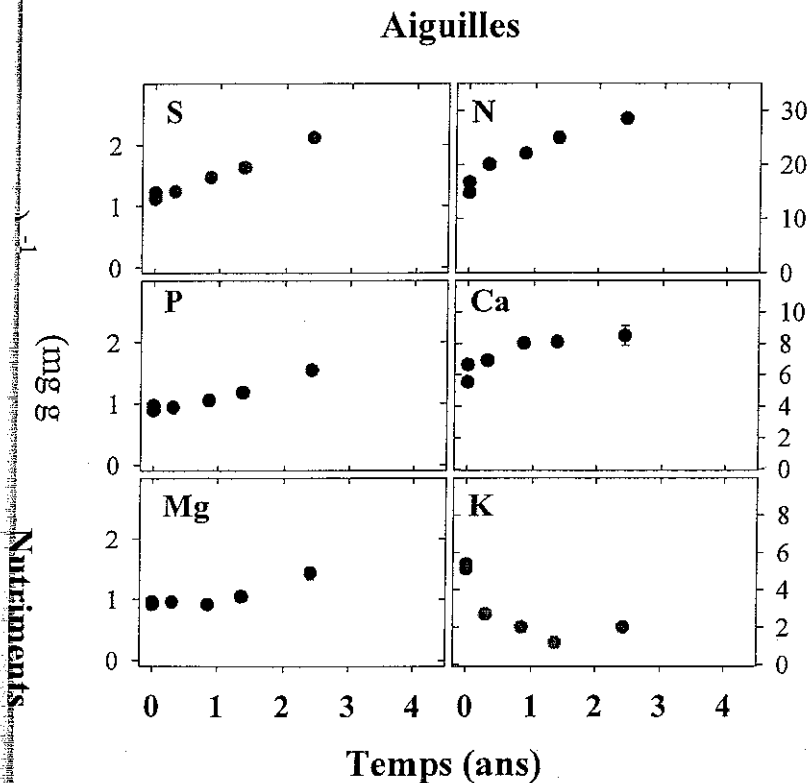
Figure 2 : Variation de la masse restante des aiguilles, des branches avec un diamètre inférieur à 2 cm, 2 et 4 cm et 4 et 7 cm et des racines avec un diamètre inférieur à 2 mm et compris entre 2 et 4 mm en fonction du temps de décomposition. Les racines ont été déposées à -5 cm et -10 cm de profondeur. Les barres verticales représentent l'erreur standard (n=9).

varie de 0.390 (1 an), 0.309 (2 ans) et 0.259 (3 ans) pour les racines < 2 mm et de 0.274 (1 an), 0.171 (2 ans) et 0.175 (3 ans) pour les racines > 2 mm. La perte massique des racines < 2 mm est plus importante que pour les racines > 2 mm, mais elle ne varie pas ou peu en fonction de la profondeur du sol étudié. Il semble que les deux facteurs souvent décrits comme déterminants pour

la décomposition des racines, la température et l'humidité du sol, varient peu dans sol en surface de la placette. L'évolution de la perte en masse des aiguilles et des racines fines (< 2 mm) est très similaire (pas de différence significative).

#### Éléments nutritifs

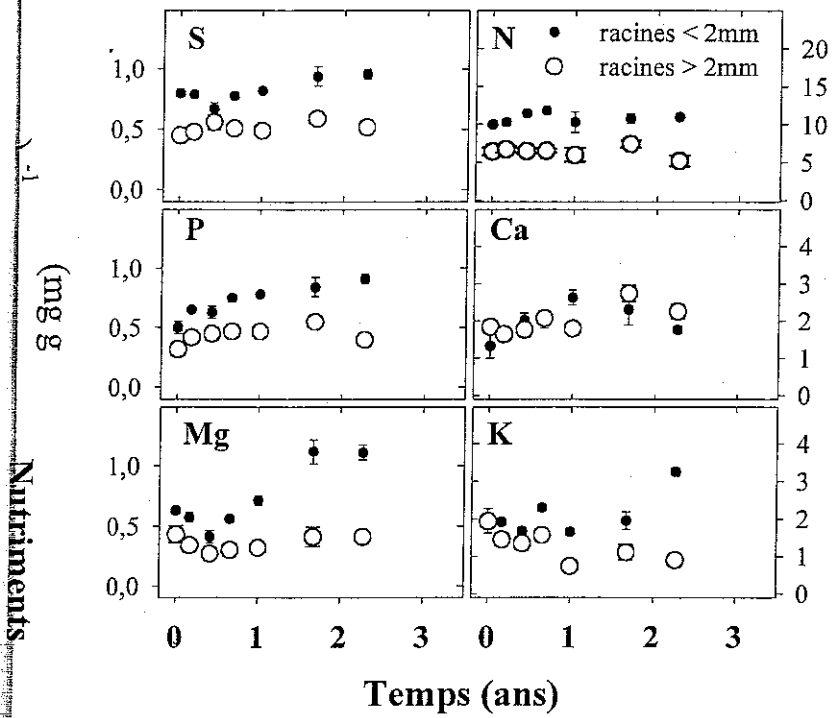
Cette étude de la décomposition et de la minéralisation des branches est encore dans sa phase initiale. C'est pourquoi, nous présenterons les résultats des analyses minérales seulement pour les aiguilles et les racines. La variation de la concentration en éléments nutritifs (N, S, P, Mg, Ca, K) dans les aiguilles pendant deux ans est caractérisée par une augmentation de la concentration en N, S, P, Mg, Ca et une diminution de la concentration en K (Figure 3).



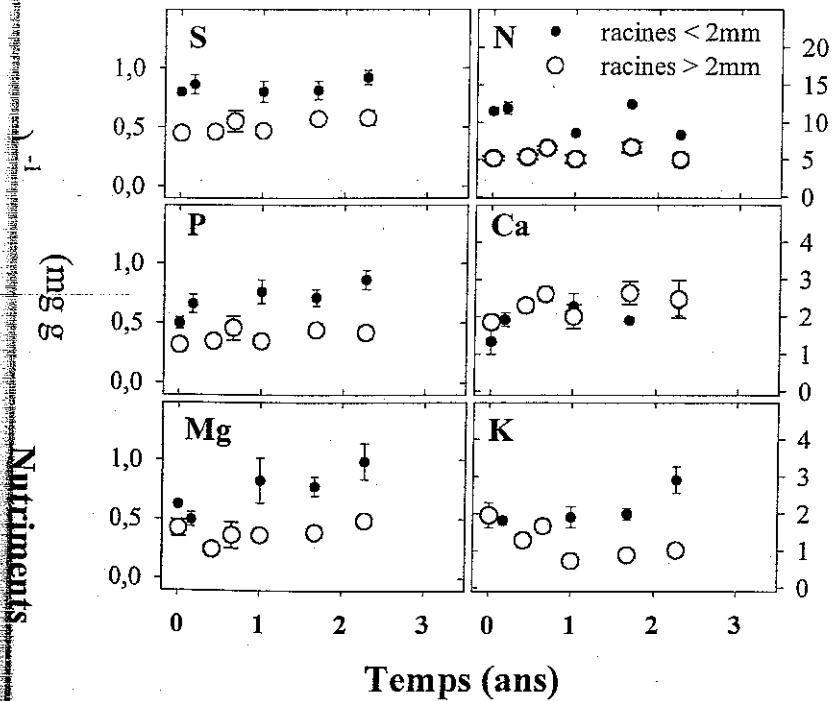
**Figure 3 :** La variation de la concentration en N, S, P, Mg, Ca, et K dans les aiguilles de Douglas mise en décomposition sur le site de Vauxrenard.

A 5 cm de profondeur du sol, l'évolution des éléments nutritifs dans les racines fines (< 2 mm) ressemble à celles des aiguilles, mais la variation de la concentration de la plupart des éléments est moins prononcée. Dans les deux classes de racines, la concentration en P et Ca augmente nettement au moins pendant deux ans de décomposition. Par contre, la concentration en K et Mg diminue au moins pendant la première année puis augmente plus tard. Pour N et S, les variations sont faibles, globalement les concentrations restent très proches des valeurs initiales. A 10 cm de profondeur, l'évolution des éléments nutritifs dans les racines est proche de celles mises à décomposer à 5 cm de profondeur avec une variabilité entre les répétitions un peu plus élevée (figure 4).

### Racines (profondeur -5cm)



### Racines (profondeur -10cm)



**Figure 4** : La variation de la concentration en N, S, P, Mg, Ca, et K dans les racines fines et grossières de Douglas à -5 cm et -10 cm du sol mises en décomposition sur le site de Vauxrenard.

La décomposition des branches dans les conditions écologiques et climatiques du site de Vauxrenard, ayant subi une coupe à blanc, est assez lente comparée à celle des aiguilles et des racines fines et moyennes. Elle varie faiblement en fonction du diamètre des branches mais contrairement aux aiguilles et aux racines, la perte de masse suit plutôt une fonction linéaire qu'exponentielle. A ce stade de l'étude il est encore trop tôt pour bien comprendre et décrire les facteurs qui influencent la décomposition des branches. D'après Frangi et al. (1997), le facteur  $k$  pour des branches de sapins et de pins avec des diamètres allant de 2,5 à 25 cm se situe entre 0,012 - 0,274. Un temps de mesure plus long va permettre de mieux appréhender la dynamique de la perte en masse des branches du Douglas. La perte en masse de racines, indépendamment de la profondeur du sol suit une fonction exponentielle négative comme d'ailleurs le montrent Scheu et Schauer mann (1994) et Laiho (1999). Dans ces expériences, la perte en masse des racines dépendait en grande partie de la composition initiale en C et N des racines, dont le rapport C/N est une expression. Dans notre cas, le rapport C/N des racines < 2mm est inférieur à celle des racines > 2mm, qui se décomposent plus lentement. Un autre indice pour la qualité d'un substrat est la concentration initiale en N et P, mais aussi sa dynamique pendant la décomposition (McClaugherty et al., 1982 ; Zeller et al., 2001). La vitesse de la décomposition des aiguilles dépend aussi en grande partie de la composition initiale, d'après plusieurs auteurs c'est surtout la concentration en N, le rapport C/N, la teneur en lignine qui sont déterminants pour la cinétique de la décomposition (Berg, 1986, Blair, 1988). La concentration en N dans les aiguilles et les racines fines (< 2mm) varie peu (1,4 % et 1,0 %), ceci peut en partie expliquer l'évolution parallèle de leur perte en masse. Un autre facteur important pour la vitesse de la décomposition est l'humidité qui est moins variable dans le sol qu'en surface. D'après King et al. (1997), la décomposition des racines de pin réagit très positivement à une irrigation ou dans des conditions où l'humidité du sol varie faiblement.

En conclusion, la dynamique de la décomposition des aiguilles et des racines fines de Douglas sur le site de Vauxrenard est très proche, ainsi que les cinétiques des éléments nutritifs. Ces données permettront de quantifier le recyclage d'éléments au cours de la décomposition en associant perte en poids et évolution de composition chimique. Il apparaît que des durées d'observation suffisamment longues doivent être réalisées de façon à obtenir la cinétique complète de décomposition. Les répétitions suffisamment nombreuses mises en place dans cette expérimentation autorisent des prélèvements pendant encore plusieurs années.

## **VI-2 La végétation spontanée (J.F. Picard, Phytoécologie Nancy)**

L'étude de la végétation dans les trois peuplements de Douglas de la forêt de Vauxrenard avait un double objectif :

- qualitatif : caractériser l'évolution du cortège floristique quand le peuplement de Douglas vieillit, à la fois en termes de composition et d'importance relative des espèces rencontrées;
- quantitatif : quantifier la biomasse des espèces les plus représentées et la biomasse totale de la végétation spontanée, de façon à estimer la quantité d'éléments minéraux immobilisés dans cette biomasse herbacée.

**Méthodologie :** la méthode de Braun-Blanquet a été utilisée pour les relevés floristiques. L'emplacement des relevés a été soigneusement repéré lors du premier passage, en août 1997. Ces relevés sont soit circulaires, centrés sur la borne mise en place (à l'extérieur des enclos), soit de forme plus irrégulière (à l'intérieur des enclos), mais avec un repérage grâce à un plan. Quatre campagnes de relevés ont été menées : août 1997, septembre 1999, septembre 2000 et septembre 2001 (cette période estivale constitue le meilleur compromis entre visibilité des espèces et possibilité d'identification). La végétation de chaque site ("20 ans", "40 ans", "60 ans") a été inventoriée, à l'extérieur et à l'intérieur de l'enclos. Un 7<sup>e</sup> relevé supplémentaire (le "20-60") a été effectué à proximité du dispositif "60 ans" (dans un peuplement de 20 ans) parce qu'il pouvait nous fournir, éventuellement, un point de comparaison entre le "60 ans" et le "20 ans". En 1999, les mêmes relevés ont été refaits, aux mêmes emplacements. C'est la flore de ce vieux peuplement qui

est probablement la plus proche de ce qu'elle pourrait être dans une forêt "naturelle" du Beaujolais. En 2001 comme en 2000, seul le dispositif "60 ans" a pu faire l'objet de relevés floristiques : tous les autres peuplements ont été totalement détruits par la tempête du 26 décembre 1999 sans possibilité de 'récupération' des sites inventoriés.

- La récolte de la végétation (essentiellement : Ronce, mais aussi, depuis 2001, Digitale, Genêt à balais) a été réalisée sur 20 carrés de l'intérieur de l'enclos "60 ans". Tous les carrés ont été prélevés de la même façon, l'objectif initial étant de pouvoir répéter ces prélèvements sur plusieurs années sans revenir au même endroit à moins de 2 années d'intervalle. Comme l'année précédente nous avons prélevé la végétation **sur** les carrés numérotés, nous avons en 2001 prélevé **entre** les carrés numérotés.

- **Étude qualitative de la végétation** : seuls les relevés du "60 ans" ont pu être effectués. Ils sont présentés dans l'annexe I où l'on a fait figurer les relevés de 2000 à côté des relevés de 2001. La flore s'est encore enrichie entre 2000 et 2001, avec cependant des différences entre intérieur et extérieur. Par rapport à 2000, on observe :

- quelques espèces, toutes présente en très faible nombre en 2000 (souvent : 1 seul pied), ont disparu : à l'intérieur, les semis de Chêne, de Tremble et d'Érable, la Luzule des champs, l'*Hypochoeris* et le *Mycelis* ; ces disparitions sont plus nombreuses encore à l'extérieur : outre la Luzule des champs, l'*Hypochoeris* et le *Mycelis*, on a également perdu la Moehringie, le *Gnaphalium*, la Marguerite, le Chardon, la Renoncule, l'Ortie, le Tremble et l'Alisier blanc en arbustes (mangés par les chevreuils ?) ;

- plusieurs espèces, pour la plupart à tendance hélio-nitrophile, se sont développées : c'est le cas surtout du Genêt à balais et de la Digitale, les autres espèces comme le Galeopsis et l'Épilobe en épi restent stables.

- enfin, de très nombreuses espèces, elles aussi souvent à tendance hélio-nitrophile, apparaissent une année et se maintiennent plus ou moins bien : c'est encore le cas en 2001 avec, par exemple, le Houx, le Jonc, le Polytric, la Canche à l'intérieur, l'Épilobe de montagne, le Pommier, la Houle molle, le Gaillet, l'Érigéron à l'extérieur.

Nous avons calculé le coefficient de Sorensen pour les relevés des années 2000 et 2001. Ce coefficient est le rapport du (nombre d'espèces communes à deux relevés) x 2 sur la somme du nombre des espèces propres à chaque relevé et du double du nombre d'espèces communes. Par rapport au coefficient de Jaccard, le coefficient de Sorensen donne un poids deux fois plus élevé à la double présence. Si **a** est le nombre d'espèces communes à deux relevés, **b** le nombre d'espèces propres au premier relevé, **c** le nombre d'espèces propres au deuxième relevé, l'indice de Sorensen s'écrit (tableau 3) :

$$I = \frac{2a}{2a + b + c}$$

	Int	Int	Ext	Ext
	2000	2001	2000	2001
Int 2000		0,73	0,70	0,69
Int 2001			0,69	0,70
Ext 2000				0,75
Ext 2001				

Tableau 3 : Valeurs des indices de Sorensen.

Ces indices varient de 0,69 à 0,75 : on peut remarquer que la plus grande proximité est observée pour les relevés intérieurs ou extérieurs entre eux quelle que soit l'année (coefficients de 0,73 et 0,75), et que les moins ressemblants sont liés à l'année. Autrement dit, l'effet temps écoulé depuis la coupe entraîne plus de différence floristique que l'effet enclos.

Globalement, la flore de cette parcelle s'est enrichie, et il ne semble toujours pas qu'elle se soit stabilisée.

**Étude quantitative de la végétation** : c'est toujours la Ronce (*Rubus fruticosus* L.) qui domine. En la prélevant sur vingt carrés, comme nous le faisons depuis l'installation du dispositif, on estime qu'elle représente une biomasse d'environ 2,72 t/ha (avec une erreur relative de + ou - 15 % : les carrés sont aujourd'hui moins homogènes) pour une biomasse totale de 4,2 t/ha. Il n'est peut être pas anodin de remarquer qu'on est passé de 4,8 t/ha en 1999, à 4,5 t/ha en 2000 et à 4,2 t/ha en 2001 : sans exclure des erreurs dues à l'échantillonnage, force est de constater d'une part, un certaine stabilité dans la biomasse "herbacée", d'autre part, un certain transfert de cette biomasse vers d'autres espèces (Digitale et Genêt par exemple).

La biomasse de Ronce varie de 145 g/m<sup>2</sup> à 475 g/m<sup>2</sup>, celle de la Digitale de 0 à 63 g/m<sup>2</sup>, du Genêt de 0 à 300 g/m<sup>2</sup>, le Seneçon de 0 à 93 g/m<sup>2</sup>. Ces espèces représentent 64,4% de la biomasse pour la Ronce, 13,7% pour le Genêt, 6,7% pour le Seneçon et 6,5% pour la Digitale : on est très loin des chiffres du début (tableau 4).

	1999	2000	2001
<i>Cytisus scoparius</i>	0,001	0,036	0,580
<i>Digitalis purpurea</i>	0.009	0.061	0,277
<i>Epilobium angustifolium</i>	0.055	0.038	0,065
<i>Prenanthes purpurea</i>	0.026	0.014	0,037
<i>Rubus fruticosus</i>	4.219	3.042	2,728
<i>Rubus idaeus</i>	0.021	0.036	0,009
<i>Senecio fuchsii</i>	0.402	0.158	0,282
<i>Teucrium scorodonia</i>	0.009	0.048	0,158

Tableau 4 : Développement de la biomasse des différentes espèces au cours du temps

Soulignons ici le développement remarquable du Genêt à balais, passé en trois saisons de végétation d'une quantité négligeable (en 1999, il était présent à l'état de plantule dans trois carrés ; en 2000, dans 10 carrés et en 2001, dans 15 carrés) à 13,7% de la biomasse totale en 2001. La Digitale s'est également bien développée.

#### Poids sec toutes espèces confondues, en t/ha

- 1998 : 2.76 (CV= 28.95)
- 1999 : 4.79 (CV= 14.34)
- 2000 : 4,5 (CV= 35.4)
- 2001 : 4.24 (CV= 36.4)

#### Conclusions :

D'un point de vue qualitatif : seul le dispositif "60 ans" peut continuer de faire l'objet de relevés floristiques dans le cadre de la problématique 'effet coupe' du peuplement.

Ces données permettent de quantifier le prélèvement par la végétation spontanée qui a une influence importante sur le cycle des éléments nutritifs, et qui représente un réservoir de carbone et d'éléments qui va retourner au sol dès la fermeture du couvert forestier. La biomasse épigée de la végétation spontanée contenait en 2001, 66 kg.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> de N, 4 kg de P, 48 kg de K, 23 kg de Ca et 9 kg de Mg. Ces valeurs sont proches de celles obtenues pour le prélèvement du peuplement forestier (Ranger et al. 2003).

Il y a de plus des fixateurs d'azote atmosphérique qui se développent et dont il serait intéressant de mesurer la contribution à la recharge du sol en azote entre les générations forestières successives.

### VI-3 Les modifications du méso- et du pédoclimat (J. Ranger et al., BEF Nancy)

#### VI-31 Les facteurs physiques

La température de l'air enregistrée dans le peuplement avant la coupe a une moyenne annuelle de 9.3 °C. De la litière au niveau -60 cm du sol, elle est respectivement de 8.3, 8.6, 9.0 et 8.9 °C. Ces relevés de température effectués aux différents niveaux du sol montrent une atténuation et un déphasage des variations moyennes saisonnières avec la profondeur. La coupe rase induit des différences significatives de ces enregistrements à tous les niveaux (Figure 5).

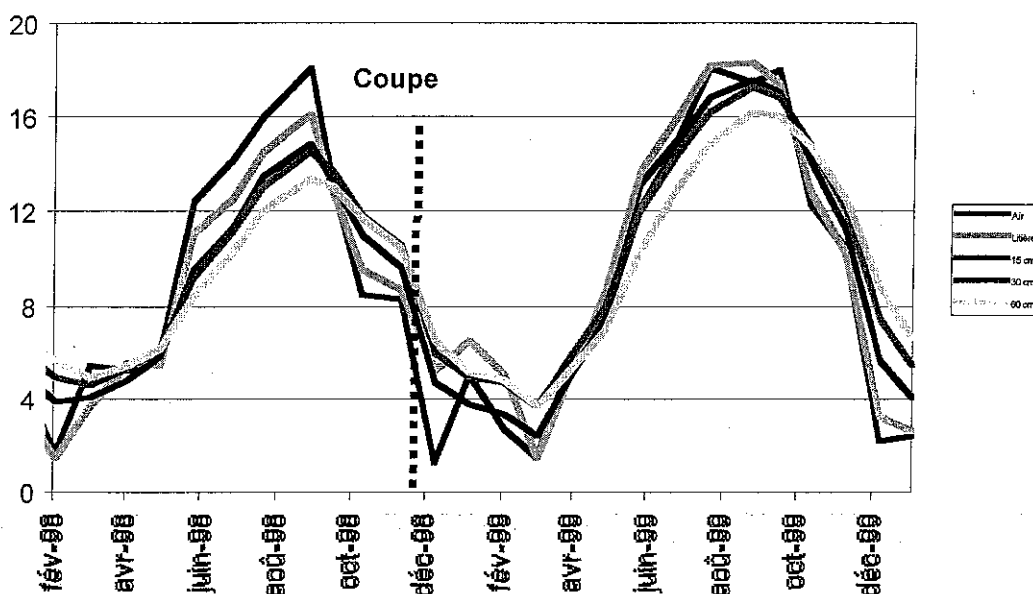


Figure 5 : Effet de la coupe à blanc sur la température de l'air et du sol.

La température de l'air reste constante en moyenne annuelle mais augmente en amplitude avec des valeurs plus élevées en été et plus basses en automne. Une même augmentation d'amplitude s'observe pour les différents niveaux du sol par l'extension des moyennes estivales et hivernales. La moyenne annuelle dans le sol est significativement plus élevée après la coupe à blanc du fait de moyennes printanières et automnales également plus élevées. La température annuelle de la litière augmente après la coupe ; seule la moyenne hivernale reste stable par rapport au peuplement. Tous les enregistrements montrent donc une augmentation de l'amplitude thermique annuelle principalement par l'extension des moyennes maximales estivales.

Pour comparaison, les mêmes enregistrements ont été effectués dans une parcelle forestière à proximité, qui dans le même temps a subi une coupe d'éclaircie. Excepté en hiver, ceux-ci montrent une élévation des températures moyennes du sol mais dans de moindres proportions.

A la suite de la coupe rase, on peut mettre en évidence une augmentation nette des amplitudes thermiques journalières en période estivale dans la litière et dans le sol à -15 cm (Figure 6), alors qu'elles ne varient pas dans l'air et les horizons plus profonds. Ce phénomène ne s'observe pas dans la parcelle boisée.



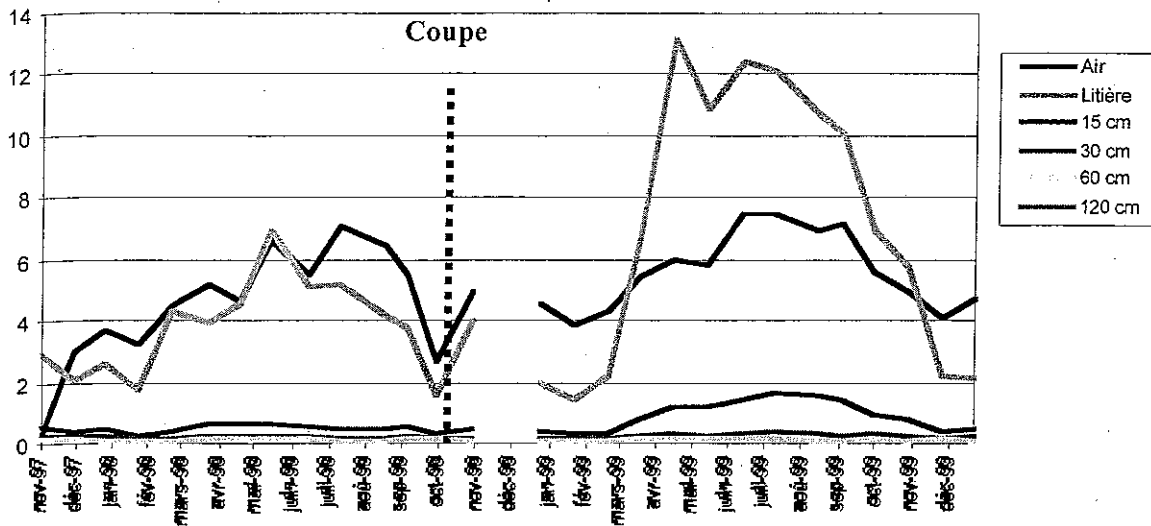


Figure 6 : Evolution des amplitudes thermiques journalières après la coupe à blanc.

L'humidité moyenne annuelle du sol avant la coupe est respectivement de 24.4, 19.7, 14.6 et 15.5% pour les niveaux -15, -30, -60 et -120 cm. Après coupe rase, ces humidités moyennes augmentent à tous les niveaux du sol aux valeurs 26.4, 21.4, 16.5 et 19.3 % respectivement (Figure 7).

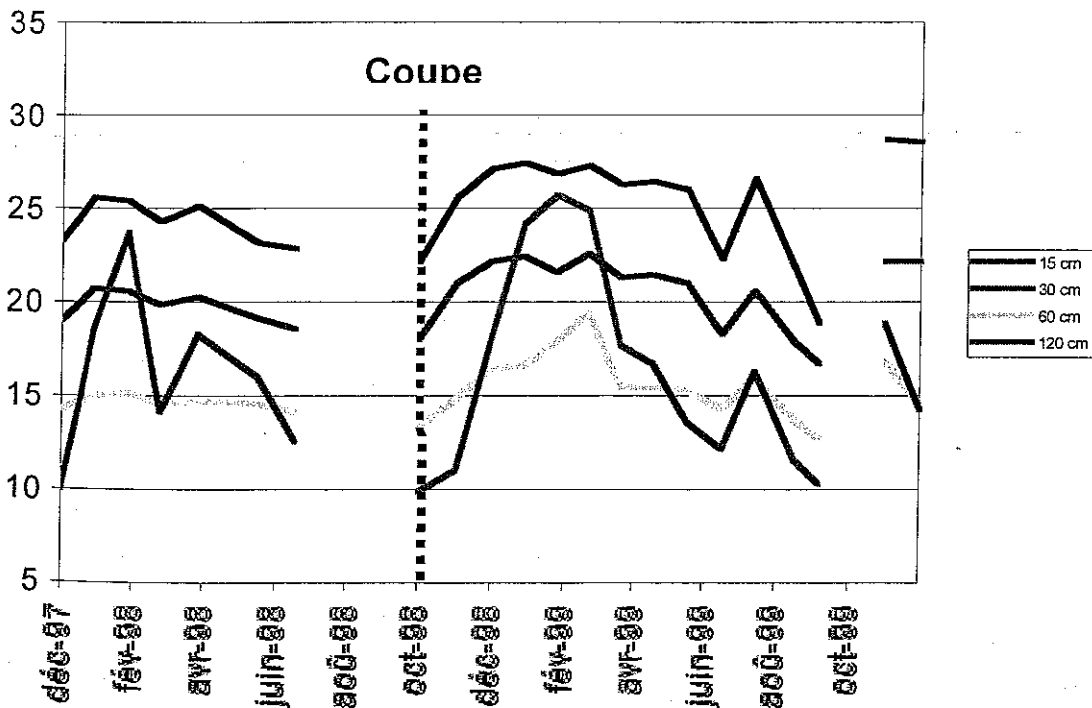


Figure 7 : Humidité du sol mesuré par un système TDR avant et après la coupe à blanc.

## VI-32 Les dépôts atmosphériques

L'élimination du couvert végétal se traduit par une capture nettement moindre des apports atmosphériques qui n'atteignent plus l'écosystème que par la voie des dépôts humide.

Le tableau 5 indique la valeur moyenne des apports humides et secs mesurée sur le site de Vauxrenard.

L'élimination des peuplements réduit donc de 60 % environ les apports de tous les éléments.

	N	P	K	Ca	Mg
Dépôt humide moyen avant et après la coupe la coupe	8,2	0,6	1,6	3,2	0,6
Dépôt sec	12,4	0,7	2,1	5,6	0,8
total	20,6	1,3	3,7	8,8	1,4

Tableau 5 : les apports atmosphériques humides et secs moyens sur 6 ans à Vauxrenard (données en  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ ).

## IV-3 Les sols solides

### VI-31 La zone A (Non perturbée lors de la coupe)

VI-311 la litière au sol (J. Ranger et al., INRA BEF Nancy)

La masse de litière (horizons holorganiques comprenant les couches O1, Of et Oh) au sol était d'environ  $41 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$  de MS avant la coupe à blanc, soit  $17 \text{ t}$  de carbone. Cette litière contient  $620 \text{ kg}$  de N,  $43 \text{ kg}$  de P,  $85 \text{ kg}$  de K,  $228 \text{ kg}$  de Ca et  $59 \text{ kg}$  de Mg. C'est donc un réservoir important de bioéléments. L'élimination des peuplements se traduit par une dégradation intense de cette matière organique par micro-division physique qui permet un transfert biologique ou physique vers les horizons sous-jacents, et une minéralisation. Cette dégradation n'apparaît pas l'année suivant la coupe car il est probable qu'elle ait été compensée par des apports de matériel issu de la récolte. La perte de masse est par contre brutale dès la deuxième année et se poursuit en troisième année avec un reliquat à cette date de  $18 \text{ t}$  de  $\text{MS} \cdot \text{ha}^{-1}$ , soit 55 % de perte de MS et de 48% (Mg) à 63% (Ca) de pertes d'éléments nutritifs associés (tableau 6).

		M.S.	C T/ha	N kg/ha	P kg/ha	K kg/ha	Ca kg/ha	Mg kg/ha
1998	moyenne	40,9	16,6	619,2	42,7	84,8	227,9	58,6
	Ecart-type	10,3	5,7	178,1	12,1	32,0	79,1	20,5
1999	moyenne	40,0	16,2	561,4	36,8	64,2	243,8	43,9
	Ecart-type	16,9	6,9	227,4	16,2	33,5	110,9	21,1
2000	moyenne	28,2	8,3	355,4	24,3	46,5	127,3	40,0
	Ecart-type	10,8	3,0	123,7	9,0	20,2	49,7	17,8
2001	moyenne	18,1	6,4	296,4	19,3	37,6	84,3	30,4
	Ecart-type	9,4	3,2	142,2	8,7	20,0	39,6	16,9

Tableau 6 : évolution de la masse de l'horizon O après la coupe à blanc (valeur de référence = 1998)

Le taux de carbone des litières diminue (de manière non significative) avec le temps ce qui traduit un accroissement de l'incorporation de particules minérales ; une correction par rapport au carbone constant ne change pas significativement les résultats (tableau 7).

		C %	N ‰	P g ‰	K ‰	Ca ‰	Mg ‰
1998	moyenne	384,4	14,61	1,005	1,97	5,3	1,37
	Ecart-type	44,78	1,86	0,08	0,37	1,05	0,24
1999	moyenne	375	12,94	0,84	1,49	5,6	1,03
	Ecart-type	67,54	1,63	0,09	0,48	1,1	0,29
2000	moyenne	339,64	14,51	0,98	1,83	5,15	1,58
	Ecart-type	63	2,21	0,07	0,29	1,06	0,3
2001	moyenne	334,09	15,57	1	1,91	4,38	1,55
	Ecart-type	75,19	3,52	0,15	0,46	1,24	0,42

Tableau 7 : Concentrations moyennes des éléments dans les litières collectées au sol avant et après la coupe à blanc.

#### VI-312 La minéralisation de l'azote organique avant et après la coupe à blanc (JH Jussy INRA BEF Nancy)

La production d'azote minéral, l'absorption par le peuplement et le drainage d'azote ont été mesurés *in situ* dans la plantation de Douglas de 67 ans par la méthode de Raison et al. (1987).

La méthode consiste à mesurer l'azote minéral produit *in situ*, en conservant ou éliminant le prélèvement racinaire. La méthode a été modifiée quant à la mesure du drainage dans les tubes, en utilisant les résines échangeuses d'ion (Jussy, 1998). Les mesures ont été effectuées pendant cinq ans avant la coupe à blanc du peuplement, puis pendant 2 ans après la coupe.

Les résultats montrent que la production d'azote minéral a faiblement diminué après la coupe à blanc. Les composantes du bilan sont les suivantes : apports atmosphériques réduits aux apports humides, drainage hors des tubes et dans les tubes réduits après la coupe, prélèvement par les peuplements en principe nuls mais la question de l'activité racinaire reste posée, prélèvement quantifié pour les herbacées, transfert de l'horizon holorganique qui se dégrade rapidement.

Ce résultat contredit les hypothèses, puisque, en général, la nitrification augmente, voire se déclenche après la coupe à blanc car les paramètres physiques sont plus favorables après la coupe qu'avant la coupe (température, humidité), que le matériel carboné est abondant, et, que la végétation arborée ne prélève plus l'azote produit et n'interagit plus au niveau même de sa production.

L'hypothèse formulée est que l'immobilisation microbienne de l'azote, favorisée par les apports de matière organique et l'augmentation de la température, serait la cause de cette diminution de la minéralisation nette. En conséquence, le drainage d'azote minéral à 15 cm de profondeur est réduit après la coupe.

La méthode utilisée a ses limites (Jussy et al., 2003) qui proviennent du contrôle éventuel de la minéralisation, et en particulier de la nitrification par le système racinaire. Cette méthode reste cependant comparative entre la situation avant et après la coupe à blanc.

Elle apporte un élément de diagnostic complémentaire, en accord avec les autres paramètres examinés (cf biomasse microbienne, solutions du sol).

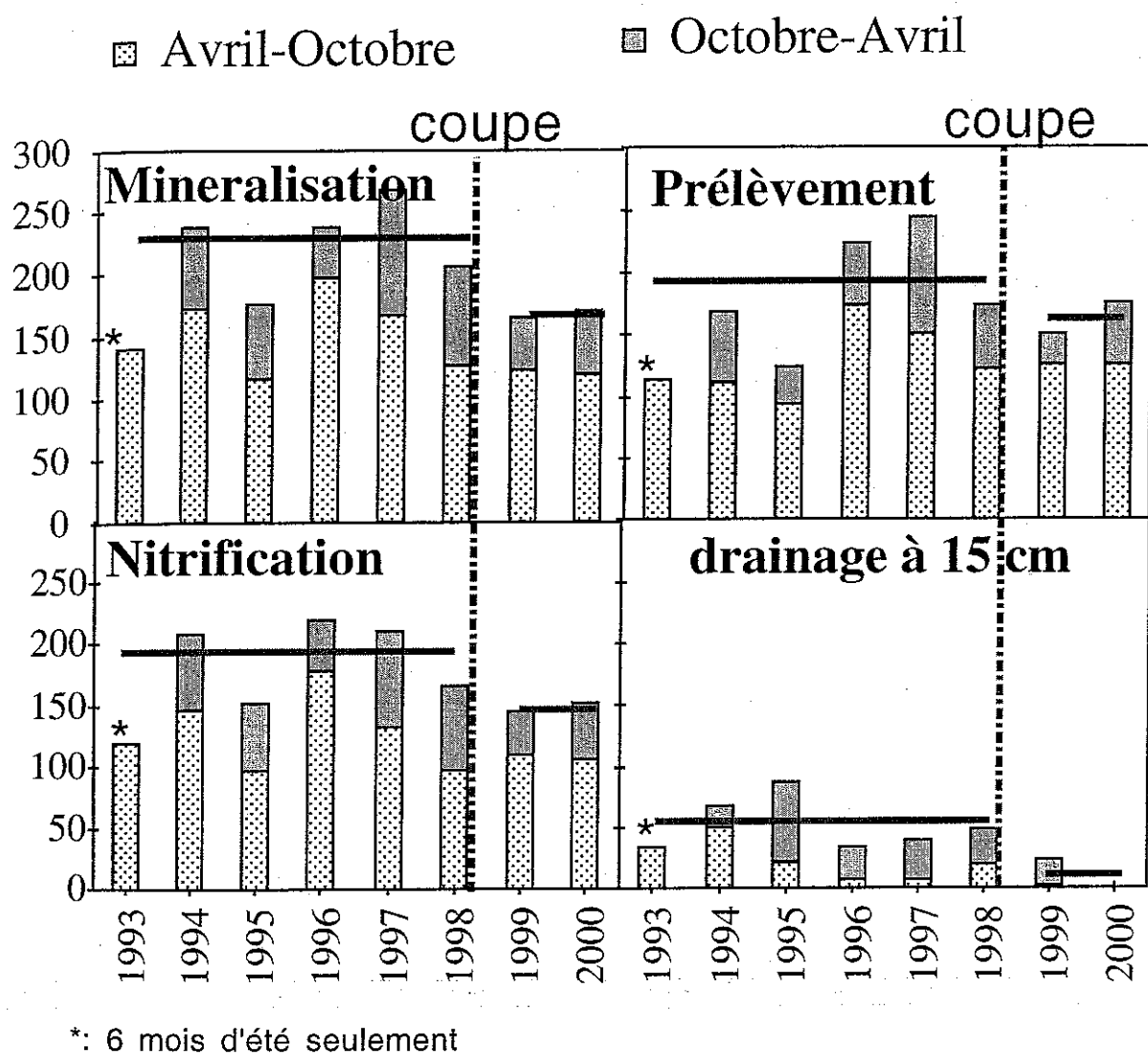


Figure 8 : Résultats des tests de minéralisation de l'azote organique *in situ* dans la plantation de 67 ans à Vauxrenard (données en  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ ).

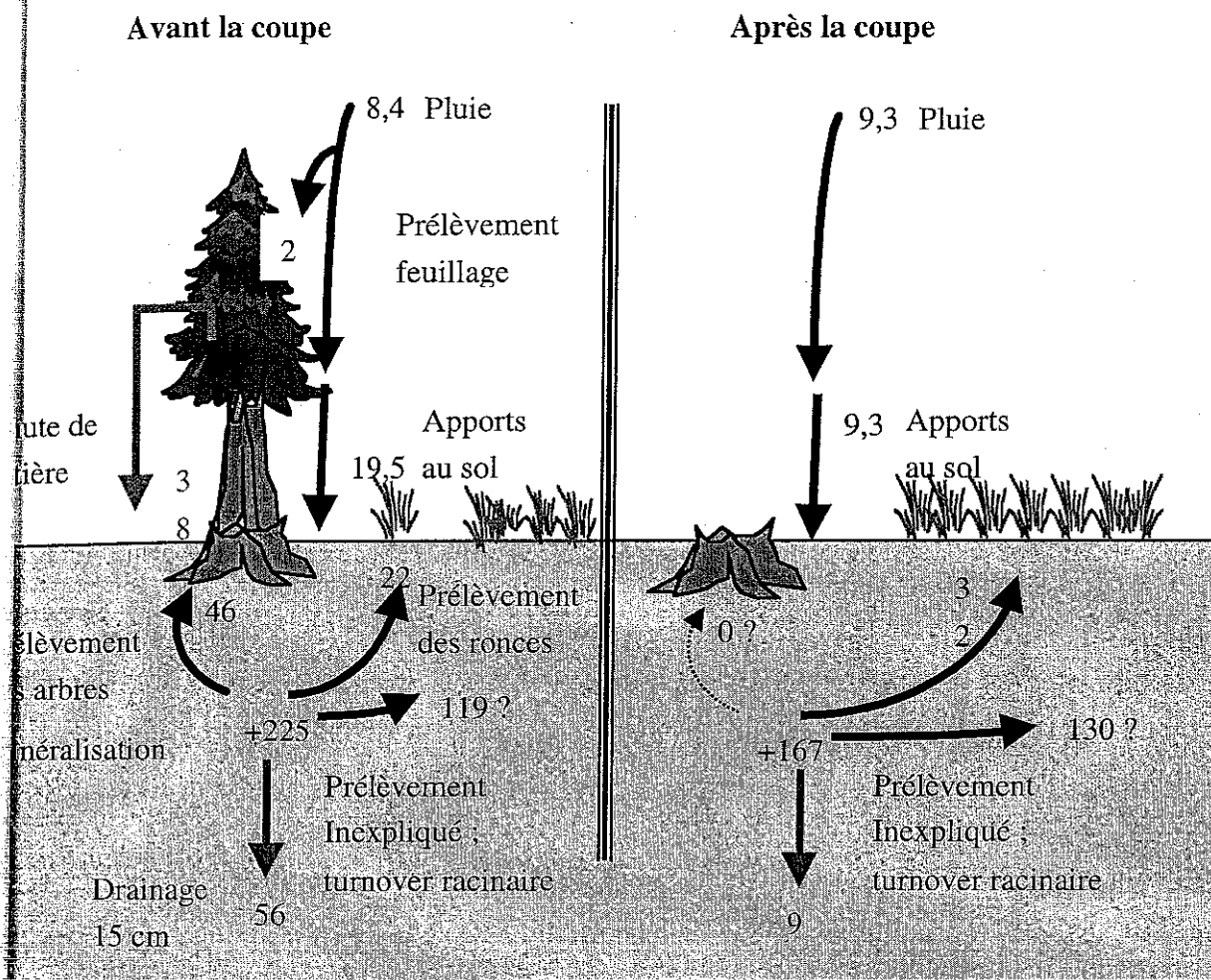


Figure 9 : Quantification du cycle de N avant et après la coupe à blanc dans la plantation de 67 ans à Vauxrenard (données en  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ ).

### VI-313 Le comportement des horizons organo-minéraux

#### VI-3131 Les profils isotopiques $^{13}\text{C}$ et $^{15}\text{N}$ (F. Andreux et al., UMR 111 Dijon)

Trois profils de sols (profils n°9, 22 et 26) ont été échantillonnés sous la coupe en septembre 1999, dans la zone expérimentale A. Six couches ont été analysées : 0-5, 5-10, 10-15, 15-30, 30-45 et 45-60 cm. Trois profils prélevés antérieurement (Aribi, 1995) sous les peuplements de 25, 45 et 65 ans (respectivement P2, P4 et P6) ont été également étudiés à titre comparatif. Les résultats présentés figure 10 a et b concernent ces trois peuplements et ceux de la Figure 11 a et b sont ceux des sols de la coupe à blanc.

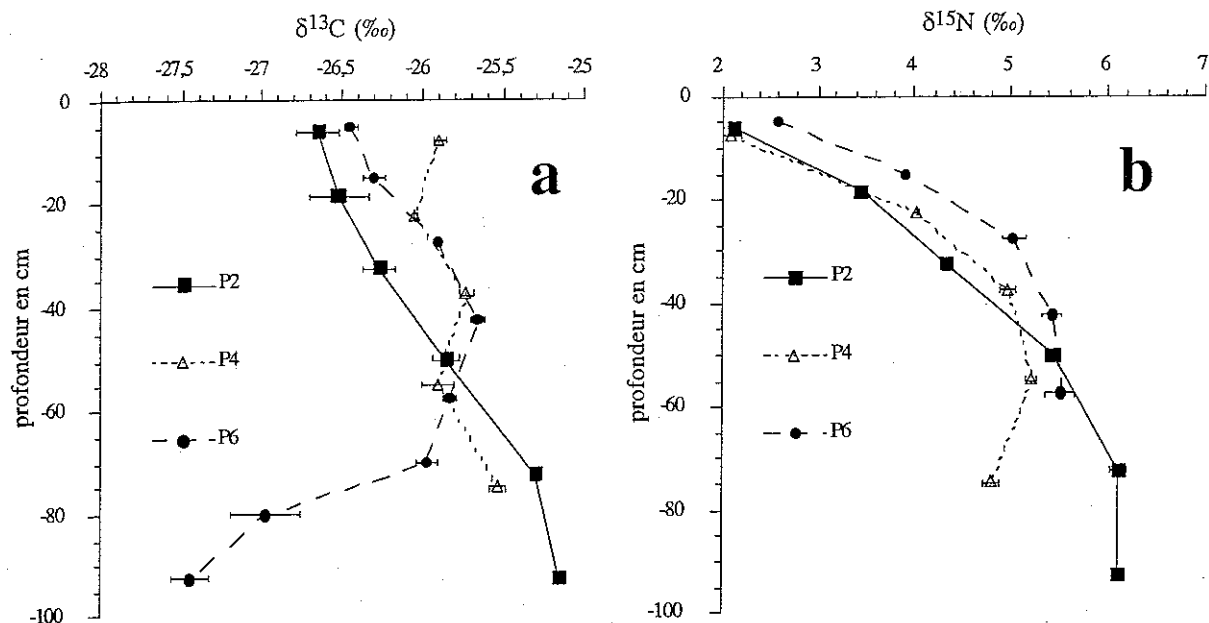


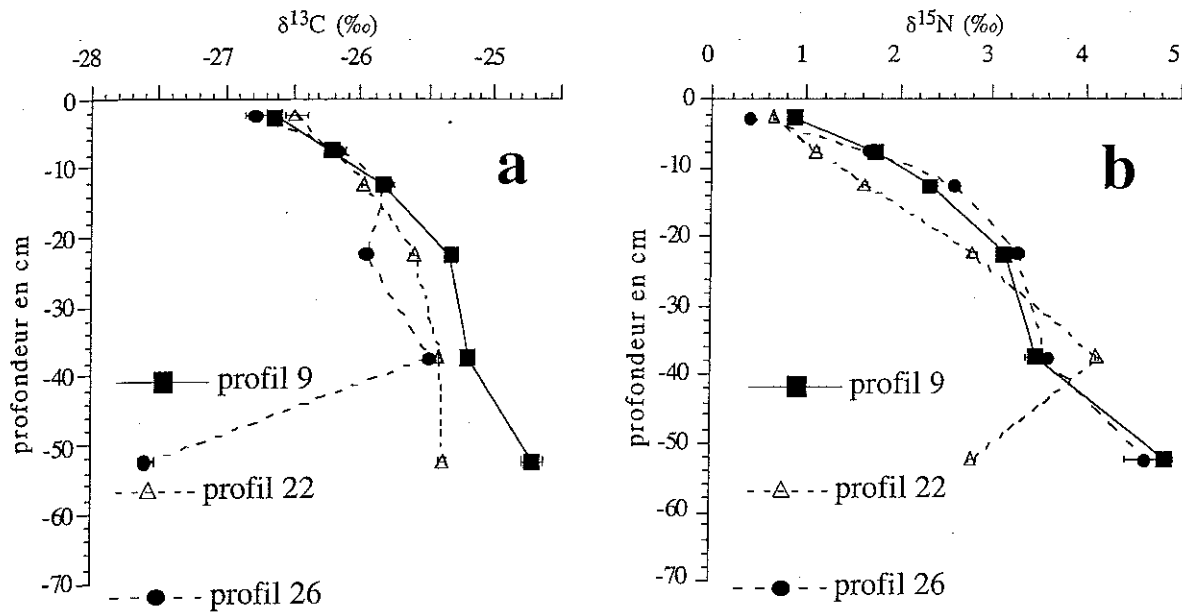
Figure 10. Profils isotopiques  $\delta^{13}\text{C}$  (a) et  $\delta^{15}\text{N}$  (b) de la chronoséquence de Douglas de Vauxrenard (échantillons prélevés en 1995 avant la coupe à blanc).

a. - Le  $\delta^{13}\text{C}$ .

Pour les profils P2 et P4 (figure 10a), ainsi que pour deux des profils après la coupe, les courbes obtenues sont de forme classique pour les sols bruns acides forestiers, avec des valeurs groupées, comprises entre -26,5 et -26,9‰ en surface et décroissant d'abord fortement dans les couches sous-jacentes, puis plus progressivement, pour se stabiliser en profondeur entre -24,4 et -25,8‰. Le profil 26 (figure 11a) présente une courbe plus complexe, ressemblant à celle du profil P6 sous le peuplement avant la coupe. Dans les deux cas, les valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$  augmentent tout d'abord jusqu'à 45 cm (de -26,8 à -25,5‰), puis diminuent fortement, de 2‰ sur seulement 15 cm.

b. - Le  $\delta^{15}\text{N}$

Les profils isotopiques  $\delta^{15}\text{N}$  de la chronoséquence P2, P4, P6 sont (Fig. 10.b) montrent des valeurs positives dès la surface et rapidement croissantes dans les horizons sous-jacents. Dans le profil P2, la courbe obtenue présente une allure exponentielle, passant de 2,1‰ en surface à 6,1‰ à 70 cm et 95 cm. Le profil P4 varie de façon similaire à P2, jusqu'à 40 cm, puis le  $\delta^{15}\text{N}$  augmente faiblement entre 40 et 60 cm (5,1‰), avant de diminuer jusqu'à 4,6‰ entre 60 et 75 cm. Dans le profil P6, les valeurs de  $\delta^{15}\text{N}$  passent de 2,5‰ en surface à 5,5‰ à 60 cm, les variations les plus accusées se produisant entre la surface et 45 cm. Au-delà de 60 cm, les teneurs en azote total des échantillons étaient trop faibles pour garantir les mesures des abondances isotopiques de l'azote.



**Figure 11.** Profils isotopiques  $\delta^{13}\text{C}$  (a) et  $\delta^{15}\text{N}$  (b) des sols de l'enclos expérimental (zone A) prélevés en septembre 1999 (environ un an après la coupe à blanc).

Les trois profils de l'enclos après la coupe (zone A) (Fig. 11.b) montrent la même allure générale des variations de  $\delta^{15}\text{N}$  entre la surface et 40 cm que ceux sous les peuplements. Les valeurs y sont toutefois sensiblement plus faibles (entre 0,5 et 3,9‰), en relation sans doute avec d'importantes modifications d'activité biologique du sol après la coupe. Au-delà de 40 cm, on observe soit un enrichissement encore plus important (profils 9 et 26), soit un appauvrissement sensible (profil 22), avec un écart de 1,6‰. Il existe donc une certaine hétérogénéité isotopique au-delà de 45 cm, mais elle ne porte toutefois pas sur le même profil que pour les valeurs  $\delta^{13}\text{C}$ . Le profil 22 est le plus contrasté, avec une variation presque linéaire entre la surface et 45 cm (de 0,5 à 4,5‰), suivie d'une brusque baisse jusqu'à 2,5‰.

Globalement, les profils isotopiques présentent les mêmes caractéristiques dans les trois profils analysés avant la coupe et les trois provenant de l'enclos, après la coupe. La comparaison deux à deux des valeurs (figure 12) montre une bonne corrélation directe entre les valeurs de  $\delta^{15}\text{N}$  et  $\delta^{13}\text{C}$  de deux des sols de la chronoséquence sous forêt (P2 et P6) et de deux des sols de l'enclos (profils 9 et 22). L'enrichissement progressif en  $^{13}\text{C}$  avec la profondeur et l'âge croissants est du même ordre que celui trouvé dans la plupart des sols forestiers, en l'absence de changement de végétation appartenant à différents types photosynthétiques (O'Brien & Stout, 1978).

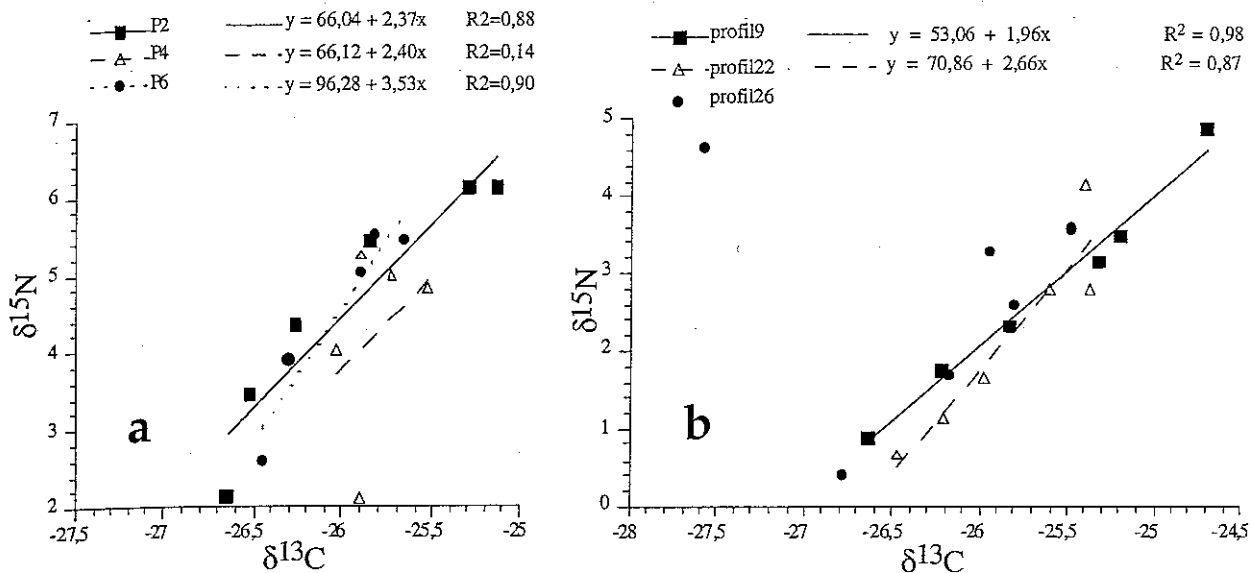


Figure 12. Relations entre les mesures isotopiques  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$  dans les sols de la chronoséquence de Douglas avant la coupe (a) et dans les sols de l'enclos prélevés en septembre 1999 (b).

L'analyse détaillée des profils de la chronoséquence sous forêt suggère toutefois, dans le cas de P6, la présence d'au moins deux types de matières organiques, dont la principale serait constituée par la matière organique forestière (issue du Douglas et d'une éventuelle végétation feuillue précédente, le traceur isotopique ne pouvant les discriminer). La deuxième source apparaissant au-dessous de 60 cm est difficilement détectable sur la base des teneurs en carbone et azote, mais est aussi appauvrie en  $^{13}\text{C}$  (entre 1 et 2 unités  $\delta$ ) que la litière fine ou que les racines fines de Douglas, par rapport aux matières ligneuses issues des parties aériennes (Smith et Epstein, 1971).

Son origine reste inexplicée, sauf si l'on retient l'hypothèse qu'une matière organique issue d'un précédent cultural a été conservée dans le profil (Koerner et al., 1999). On pense à des produits de décomposition de racines, voire à d'autres sources, plus azotées que la matière organique forestière. Cette hétérogénéité verticale de la matière organique est d'ailleurs retrouvée dans certains des profils de  $\delta^{15}\text{N}$ , avant et après la coupe. L'appauvrissement en  $^{15}\text{N}$  constaté plusieurs fois en profondeur s'expliquerait par la présence de matières organiques moins humifiées que celles retrouvées dans les couches supérieures du sol. Ces observations rejoignent les mesures faites par Marques (1996) sur la minéralisation plus intense de l'azote ( $\text{N-NO}_3^-$ ) dans les couches profondes du sol.

#### VI-3132 La minéralogie des sols (MP Turpault et al., INRA BEF Nancy)

L'hypothèse de travail est que même si les minéraux sont réputés comme évoluant lentement, un changement brutal dans le fonctionnement de l'écosystème pourrait entraîner des évolutions minéralogiques significatives. Et en retour, ces évolutions minéralogiques pourraient avoir des conséquences sur l'évolution du fonctionnement du sol (évolution de la capacité d'échange cationique par exemple). Dans ce site (peuplement de 40 ans), il a d'ailleurs été montré à partir d'une étude minéralogique précise que l'évolution saisonnière ou le fonctionnement des racines pouvaient entraîner des modifications des minéraux à organisation à faible distance et des phyllosilicates (Utérano et al., 2000; Turpault et al., 2001). Ce site a l'avantage d'avoir été étudié en détail au niveau minéralogique (Ezzaïm et al., 1999a, 1999b).

Cette recherche concerne d'éventuelles évolutions au niveau des minéraux à organisation à courte distance ou de l'espace interfoliaire de phyllosilicates. A priori, cette évolution sera d'autant plus marquée qu'un flush de minéralisation s'effectuera et que les composés organiques libérés en solution auront des propriétés acides et/ou complexantes.



Nous avons mis en oeuvre deux d'approches complémentaires afin de déterminer une éventuelle évolution des minéraux lors de la coupe: i) les minéraux-test , et ii) les minéraux du sol à organisation à faible distance.

**Les minéraux-test :** des minéraux échangeurs de cations ont été inséré dans le sol, avec une garniture cationique connue afin de suivre son évolution après la coupe. Il s'agit de vermiculites de Santa Olalla qui ont été décrites préalablement par Calle-Vian (1977). Ces vermiculites trioctaédriques de haute charge ( $x=0.97$ ; capacité d'échange cationique de  $187 \text{ cmol}_c.\text{kg}^{-1}$ ) répondent bien au modèle de Robert *et al.*(1979) (Ranger *et al.*, 1991). Elles peuvent permettre de distinguer des conditions d'acidolyse et d'acidocomplexolyse.

Les vermiculites saturées  $\text{Na}^+$  ont été broyées, lavées et tamisées afin d'obtenir une fraction 200-400 $\mu\text{m}$ . 3g de cette fraction de vermiculite et 1g de quartz pur (250-400 $\mu\text{m}$ ) sont placés dans des sacs en toile polyamide de maille 20 $\mu\text{m}$ . Un an avant la coupe (septembre 1997) deux sachets par niveau (litière, -5 cm, -15cm, -30cm, -45cm) pour 7 échéances de temps prévues (soit  $2*5*7=70$  sachets) ont été installés.

L'introduction des sachets a été faite un an avant la coupe dans le but d'équilibrer les vermiculites avec le sol avant la coupe et qu'elles puissent enregistrer l'effet une nouvelle perturbation.

Trois prélèvements ont été effectués et analysés : en septembre 1999 avant la coupe ; en mars et en septembre 1999. Les cations échangeables ont été extraits par  $\text{KCl N}$  (Ca, Mg, Na, Mn, Fe, H et Al) et par  $\text{NH}_4\text{Cl N}$  (K) (Espiau et Peyronnel, 1976 ; Rouiller *et al.*, 1980) par deux traitements successifs d'une heure. Les éléments ont été dosés sous leur forme totale par spectrophotométrie d'émission ICP (Torche à Plasma JY 180 Ultrace). L'aluminium dosé (noté Ald) et le fer sont exprimés sous la forme cationique  $\text{Al}^{3+}$  et  $\text{Fe}^{3+}$ . L'acidité d'échange (AE) est déterminée par neutralisation d'un extrait  $\text{KCl N}$  par  $\text{NaOH}$  (0,02N) en titrimétrie automatique «Mettler DL 70 ES » (Rouiller *et al.*, 1980). L'aluminium échangeable mesuré par titration est noté Alt. La capacité d'échange cationique, notée T, est obtenue en sommant tous les cations alcalins et alcalino-terreux et acides échangeables.

Le taux d'échange (TE%) à un temps ( $t_1$ ) est défini de la manière suivante :  $\text{TE}\% = [(187 - \text{Nat}_1) * 100] / 187$ , avec  $\text{Nat}_1$ , la quantité de Na échangeable restant ( en  $\text{cmol}_c.\text{kg}^{-1}$ ) au temps  $t_1$  .

Le taux d'hydroxylation (TH%) à un temps  $t_1$  est :  $\text{TH}\% = [(187 - \text{Tt}_1) * 100] / 187$ , avec  $\text{Tt}_1$ , la capacité d'échange cationique au temps  $t_1$ .

La méthode de Tamura (1957) a été utilisé afin d'extraire en plus des formes amorphes d'aluminium et de fer, une partie de ces éléments sous forme polymérisée dans les couches interfoliaires par complexation au tricitrate de sodium à chaud (Al, Fe, Si et Mg extraits par ce réactif sont dosés par spectrophotométrie d'émission ICP, Torche à Plasma JY 180 Ultrace).

**Evolution des minéraux après 1 an dans le sol :** près un an dans le sol,  $50\% \pm 11\%$  du Na interfoliaire de la vermiculite a été remplacé. Une grande partie ( $29\% \pm 6\%$ ) correspond à une diminution de la capacité d'échange cationique. Le taux d'échange est légèrement plus élevé dans les horizons de surface du sol. Les principaux cations échangeables qui remplacent le sodium sont C et Mg (figure 13). Il n'y a pratiquement pas de K et de Fe échangeables ; Mn n'apparaît qu'en surface. L'acidité d'échange est peu importante et essentiellement due aux protons.

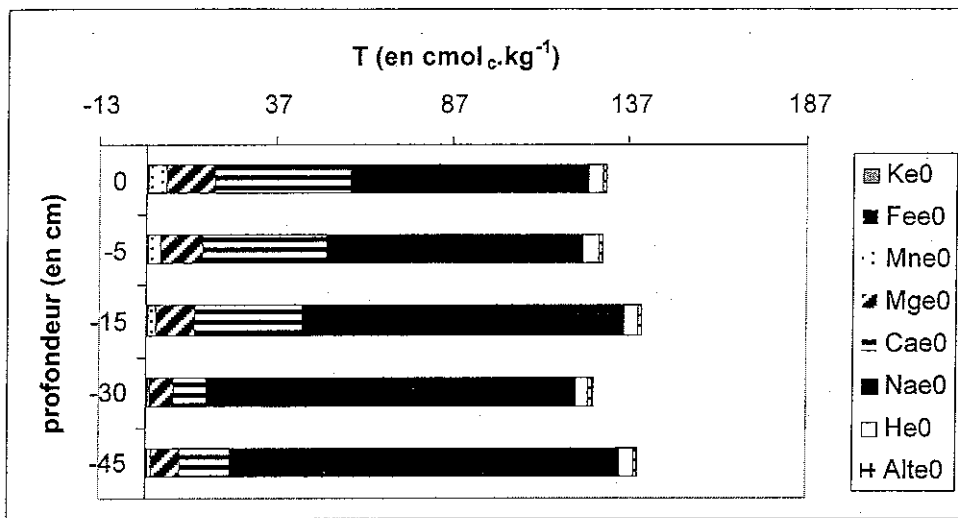


Figure 13: Capacité d'échange cationique (T) et cations échangeables de la vermiculite après 1 an dans le sol juste au moment de la coupe. La capacité d'échange cationique initiale de la vermiculite est de 187 cmol<sub>c</sub>.kg<sup>-1</sup>.

Après un an dans le sol, la distribution des éléments dans l'interfoliaire est plus proche de la composition des solutions circulant dans cet écosystème (Marquès *et al.*, 1997) que de la distribution des éléments échangeables du sol (figure 14). Notamment, le pourcentage d'Al (échangeable et précipité) est beaucoup plus faible que le pourcentage d'Al échangeable du sol.

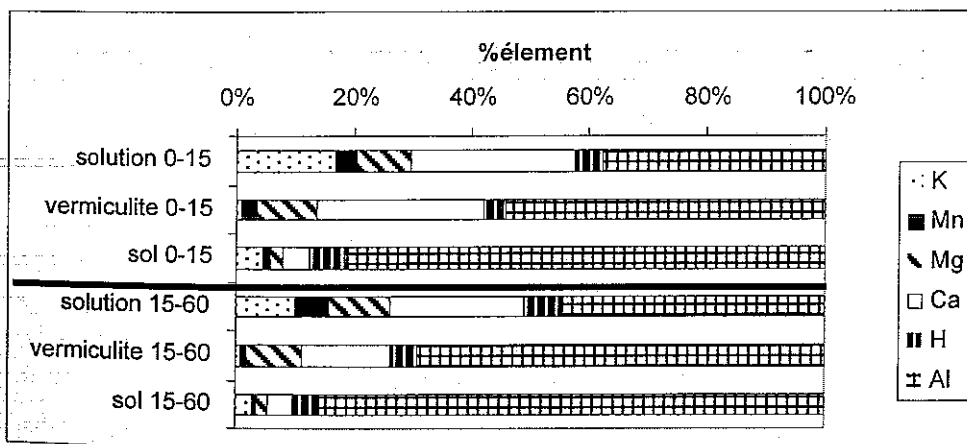


Figure 14 : Distribution des éléments (K, Mn, Mg, Ca, H et Al) dans la solution du sol, la partie échangée après 1 an dans le sol de l'interfoliaire de la vermiculite et sur la capacité d'échange cationique du sol entre 0-15 cm et 15-60 cm de profondeur du sol.

L'interfoliaire de la vermiculite saturé Na fixe préférentiellement Al de la solution (charge proche de 3+) qui précipite en grande partie sous forme hydroxylée alors qu'il échange peu 2 (charge de 1+) (figure 15).

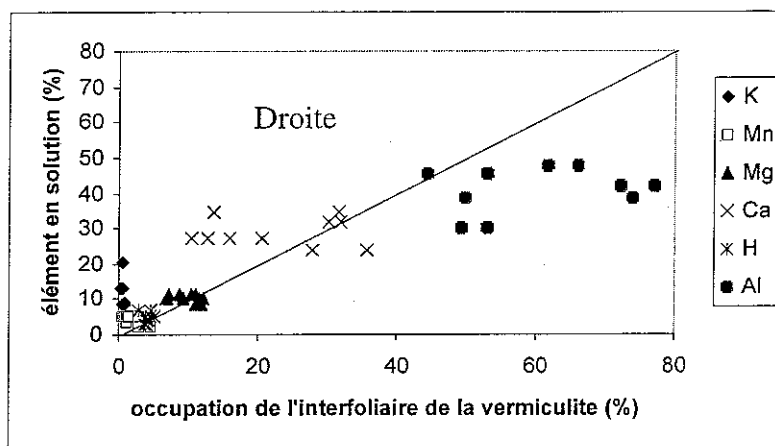


Figure 15 : Distribution cationique (K, Mn, Mg, H, Al) dans la solution du sol à différentes profondeurs et dans l'interfoliaire de la vermiculite saturé Na après 1 an d'incubation dans le sol avant la coupe.

**12 mois après la coupe (t12) :** un an après la coupe (t12), le taux d'échange continue à augmenter pour atteindre 94% en surface (figure 16). Il est en moyenne de 74%.

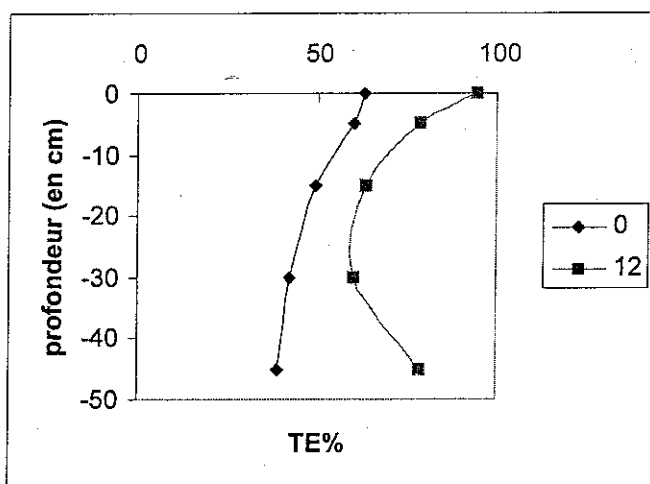


Figure 16 : Taux d'échange du Na sur la vermiculite-Na au moment de la coupe (0) et 12 mois après la coupe (12).

Le taux d'hydroxylation augmente également et passe en moyenne de 29 (au moment de la coupe) à 42% 12 mois après la coupe (figure 17). L'hydroxylation est plus forte en surface et en profondeur.

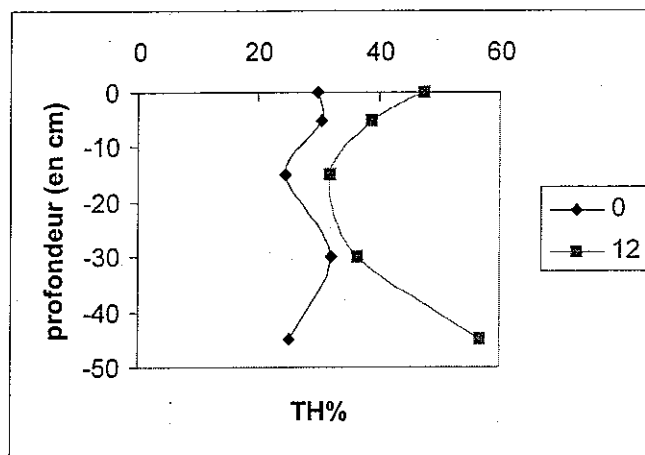


Figure 17 : Taux d'hydroxylation (TH%) de la vermiculite-Na au moment de la coupe (t0) et après 12 mois (t12).

La figure 18 montre que plus le taux d'hydroxylation (TH%) est élevé, plus une quantité importante d'aluminium est extraite par le réactif tricitrate à chaud. Cependant, le coefficient de détermination ( $r^2$ ) est relativement faible (0.52).

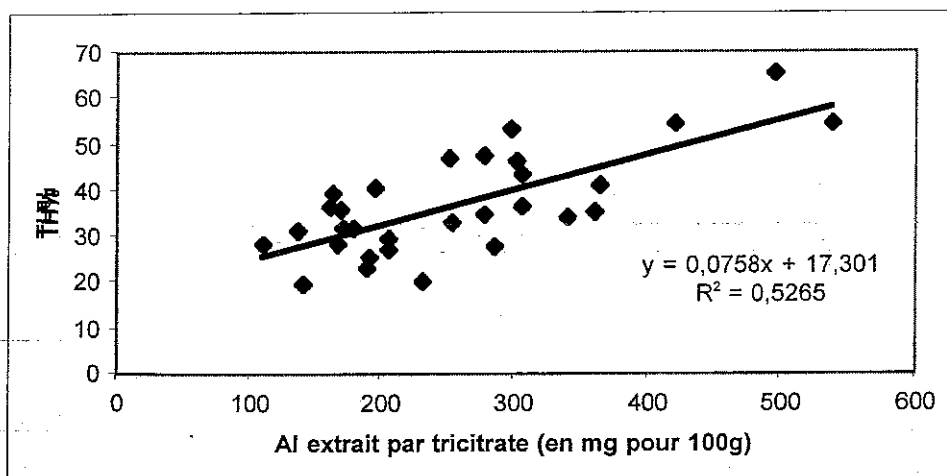


Figure 18 : Relation entre l'aluminium extrait par le tricitrate de sodium et le taux d'hydroxylation de la vermiculite.

La quantité importante de Mg extraite par ce réactif (en moyenne 400mg/g) prouve qu'une partie du réseau de la vermiculite est dissoute lors de cette attaque. A partir de formule structurale de la vermiculite (2.41 de Mg), il a été possible de calculer que le Mg extrait par le tricitrate correspond à 3.3% du Mg de la vermiculite (au préalable, la partie du Mg échangeable a été soustraite). Si on suppose que tout le silicium extrait par le tricitrate provient de la dissolution de la vermiculite, ceci correspond à 1.5% du silicium présent dans le tétraèdre de la vermiculite. En supposant que l'aluminium du tétraèdre de la vermiculite est dissout à la même vitesse que le silicium, 30% de

l'aluminium extrait par le tricitrate pourrait provenir de la structure de la vermiculite et 70% de l'interfoliaire et des précipitations externes.

La quantité d'aluminium extrait par le tricitrate augmente après la coupe, essentiellement en surface et en profondeur (figure 19) alors que le silicium extrait par le tricitrate reste constant. Ceci prouve que les vermiculites poursuivent leur hydroxylation de l'interfoliaire comme le calcul du taux d'hydroxylation l'a déjà prouvé. La coupe du peuplement n'a donc pas entraîné des conditions d'acidocomplexation qui puissent ralentir ou inverser ce processus d'hydroxylation.

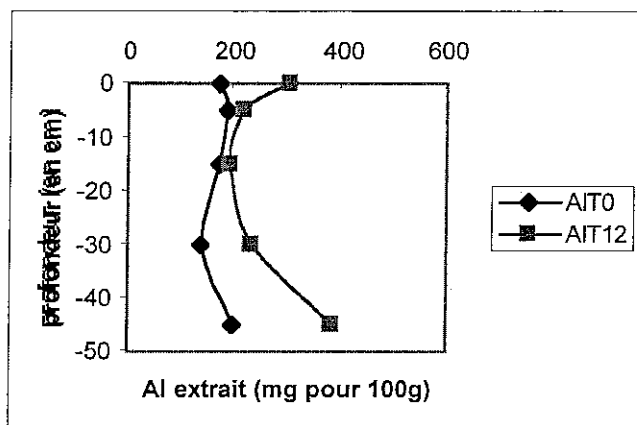


Figure 19 : Aluminium extrait des vermiculites par le tricitrate au moment de la coupe (0) et après 12 mois (12).

Remarque : Les résultats du prélèvement à 6mois après la coupe allant dans le même sens, ils n'ont pas été exposés dans ce rapport afin de simplifier la présentation.

**Minéraux à organisation à courte distance du sol :** l'effet coupe sur les minéraux amorphes du sol de la placette a été testé. Pour cela, nous avons effectué des extractions à l'oxalate (Tamm, 1922) sur des échantillons prélevés avant la coupe et 2 ans après la coupe. Il s'agit des mêmes échantillons sur lesquels le carbone, l'azote, la capacité d'échange cationique et les ions échangeables ont été dosés. Sur les 32 fosses prélevées, seules 12 fosses (également réparties) ont été analysées sur les trois premiers niveaux (0-5 cm ; 5-10 cm et 10-15cm). Les analyses (protocole Tamm obscurité) ont été réalisées au laboratoire de l'INRA à Arras et Si, Al et Fe ont été dosés dans l'extrait.

Trois types d'évolution peuvent être analysés : l'effet de l'horizon, la répartition spatiale, et l'effet coupe.

L'aluminium extrait avec l'oxalate augmente en fonction de la profondeur (Al passe en moyenne de 0.30 à 0.42 mg%g de sol sec à 105°C) alors que le fer extrait est relativement constant (en moyenne 0.35-0.36 mg%g de sol sec à 105°C). Si extrait est faible et compris entre 0.03 à 0.05 mg%g de sol sec à 105°C.

	Si t0	Al t0	Fe t0	Si t2	Al t2	Fe t2	Si t2-t0	Al t2-t0	Fe t2-t0
Moy 0-15cm	<b>0.045</b>	<b>0.369</b>	<b>0.356</b>	<b>0.043</b>	<b>0.369</b>	<b>0.352</b>	-0.002	0.000	-0.004
ET 0-15cm	<i>0.015</i>	<i>0.091</i>	<i>0.027</i>	<i>0.047</i>	<i>0.103</i>	<i>0.027</i>	<i>0.047</i>	<i>0.047</i>	<i>0.016</i>
Moy 0-5cm	<b>0.033</b>	<b>0.299</b>	<b>0.361</b>	<b>0.026</b>	<b>0.286</b>	<b>0.361</b>	<b>-0.008</b>	-0.013	0.000
P.05 0-5cm							<i>0.007</i>	<i>0.037</i>	<i>0.014</i>
Moy 5-10cm	<b>0.050</b>	<b>0.390</b>	<b>0.360</b>	<b>0.037</b>	<b>0.395</b>	<b>0.357</b>	<b>-0.013</b>	0.005	-0.003
P.05 5-10cm							<i>0.009</i>	<i>0.035</i>	<i>0.010</i>
Moy 10-15cm	<b>0.051</b>	<b>0.418</b>	<b>0.347</b>	<b>0.065</b>	<b>0.426</b>	<b>0.337</b>	0.014	0.008	<b>-0.010</b>
P.05 10-15cm							<i>0.053</i>	<i>0.019</i>	<i>0.007</i>

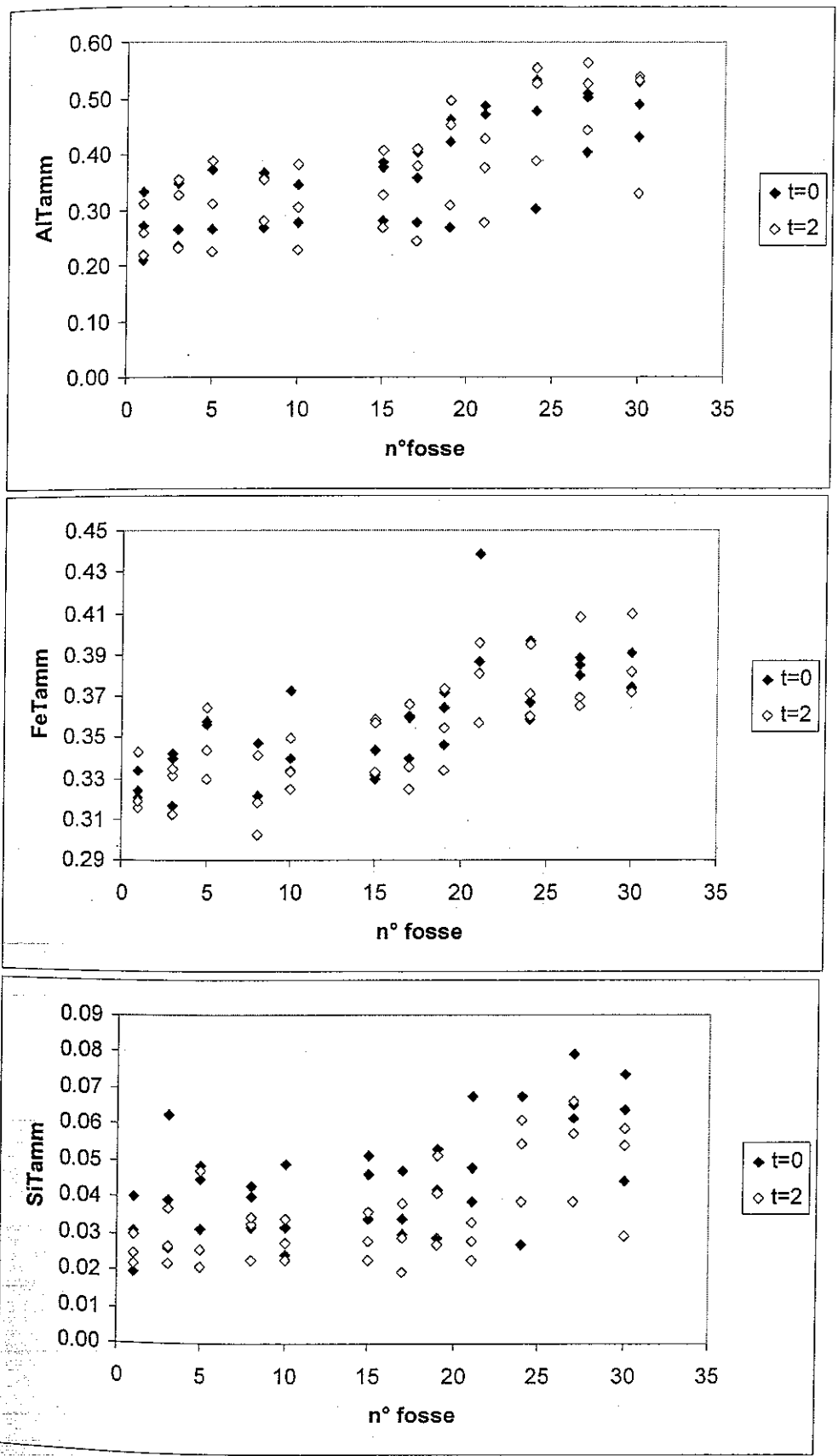
Tableau 9 : Moyennes (12 fosses) de Si, Al et Fe extrait par l'oxalate (en mg pour 100g de sol sec à 105°C) dans les différents horizons (0-5, 5-10, 10-15 cm) avant la coupe (t0) et 2 ans après la coupe, différences entre ces valeurs et traitement statistique (P0.05).

Pour les trois éléments extraits, pour les trois horizons et pour les deux échéances de temps, un gradient spatial est mis en évidence (figure 20). Les sols à l'Ouest de la placette contiennent moins d'éléments extraits par l'oxalate que les sols à l'Est. Par exemple, Al extrait dans l'horizon 10-15 cm passe de 0.33 à 0.53 mg%g de sol sec à 105°C. Ceci est probablement dû à une topographie différente. La partie ouest de la placette est légèrement plus pentue. Ce type d'observation a également été fait lors d'un échantillonnage systématique de 30 points dans l'ex-peuplement de 40 ans (données non publiées).

Une étude statistique a été réalisée afin de comparer les données avant la coupe et après la coupe. Lorsqu'on ne sépare pas les horizons, la différence entre les deux échantillons de chaque fosse n'est pas significativement différente de zéro ( $P=0.05$ ) avant et après la coupe. Le traitement horizon par horizon, ne montre pas de différence pour l'Al extrait. Une légère différence (de l'ordre 0.01 mg%g de sol sec à 105°C en moins après la coupe) pour Si (horizons 0-5 et 5-10cm) et pour Fe (horizons 10-15 cm) est enregistrée et significative à  $P=0.05$ .

La coupe n'a eu que très peu d'effet sur les minéraux amorphes du sol. Aucune minéralisation supplémentaire n'a été enregistrée après la coupe, et donc il n'y a pas eu de changement important sur les amorphes. Les minéraux bien cristallisés n'ont donc pas dû évoluer et nous n'envisageons donc pas de rechercher un effet coupe sur les phyllosilicates. Un gradient spatial pour les minéraux amorphes a été déterminé dans la placette.

Figure 20 : Al, Fe et Si extraits dans les sols par l'oxalate (en g/g) au moment de la coupe (t=0) et 2 ans après la coupe (t=2).



En conclusion, que se soit sur la dynamique d'hydroxylation des vermiculites-test introduites ou sur les minéraux amorphes du sol (extraction oxalate), la coupe n'a pas provoqué de changement. Ceci paraît normal car la coupe de ce peuplement n'a pas provoqué de flush de minéralisation et une production intense de composés organiques complexants.

A cette échelle d'investigation, les minéraux sont restés stables durant ce traitement sylvicole.

#### VI-3133 Les éléments nutritifs majeurs (J. Ranger et al., INRA BEF Nancy)

Les analyses ont porté sur 32 profils de sols répartis sur une grille systématique, positionnée avant la coupe à blanc dans la zone A où le sol n'a pas été perturbé. Ce nombre élevé de profils a été retenu suite aux travaux réalisés sur le site OQS du Donon (Bonneau et al., 2000 EGS) : la forte variabilité spatiale des sols forestiers risque de masquer les évolutions temporelles.

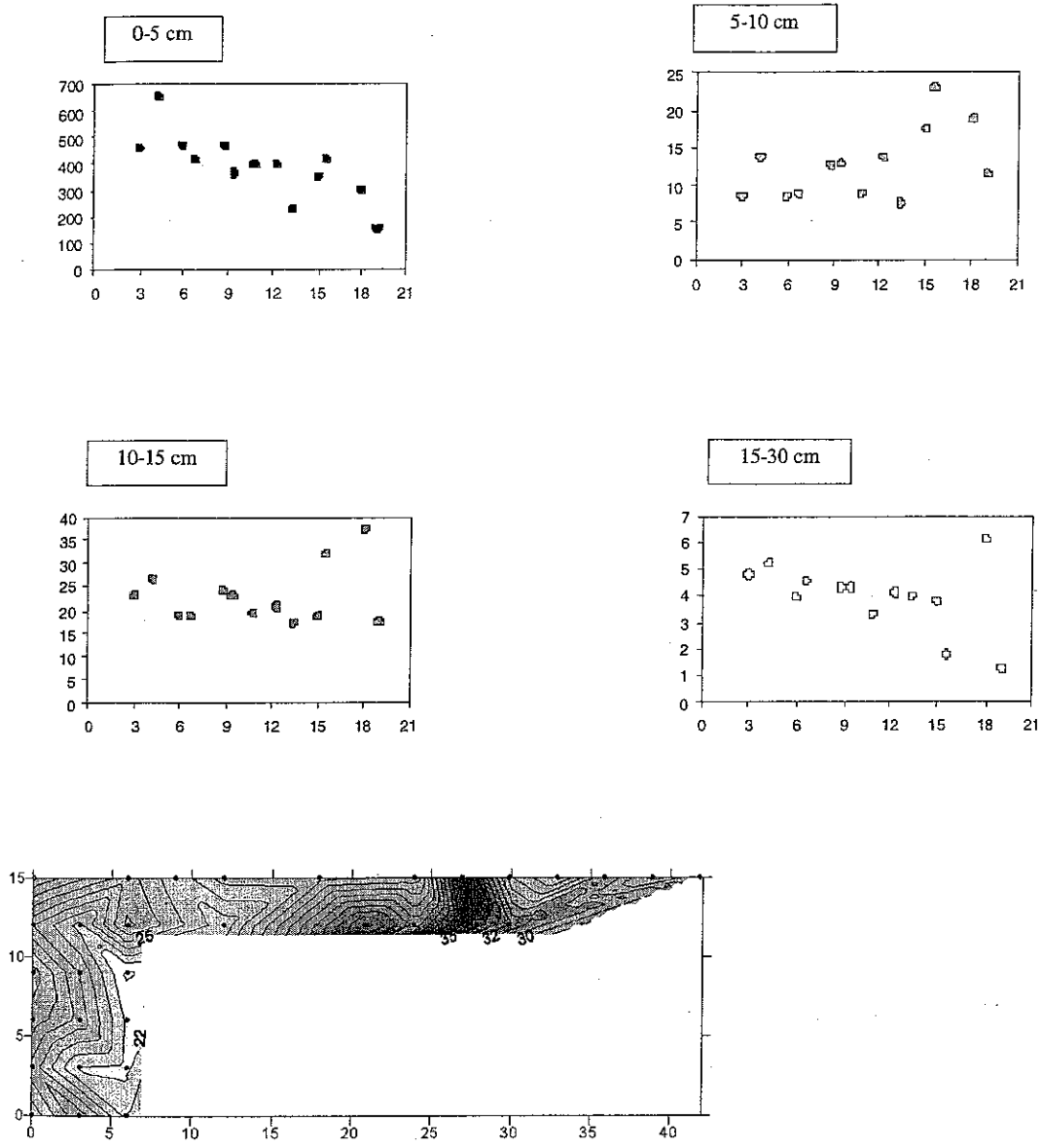
L'horizon holorganique a été prélevé sans distinction de sous-horizons, puis le sol 'minéral' a été prélevé à des profondeurs systématiques, de façon à pouvoir aisément quantifier les stocks d'éléments ([0-5 cm], [5-10 cm], [10-15 cm], [15-30 cm], [30-45 cm], [45-60 cm]). Les prélèvements ont eu lieu chaque année fin septembre pendant 4 ans (avant la coupe puis les trois années suivant celle-ci), en se situant exactement et systématiquement par rapport à la grille initiale. Les densités apparentes ont été mesurées pour la terre fine de tous les échantillons, qui servira de référence pour la quantification des stocks. Les analyses ont été réalisées sur tous les échantillons holorganiques pour les éléments totaux (C, N, P, K, Ca, Mg), et organo-minéraux pour le pH (eau et KCl), C et N, la CEC et les éléments échangeables (cations alcalins, alcalino-terreux et acides), et le phosphore assimilable (méthode Duchaufour et Bonneau, 1959).

**La structure spatiale :** une analyse basée sur la théorie des variables régionalisées (Matheron, 1965 ; Wackernagel, 1995) a été réalisée dans le but i) de mettre en évidence une éventuelle structure spatiale, ii) de pouvoir appliquer les analyses de variance adéquate en fonction des résultats, et iii) de vérifier quelle économie d'échelle pouvait éventuellement être réalisée sur l'échantillonnage, compte tenu de sa lourdeur matérielle.

L'établissement des semi-variogrammes empiriques après vérification des hypothèses de stationnarité (l'espérance d'une variable ne dépend pas de la position géographique de son observation), montre que les variables ne possèdent pas d'auto-corrélation à l'échelle d'étude (variance souvent maximale au premier pas et plus ou moins constante, pas de structure curvilinéaire déterminant une portée) (figure 21). Dit autrement, la variance entre points ne dépend pas de la distance séparant ces points. Cette interprétation se fait strictement dans le cadre de l'échantillonnage réalisé et n'est démontrée que pour une distance inférieure à 50 m.

La non structuration géographique des données autorise le traitement « ordinaire » des données par simple comparaison de moyennes appariées ou par analyse de variance.





**Figure 21.** En haut : semi-variogrammes établis sur les mesures de teneur en carbone (de 1998) pour les couches de 0-5, 5-10, 10-15 et 15-30 cm. En bas : cartographie sur le dispositif de la teneur en carbone du sol pour une profondeur de prélèvement de 10 cm, observée en 1998 (mgC.g<sub>sol</sub><sup>-1</sup>). Les 32 points de prélèvement servant aux calculs sont figurés par des points (ils sont disposés selon une grille carrée d'un pas de 3 mètres).

### Les données 'qualitatives'

- test de 'répétabilité' des mesures : préalablement à toute interprétation d'évolution temporelle des sols, il est indispensable, soit de vérifier la fiabilité des mesures réalisées puisque les analyses initiales servent de référence absolue pour caractériser les évolutions, soit d'analyser les échantillons en une 'seule' fois pour éviter toute dérive analytique. La première solution a été retenue pour des raisons matérielles (768 échantillons et environ 12000 déterminations).

Les analyses réalisées à des périodes différentes sont la source de dérives potentielles liées i) à des problèmes classiques d'analyse (analyste, protocoles, échantillonnage, matériels de laboratoire, etc..), voire ii) à des évolutions inhérentes au stockage des échantillons sur des durées plus ou moins longues.

Le test a été réalisé sur un sous-groupe d'échantillons correspondant à 10 profils complets analysés d'une part après le prélèvement de septembre 1998 et ré-analysés en 2001 (en fait au début de 2002) en même temps que la dernière série de prélèvements réalisés en septembre 2001. Il ne s'agit pas à proprement parler d'un test de répétabilité analytique réalisé sur des échantillons homogènes dont plusieurs répétitions sont analysées à des époques diverses, mais d'échantillons réels analysés à plusieurs périodes : la nuance est assez importante dans la mesure où le résultat cumule les effets i) de la dérive analytique éventuelle considérée globalement intégrant toutes ses composantes, ii) de l'évolution des échantillons lors de leur stockage, et iii) de la variabilité spatiale. Certains effets ont été minimisés tels i) la dérive analytique puisque sur une durée de 4 ans les analyses ont été faites par le même opérateur, avec les mêmes protocoles et les mêmes matériels de laboratoire et ii) la durée du stockage relativement courte.

Ce test ne donne donc que des indications sur les limites d'interprétation des évolutions moyennes d'un sol.

Les résultats sont consignés dans le **tableau 10**. Ils montrent des variations très généralement statistiquement non significatives bien que non nulles en absolu. Les intervalles de confiance des moyennes observées sont toutefois assez élevés, en relation avec une forte variabilité spatiale se traduisant par de larges écarts types des valeurs mesurées ; ils diminuent avec la profondeur de l'horizon de sol considéré. La variabilité pour certains éléments est facilement explicable : Na est très dépendant de la qualité de la verrerie de laboratoire, Mn et H peuvent évoluer rapidement au cours du stockage (Blake et al., 2000), la variabilité du dosage de Al par ICP est plus difficile à expliquer puisque cette variabilité ne se retrouve pas dans la méthode de titration réalisée sur le même extrait.

De manière à pouvoir utiliser les résultats pour déterminer la limite d'interprétabilité des variations observées, l'intervalle de confiance observé sur 20 mesures (10 en 1998 et 10 en 2001) a été extrapolé aux 32 profils en considérant que la moyenne et l'écart-type observés sur 10 échantillons eut été le même pour 32, quand les deux séries ne montrent pas de différences significatives.



Tableau 11 : Evolution des caractéristiques des sols après la coupe à blanc.

Les intervalles de confiance des mesures ne modifient pas la qualification des tendances, mais limitent leur amplitude (**tableau 12**).

La dynamique au cours du temps est plus complexe avec des fluctuations positives ou négatives, maximum en 2000, soit 2 ans après la coupe.

variable	Horizon supérieur		Horizon moyen		Horizon inférieur	
	$\Delta$ (2001 <sub>01</sub> -1998 <sub>98</sub> )	IC 1998 <sub>98-01</sub>	$\Delta$ (2001 <sub>01</sub> -1998 <sub>98</sub> )	IC 1998 <sub>98-01</sub>	$\Delta$ (2001 <sub>01</sub> -1998 <sub>98</sub> )	IC 1998 <sub>98-01</sub>
pH eau	stable		+ 2 à + 4 %		stable	nd
pH KCl	stable		stable		stable	nd
Carbone	+ 13 %		+ 1 à + 10 %		- 18 %	
Azote	+ 10 %		- 2 à + 5 %		- 17 %	
Phosphore	+ 10 %		+ 3 à + 30 %		+ 28 %	
Cations 'nutrit.ifs'						
K	+ 20 %	5 %	-15 à -50 %	5 %	- 25 %	5 %
Ca	+ 16 %	12 %	-5 à -20 %	5-10 %	- 33 %	6 %
Mg	+ 26 %	8 %	-20 à -35 %	5 %	- 38 %	5 %
Cations acides						
Al	+ 5 %	2 %	Stable à + 6 %	2 %	+ 3,5 %	1 %
H	- 20 %	5 %	- 30 to - 50%	5 %	- 52 %	5 %
AE tot	stable	2 %	stable à -2,5 %	2 %	stable	1 %
CEC	+ 6 %	3 %	-2 à -6 %	2 %	- 4 %	1 %
Taux de saturation	+ 9%	10 %	- 15 à - 30 %	5 %	- 32 %	5 %

$\Delta$  (2001<sub>01</sub>-1998<sub>98</sub>) = Différence entre les données 2001 mesurées en 2001 et les données 1998 mesurées en 1998.  
IC 1998<sub>98-01</sub> = Intervalle de confiance des données 1998 mesurées en 2001

Tableau 12 : Synthèse des observations sur l'évolution des sols après la coupe à blanc.

### Les données quantitatives (tableau 13)

Les valeurs quantitatives ont été calculées à partir de la mesure de la concentration en un élément, de la mesure de densité apparente et du volume de l'échantillon en question.

Les résultats ont été calculés par horizon et pour le profil complet ; ils sont assortis de l'intervalle de confiance de la différence entre les données de l'année de référence et celles correspondant à 3 années après la coupe.

Le bilan confirme l'enrichissement relatif de l'horizon de surface [ 0-5 cm] en tous éléments : C, N, K, Ca, Mg et P. La tendance est l'enrichissement de tout le profil en P et des horizons moyens en C. L'appauvrissement est général pour le reste du profil pour K, Ca, Mg et N. Ces données sont assorties d'un large intervalle de confiance montrant la forte variabilité des systèmes naturels.

niveau	année	K	Ca	Mg	Al titré	Carbone	Azote	P2O5
00--05	1998	61,6 a	158,2 ac	19,9 ab	187,1 a	27,03 a	1,71 a	0,07
	1999	60,7 a	138,4 ac	17,4 ab	203,0 a	30,71 ab	1,82 ab	0,08
	2000	84,4 b	210,5 b	22,7 bc	207,7 a	33,74 b	2,00 b	0,07
	2001	74,7 c	188,7 bc	25,5 c	197,8 a	31,17 ab	1,91 ab	0,08
	$\Delta(2000-1998)$	13,1	30,5	5,6	10,7	4,14	0,20	0,01
IC $\Delta(2001-1998)$	8,0	34,3	4,0	16,5	3,41	0,16	0,01	
IC% $\Delta(2000-1998)$	61	112	72	154	82	82	83	
05--10	1998	55,9 a	46,1 a	8,5 a	220,3 a	16,04 a	1,31 a	0,07
	1999	50,5 a	42,5 a	8,6 a	243,6 b	18,60 bc	1,35 ab	0,08
	2000	55,0 a	58,4 b	8,0 a	251,5 b	19,97 c	1,44 b	0,07
	2001	47,8 a	39,6 a	6,7 b	231,6 ab	17,28 ab	1,29 a	0,08
	$\Delta(2000-1998)$	-8,2	-6,4	-1,8	11,3	1,24	-0,03	0,00
IC $\Delta(2001-1998)$	6,8	10,1	1,2	17,8	1,42	0,09	0,01	
IC% $\Delta(2000-1998)$	65	63	56	44	46	52	45	
10--15	1998	54,0 a	23,8 a	5,7 a	181,8 a	13,07 a	1,16 a	0,07
	1999	41,0 b	19,9 a	5,6 a	187,9 a	14,27 b	1,13 a	0,08
	2000	45,0 b	23,8 a	4,2 b	205,8 b	14,85 b	1,18 a	0,07
	2001	41,6 b	19,4 a	3,7 b	192,7 ab	13,78 ab	1,10 a	0,07
	$\Delta(2000-1998)$	-12,3	-4,3	-2,0	10,9	0,71	-0,06	0,00
IC $\Delta(2001-1998)$	8,0	5,9	0,8	14,6	1,00	0,07	0,01	
IC% $\Delta(2000-1998)$	88	60	99	46	44	50	46	
15--30	1998	146,6 a	55,0 a	16,8 a	579,9 a	35,39 a	2,97 a	0,19
	1999	121,2 b	46,1 a	14,0 b	573,8 a	35,53 a	2,85 a	0,23
	2000	133,3 ab	49,7 a	9,4 c	615,8 a	37,38 a	2,98 a	0,20
	2001	120,1 b	52,2 a	10,2 c	601,8 a	38,81 a	3,07 a	0,22
	$\Delta(2000-1998)$	-26,5	-2,8	-6,6	22,0	3,42	0,11	0,03
IC $\Delta(2001-1998)$	17,2	12,8	3,1	37,3	2,62	0,21	0,02	
IC% $\Delta(2000-1998)$	63	48	96	45	44	47	39	
30--45	1998	157,2 a	54,5 a	14,6 a	682,4 a	27,40 a	2,25 a	0,17
	1999	116,3 c	48,3 a	14,5 a	668,8 a	27,35 a	2,13 a	0,23
	2000	136,6 b	47,2 a	9,4 b	728,9 b	26,88 a	2,05 a	0,18
	2001	116,1 bc	42,6 a	9,1 b	681,9 ab	26,99 a	2,14 a	0,22
	$\Delta(2000-1998)$	-41,1	-11,8	-5,4	-0,4	-0,41	-0,11	0,05
IC $\Delta(2001-1998)$	19,7	9,7	2,4	42,7	3,04	0,24	0,02	
IC% $\Delta(2000-1998)$	65	53	97	52	43	45	40	
45--60	1998	168,2 a	55,2 a	14,6 a	722,5 a	21,03 a	1,80 a	0,20
	1999	136,1 b	60,7 a	21,1 b	731,4 a	16,05 b	1,40 b	0,26
	2000	144,0 b	42,4 b	9,5 c	780,9 b	15,03 b	1,26 b	0,20
	2001	128,7 b	38,9 b	9,4 c	756,0 ab	17,49 b	1,52 b	0,26
	$\Delta(2000-1998)$	-39,5	-16,3	-5,3	33,4	-3,54	-0,28	0,06
IC $\Delta(2001-1998)$	18,7	9,8	2,5	29,6	3,33	0,22	0,03	
IC% $\Delta(2000-1998)$	58	58	89	54	54	54	49	
réserves biodisp. 1998		643,6	392,6	80,1	2573,9	139,96	11,20	0,77
réserves biodisp. 2001		529,1	381,5	64,5	2661,8	145,52	11,02	0,92
bilan brut profil		-114,5	-11,2	-15,5	87,8	5,56	-0,18	0,15
IC $\Delta(1998-2001)$		26,1	31,6	4,1	123,6	5,04	0,37	0,04
IC % réserves 1998		4	8	5	5	4	3	5

Tableau 13 : Evolution des stocks d'éléments dans le sol et intervalle de confiance des observations. Bilan entre l'état initial avant la coupe et trois années après la coupe. (données absolues en  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$  pour K, Ca et Mg et en  $\text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$  pour C, N et P).

Deux conclusions majeures concernant la phase solide du sol :

- La variabilité des sols est telle que la mise en évidence de toute évolution nécessite un échantillonnage très important, et une exigence forte pour assurer la validité des résultats (structure et qualité de l'échantillonnage *in situ*, prise en compte de la dérive analytique potentielle voire de l'évolution des échantillons durant leur conservation).
- Ces contraintes étant supposées avoir été respectées, les résultats montrent que l'évolution de la phase solide est sensible en terme d'enrichissement de l'horizon immédiatement sous jacent à l'horizon holorganique qui a tendance à s'épuiser, et d'appauvrissement significatif des horizons organo-minéraux, en K, Ca, Mg et N. La décomposition de la couche holorganique se traduit pour partie par un enrichissement de la partie supérieure du sol minéral. Le reste du profil perd des cations nutritifs échangeables et de l'azote et s'enrichit en C et P. La nitrification toujours active, bien que non augmentée après la coupe, se traduit par des pertes sensibles de cations. Le cycle biogéochimique se trouve fortement modifié par la coupe, et en particulier au niveau des restitutions qui ne s'opèrent plus. La désaturation du sol semble effective et le sol qui de plus accumule de la matière organique a tendance à s'acidifier. Au total les variations absolues sont de :  $-115 \pm 26 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  de K,  $-11 \pm 32 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  de Ca,  $-15 \pm 4 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  de Mg,  $-176 \pm 375 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  de N,  $+5558 \pm 504 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  de C,  $+148 \pm 40 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  de K. Les variations relatives, exprimées par rapport à la réserve sur le profil en 1998, assorties de leur intervalle de confiance

sont de :  $-15 \pm 4 \%$  pour K,  $-3 \pm 8 \%$  pour Ca,  $-18 \pm 5 \%$  pour Mg,  $-1 \pm 3 \%$  pour N, et  $+4 \pm 4 \%$  pour C et  $+22 \pm 5 \%$  pour  $P_2O_5$ .

	K kg.ha <sup>-1</sup>	Ca kg.ha <sup>-1</sup>	Mg kg.ha <sup>-1</sup>	Al kg.ha <sup>-1</sup>	C kg.ha <sup>-1</sup>	N kg.ha <sup>-1</sup>	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> kg.ha <sup>-1</sup>
Réserve du sol en 1998	644	393	80	2574	139 958	11 201	773
Réserve du sol en 2001	529	382	65	2662	145516	11024	921
Différence sur 60 cm	-115	-11	-15	88	5558	-176	148
Différence relative % 98	-15 %	-3 %	-18 %	+7 %	+4 %	-1 %	+22 %
IC de la variation	± 26	± 32	± 4	± 124	± 504	± 375	± 40
IC relatif de la variation	± 4 %	± 8 %	± 5 %	± 5 %	± 4 %	± 3 %	± 5 %

IC = Intervalle de confiance de la différence

Tableau 14 : Variations des stocks d'éléments biodisponibles sur 60 cm de sol organo-minéral observées entre 1998 (référence avant coupe à blanc) et 2001 (3 années après la coupe à blanc en zone A).

### VI-32 La zone B (perturbée par la récolte)

#### VI-321 le devenir des litières au sol (F.Andreux et al., UMR 111 Dijon)

Les stocks pondéraux de litière ont été déterminés sur les litières totales (prélevées à l'aide d'un cadre métallique de  $0,15 \times 0,15$  m) et sur leurs fractions fine et grossière, (séparées par tamisage à 2 cm). Les litières fines ( $\leq 2$  cm) ont été pulvérisées, afin de déterminer leurs teneurs en C et N totaux, ainsi que leur composition isotopique naturelle <sup>13</sup>C et <sup>15</sup>N (analyseur élémentaire Fisons Instruments NA-1500 NCS, couplé à un spectromètre de masse VG Isochrom-EA).

Les mesures de stock mettent en évidence des apports massifs, suivis de fluctuations importantes, avant que se produise une décroissance progressive (Figure 22a). En ce qui concerne le stock de litière totale, en mars 1999, il était de  $3,3 \pm 1,2$  kg m<sup>-2</sup>; il augmente rapidement lors de la campagne d'avril 1999 pour atteindre sa valeur la plus élevée ( $6,1 \pm 1,6$  kg m<sup>-2</sup>), soit six mois après la coupe à blanc. Il diminue ensuite progressivement jusqu'en mai 2000, où il avoisine  $2,0$  kg m<sup>-2</sup>. Il amorce enfin une légère augmentation, se traduisant par une valeur de  $2,5 \pm 0,9$  kg m<sup>-2</sup> en octobre 2000.

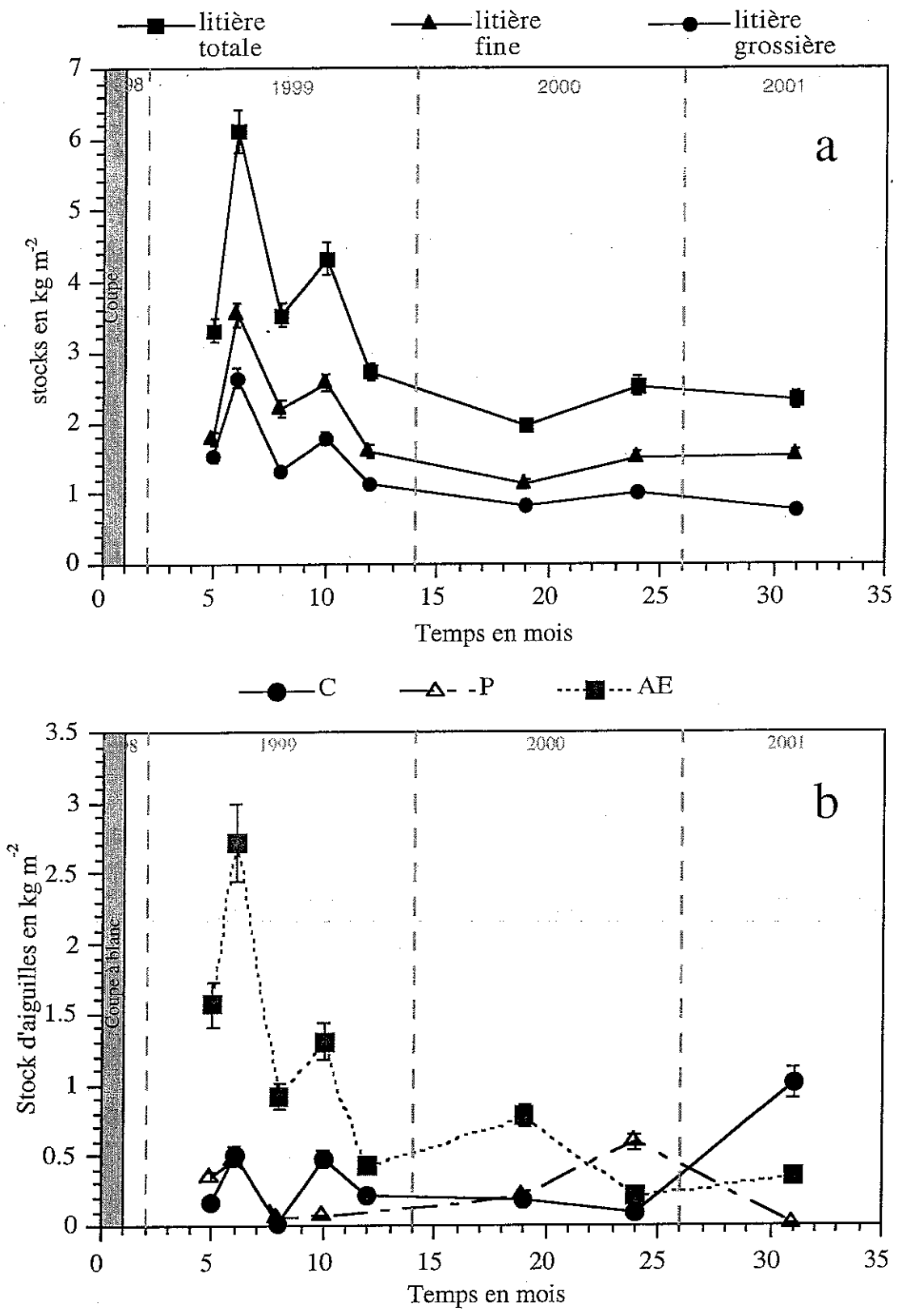


Figure 22 : Variation des stocks pondéraux de litières totales, fines et grossières (a) et d'aiguilles (b) pour les trois points de prélèvements C, P et AE.

Pour les litières fines et litières grossières, la variation générale suit l'allure observée pour le stock total, c'est-à-dire un maximum de litière en avril 99, suivi d'une chute assez rapide stabilisée en octobre 1999. Les fluctuations des stocks totaux des seules aiguilles (hors poids des litières issues des nouvelles repousses herbacées) montrent également l'allure générale observée pour le stock



total (Figure 22.b). À noter toutefois que ces stocks totaux d'aiguilles ont été calculés avec un nombre restreint de mesures. En effet, seulement trois points ont été sélectionnés, pour réaliser un tri sélectif des différents composants de la litière. Les stocks d'aiguilles évoluent parallèlement aux stocks totaux de litières, mais avec une variabilité importante entre les points de prélèvement, soulignant l'hétérogénéité des litières dans les parcelles. Ainsi, pour un seul point de mesure (AE), le stock maximum observé en avril 1999 ( $2,7 \text{ kg m}^{-2}$ ) est très élevé par rapport à celui mesuré pour les deux autres points (C et P), dont les stocks sont compris entre 0 et  $1 \text{ kg m}^{-2}$ . La proportion des aiguilles est donc fluctuante : elles représentent jusqu'à 80% de la litière fine, mais peuvent aussi être pratiquement absentes du prélèvement (point C notamment).

La plus grande part du stock est constituée par la litière fine, qui représente plus de 50% du stock total avant octobre 1999, voire 70% en mai 2001. Entre mars 1999 et juin 1999, le rapport litière fine/litière grossière a augmenté de 1,3 à 1,6, puis a diminué à nouveau, entre juin 1999 et octobre 1999, jusqu'à une valeur proche de 1,0, pratiquement inchangée en avril 2000. Après la campagne d'avril 2000, ce rapport augmente régulièrement pour atteindre 2,3 en mai 2001, traduisant l'entrée récente de fragments grossiers, issus des repousses herbacées.

Une analyse de variance a été réalisée sur les trois paramètres : poids de litières totales, de litières fines et de litières grossières, en prenant seulement dix observations en compte pour le test. Elles correspondent au total de points prélevés lors de la dernière campagne de prélèvement en mai 2001. Les tests sont significatifs pour les trois paramètres, litière totale, fine et grossière et confirment les observations ci-dessus. Ils vérifient que *les stocks de litières ont significativement augmenté entre mars et avril 99*, en raison de la contribution des branchages abandonnés la coupe. Cette augmentation n'est observable que pour la campagne d'avril. En effet, seuls les stocks mesurés pour cette campagne sont significativement différents de ceux mesurés aux autres dates. Ceci montre aussi que les stocks de litière ont significativement diminué depuis avril 1999

## 2. Teneurs en carbone et azote et rapports C/N

Pour les huit campagnes, trois points de prélèvements (points E, X et AC) ont été sélectionnés pour rendre compte des variations dans le temps des teneurs en carbone et azote organiques du site. Entre mars 1999 et mai 2001, la teneur moyenne en carbone des litières a diminué, de 40% à 32%. Entre ces deux dates, la diminution n'est cependant pas progressive, mais marquée par deux maxima à 42 %, en août 1999 et en mai 2000. Dans les aiguilles, les teneurs sont en moyenne plus élevées que dans la litière fine totale, sauf pour le point AE en octobre 1999. Comme on pouvait s'y attendre, ces teneurs varient peu et se situent globalement entre 45 et 50% de carbone. En ce qui concerne l'azote, entre mars 1999 et mai 2001, ses valeurs moyennes sont relativement stables et proches de 1,1%. On n'observe pas de tendance vraiment significative pour leurs variations au cours des huit campagnes. Les teneurs en azote des aiguilles seules sont assez homogènes et comprises entre 0,8 et 2,5%, la majorité des valeurs se situant entre 1,5 et 2%.

Le rapport C/N, dont les valeurs sont maximales au moment de la coupe, diminue entre mars 1999 et mai 2001 (33-37 jusqu'à 20-25) pour les litières fines (Figure 23) et les aiguilles. L'allure générale de la courbe décrivant les rapports C/N des litières fines rend compte de cette décroissance globale, ce qui illustre bien la minéralisation progressive de la litière au cours du temps. On remarque aussi que le rapport C/N passe en mai 2000 par un maximum vers 30, avant de redescendre vers des valeurs plus faibles, à nouveau proches de 25. Cette valeur élevée, même si elle est transitoire, pourrait indiquer l'entrée dans le stock de litière de résidus végétaux issus de la nouvelle végétation herbacée. L'entrée de ce matériel frais, observée sur le terrain en juin 1999, parviendrait donc à son maximum en mai pour l'année 2000 et se mélangerait aux résidus de litière d'origine forestière dont la minéralisation resterait plus lente. Par suite, la majorité des prélèvements de litières effectués lors de la campagne de mai 2001 correspondrait à cette végétation secondaire,

montrant ainsi que la dégradation des litières issues des Douglas coupés est pratiquement parvenue à son terme.

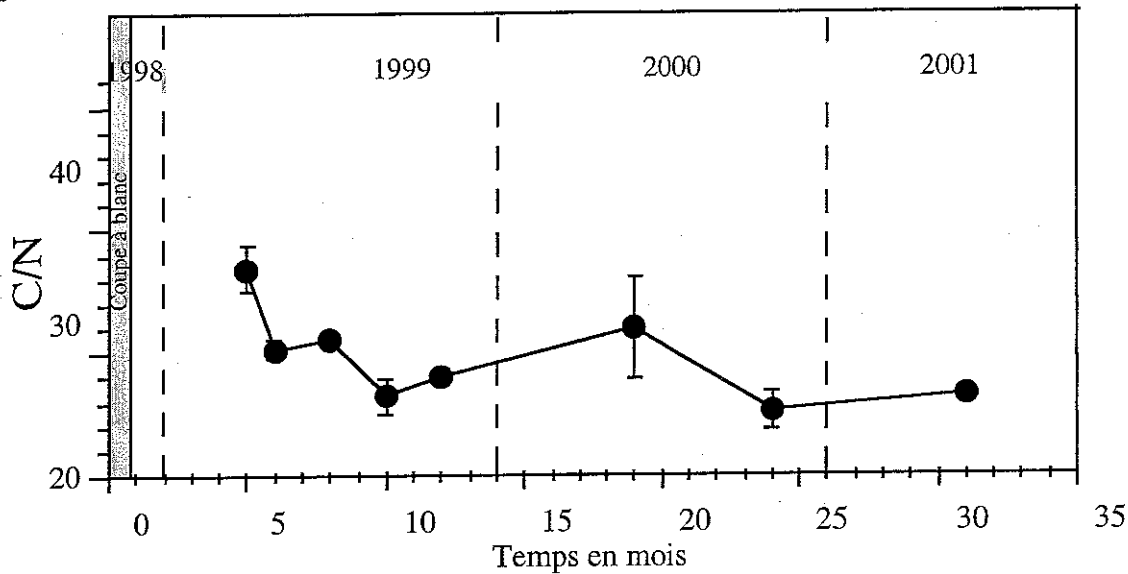


Figure 23 : Variations temporelles du rapport C/N dans les litières fines.

La conversion de ces teneurs de carbone et d'azote en stocks conduit à des courbes d'allures comparables aux courbes pondérales décroissantes, avec toutefois un contraste plus accusé entre la phase de décroissance et la phase finale. Les valeurs sont affectées d'écart types élevés, la variabilité sur la densité apparente venant s'ajouter à celle sur les mesures chimiques. Pour cette raison aussi, la conversion en stocks gomme complètement les variations divergentes notées entre les teneurs de carbone et d'azote.

### 3. Mesures isotopiques $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$

L'évolution temporelle des compositions isotopiques en  $^{13}\text{C}$  et en  $^{15}\text{N}$  naturels a été mesurée sur les aiguilles uniquement. Ce choix a été fait par souci de focaliser notre attention sur les litières issues du Douglas. Les valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$  évoluent au cours du temps et différemment selon les trois points de mesures C, P et AE. Les aiguilles du point C ont les valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$  qui varient le moins (entre -27,5 et -27,1‰). Celles du point P s'appauvrissent de -27,1‰ en mars 1999 à -28,5‰ en mai 2001 et celles du point AE présentent un signal qui fluctue entre -26,5‰ en mars 1999 et -28,2‰ en juin 1999 et octobre 1999. Globalement, les valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$  des aiguilles diminuent au cours du temps. Les valeurs de  $\delta^{15}\text{N}$  ne varient pas de la même façon, mais tendent à augmenter de -4,4 à -3,0‰ pour les points C et AE, et présentent par contre une courbe sensiblement en cloche pour le point P. Globalement, les variations observées ne sont pas significatives.

Des mesures isotopiques ont également été réalisées sur différentes fractions d'un Douglas vivant (branches, racines, aiguilles) provenant de la parcelle P4. Les résultats (Tableau 15) indiquent une certaine hétérogénéité des valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$ , alors que les  $\delta^{15}\text{N}$  sont plus homogènes ; en effet, on observe une différence d'environ 3‰ entre les branches (bois) et les racines < 2 mm.

Tableau 15. Teneurs en carbone, azote et mesures isotopiques associées de diverses fractions d'un Douglas (végétal frais)

	C %	N %	C/N	$\delta^{13}\text{C}$ ‰	$\delta^{15}\text{N}$ ‰
Branche (bois)	43,8 ± 0,2	---	---	-24,39 ± 0,01	---
Branche (écorce)	47,9 ± 0,8	0,94 ± 0,01	51 ± 1	-25,8 ± 0,2	-4,2 ± 0,1
litière fine	40 ± 4	1,2 ± 0,8	33 ± 1	-28,1 ± 0,3	-4,4 ± 0,1
Aiguilles vertes	49,23 ± 0,08	1,39 ± 0,02	35,4 ± 0,3	-27,8 ± 0,1	-3,0 ± 0,2

Aiguilles brunes	46 ± 1	1,8 ± 0,2	27 ± 3	-27,6 ± 0,3	-3,4 ± 0,1
Racines > 2 mm	47,4 ± 0,2	0,3 ± 0,0	78,2 ± 0,5	-27,27 ± 0,04	-3,98 ± 0,03
Racines < 2 mm	39,4 ± 0,1	1,17 ± 0,00	33,63 ± 0,01	-27,91 ± 0,04	-3,63 ± 0,03

Ces résultats indiquent que les parties ligneuses aériennes sont les plus enrichies en  $^{13}\text{C}$ , alors qu'aiguilles, racines et litières présentent les valeurs les plus basses, sans réelles différences entre elles. En ce qui concerne le  $^{15}\text{N}$ , les aiguilles vertes apparaissent plus enrichies que les racines et les parties ligneuses aériennes. Le brunissement de ces aiguilles et leur transformation en litières se traduisent par une augmentation sensible du  $\delta^{15}\text{N}$ . Ceci est conforme aux données existant sur des écosystèmes de même type (Mariotti *et al.*, 1980). La minéralisation partielle des litières entraînerait donc la perte de composés (ou de fragments) plus enrichis en  $^{13}\text{C}$ , alors que l'azote se trouverait davantage conservé, voire en partie réorganisé par la microflore, mais sans fractionnement isotopique notable.

Discussion concernant le devenir des litières : après une importante diminution entre avril et juin 1999, les stocks de litières au sol tendent vers un minimum en mai 2000 et restent statistiquement constants jusqu'en mai 2001, date de la dernière mesure effectuée. Pourtant, au-delà de mai 2000, plusieurs indications sont en faveur de changements qualitatifs dans la composition de ces litières : d'une part, le rapport litière fine/litière grossière évolue au cours du temps, montrant l'augmentation importante de la proportion de litière fine à partir de cette date, alors que la litière de Douglas a pratiquement disparu au profit de celle issue de la végétation spontanée. D'autre part, le rapport C/N des litières au sol marque en mai 2000 une forte augmentation, suggérant l'apport de composés de nature différente de ceux - déjà fortement décomposés et de plus bas rapport C/N - constituant la litière de Douglas. Il est à noter que la combinaison des variations du rapport C/N, avec celles des poids constitue un meilleur indice que les teneurs en C et N, sans doute fortement affectées par la présence de fractions minérales prélevées en même temps que les résidus végétaux.

Nous avons cherché à rendre compte de l'existence de ces deux sources organiques successives, en modélisant la cinétique de décomposition de la litière totale et en la considérant comme étant la superposition de deux cinétiques propres à chacune des deux sources (Figure 24). Le type de modèle choisi est une forme exponentielle du type suivant (Tian *et al.*, 2000) :

$$M_t = M_0 e^{-kt}$$

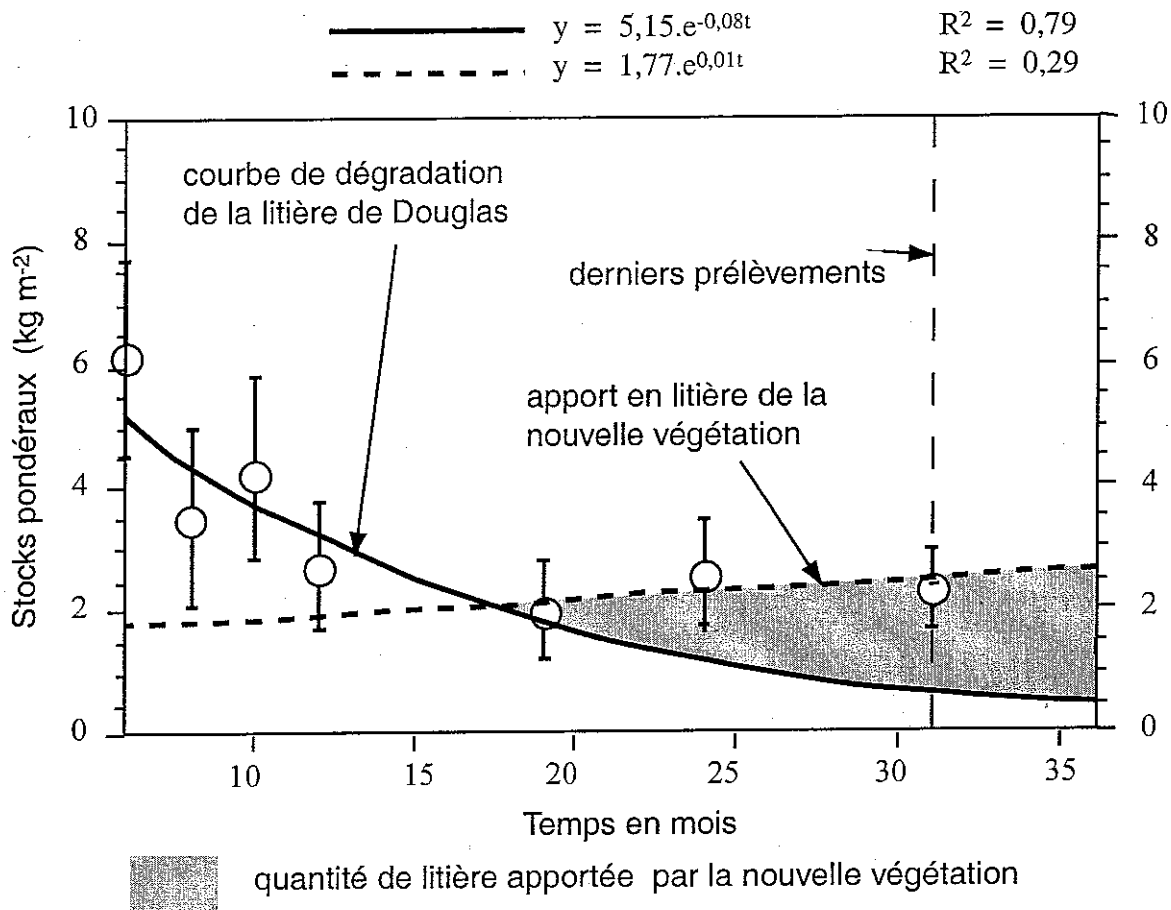
Avec :

$M_t$  = stock pondéral de litière au temps  $t$  en  $\text{kg m}^{-2}$

$t$  = le temps en mois

$M_0$  = stock pondéral de litière à  $t = 0$  (en Avril 1999, lorsque le stock était maximum)

$k$  = constante de dégradation ou d'apport



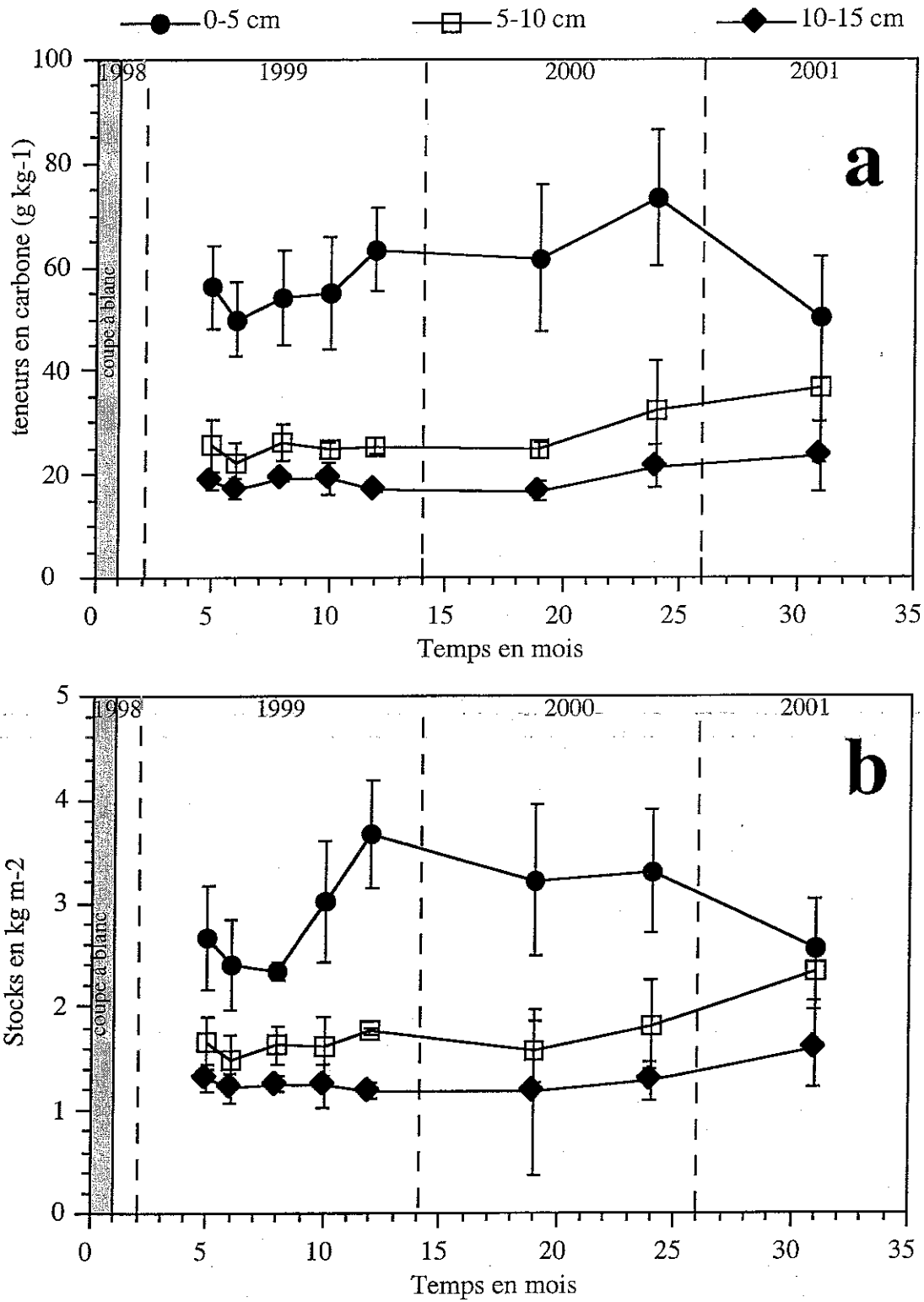
**Figure 24.** Modèle exponentiel de dégradation des litières au sol après la coupe à blanc (le premier prélèvement correspond à avril 1999 ( $t = 0$ ), soit 6 mois après la coupe à blanc)

La première cinétique ( $y = 5,15.e^{-0,08t}$  ;  $R^2 = 0,79$ ) représente la courbe de dégradation des litières de Douglas. Cette équation prédit que la litière de Douglas sera pratiquement dégradée en 2003. La deuxième cinétique ( $y = 1,77.e^{0,01t}$  avec un  $R^2 = 0,29$ ) représente les apports en litière de la végétation pionnière. Lors du dernier prélèvement, en mai 2001, le modèle indique un apport de 1,5 kg m<sup>-2</sup> de litière issue de cette végétation pionnière. Le faible  $R^2$  obtenu pour la deuxième équation peut être attribué au trop petit nombre de campagnes. La cinétique de dégradation obtenue ici est systématiquement plus rapide que celles rencontrées dans la littérature, bien que tous les auteurs observent une première phase de dégradation rapide, suivie d'un palier où la perte de poids est pratiquement nulle (Berg, 2000 ; Melillo et al., 1989 ; Rutigliano et al., 1996 ; Tian et al., 2000).

#### VI-322 Évolution initiale des caractéristiques du sol

- la densité apparente : les densités apparentes sont plus élevées que sous la forêt initiale et sont en moyenne comprises entre 0,9 et 1,2 dans la couche de surface (porosité totale 55-66%, contre 70% sous forêt). Elles augmentent avec la profondeur, correspondant à une porosité décroissante. Après coupe, elles varient entre 1,2 et 1,4 dans les deux autres couches (porosité totale 47-56%) et atteignent leurs plus faibles valeurs en août 1999 et en mai 2001. Les densités apparentes présentent des variations spatio-temporelles, selon des écarts allant de -0,2 à 0,6 g cm<sup>-3</sup>. La diminution est localisée principalement dans la partie nord et dans la zone centrale de la zone d'échantillonnage.

Figure 25 : Variation temporelle des teneurs (a) et des stocks (b) de carbone dans les sols après la coupe à blanc.



Le pH : les  $pH_{\text{eau}}$  des sols ont été mesurés pour les huit campagnes et sur les 32 points de prélèvements en mars, avril, août 1999 et mai 2000, sur 10 points en mai 2001 et sur les trois points E, X et AC en juin et octobre 1999, ainsi qu'en octobre 2000. En mars 1999, six mois après la coupe, la moyenne des  $pH_{\text{eau}}$  était de 4,2 pour la couche 10-15 cm, et de 4,1 pour les deux couches 0-5 et 5-10 cm. Entre mars 1999 et mai 2001, les valeurs moyennes des pH ont donc augmenté pour les trois couches. Les  $pH_{\text{eau}}$  sont toujours plus bas en surface, pour la période comprise entre mars 1999 et octobre 2000. Ces valeurs sont toujours sensiblement supérieures à celles obtenues sous forêt (environ 4,2 pour la couche 0-5 cm et 4,4 pour les deux autres couches). L'augmentation est donc proche de 0,5 unité en deux ans. L'analyse de variance en mesures répétées n'a pas été effectuée dans ce cas, car nous ne disposons que de trois campagnes complètes. Par contre la comparaison des moyennes des  $pH_{\text{eau}}$  entre les trois couches superficielles ne révèle aucune différence significative.

On voit donc que, même si le sol a subi de profondes modifications physiques, celles-ci ne se traduisent par aucune modification marquée du pH du sol. Le relèvement de quelques dixièmes d'unités, par rapport à la couche humifère de la forêt initiale, semble dû surtout à la diminution de la matière organique dans cette couche et à l'augmentation temporaire des cations basiques solubles. On peut penser que cette situation s'estompera lors de la reconstitution progressive de la couche humifère.

Les teneurs et stocks de carbone organique : les teneurs en carbone des sols (terre fine tamisée à 2 mm ; autoanalyseur élémentaire Fisons Instruments NA-1500 NCS) ont été mesurées pour les huit campagnes de prélèvement et exprimées en pourcentages pondéraux (Figure 25a). L'allure générale des courbes confirme que les teneurs en carbone sont plus élevées dans la couche 0-5 cm (50-70 g  $kg^{-1}$ ) que dans la couche 5-10 cm (15-35 g  $kg^{-1}$ ) et qu'elles décroissent avec la profondeur. Dans la couche 0-5 cm, les teneurs moyennes augmentent entre mars et avril 1999, puis se maintiennent, avant de diminuer entre octobre 2000 et mai 2001. Les deux autres couches présentent une tendance lente à l'augmentation, d'environ 10 g  $kg^{-1}$  au cours de deux ans de prélèvement.

Les stocks volumiques correspondant à ces teneurs décroissent avec la profondeur (figure 25.b). Ils sont compris en moyenne entre 2,2 et 3,5  $kg\ m^{-2}$  pour la couche 0-5 cm, entre 1,5 et 2,4  $kg\ m^{-2}$  pour la couche 5-10 cm et entre 1,2 et 1,6  $kg\ m^{-2}$  pour la couche 10-15 cm. Ils diffèrent significativement à la fois entre les trois couches de sol et au cours du temps, pour chaque couche. En surface, ils augmentent pendant l'année 1999, en cohérence avec l'augmentation de la densité apparente, puis tendent à diminuer jusqu'à la fin des prélèvements. En revanche, pour les deux couches sous-jacentes, les stocks sont pratiquement stables jusqu'en mai 2000. À partir de cette date, on observe une augmentation progressive des stocks, surtout en ce qui concerne la couche 5-10 cm. Les teneurs en carbone ont également été mesurées dans les profils de sols prélevés dans la zone expérimentale A (n° 9, 22 et 26) en septembre 1999, soit près d'un an après la coupe rase (figure 26a). Les teneurs moyennes en carbone varient entre  $80 \pm 10$  g  $kg^{-1}$  en surface et moins de 10 g  $kg^{-1}$  entre 45 et 60 cm de profondeur. La diminution de ces teneurs est très rapide entre 0 et 10 cm (5%), puis elles restent pratiquement constantes. Le profil 22 montre des teneurs en carbone plus élevées que les profils 9 et 26, avec jusqu'à 20 g  $kg^{-1}$  de différence en surface.

Cette étude dynamique des teneurs en carbone organique a été confrontée avec les mesures effectuées sous les peuplements de Douglas de la chronoséquence, avant la coupe. Ces mesures avaient montré des teneurs en carbone plus faibles dans les sols sous les peuplements les plus âgés ayant fait l'objet de la coupe. Cette baisse concernait non seulement la surface, mais également les horizons inférieurs 20-50 cm. On a pu en conclure que le peuplement avait modifié profondément le profil organique de départ, sans toutefois qu'on ait pu vérifier l'identité des sols et de leur occupation avant l'installation des peuplements (Jussy, 1998; Marques, 1996). Après la coupe, les

teneurs mesurées dans les horizons homologues des profils dans l'enclos (zone A) et hors de l'enclos (zone B) sont beaucoup plus élevées en surface -d'au moins  $20 \text{ g kg}^{-1}$  et  $10 \text{ g kg}^{-1}$  respectivement- que celles des profils de la chronoséquence. On peut considérer que ces augmentations sont dues à la masse d'aiguilles et de rémanents laissés sur place après la coupe, et à une dégradation accrue de la couche de litière qui alimente en carbone les couches superficielles.

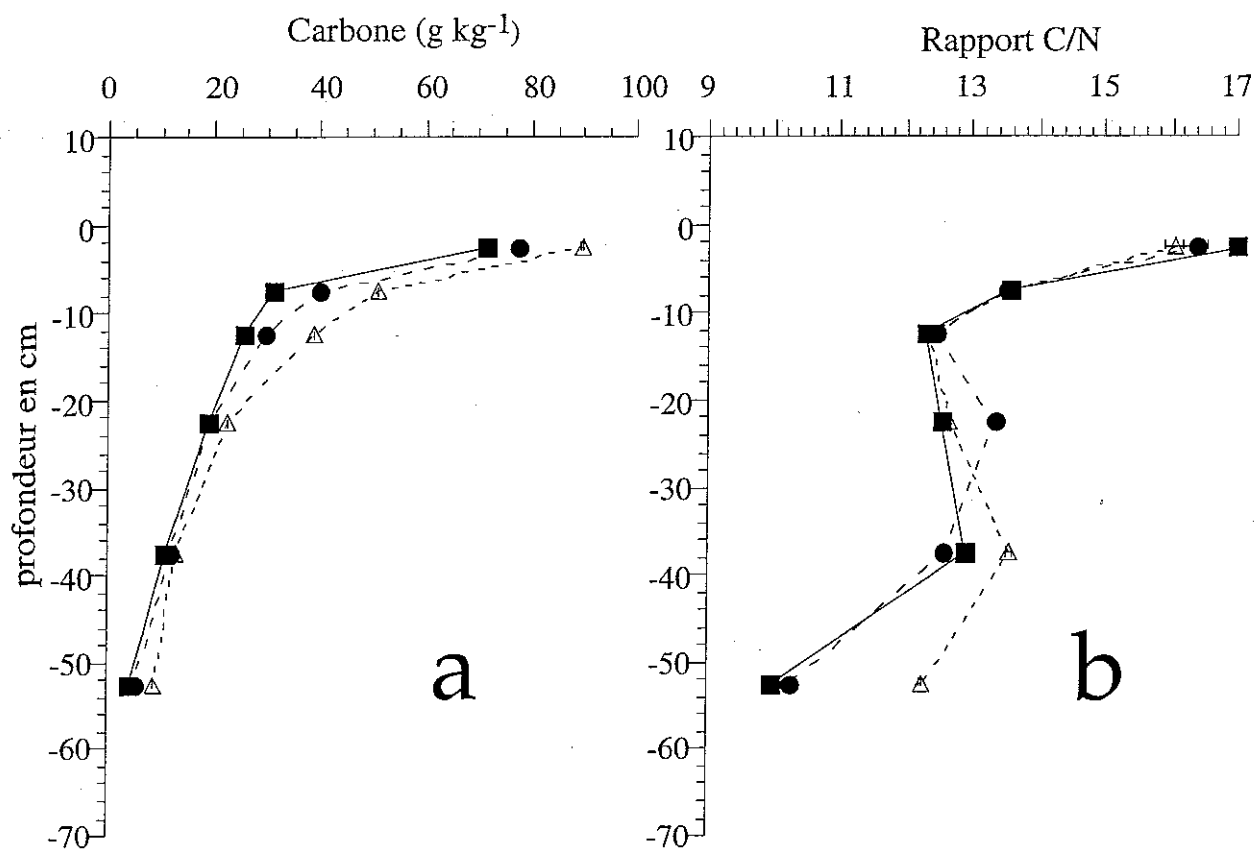
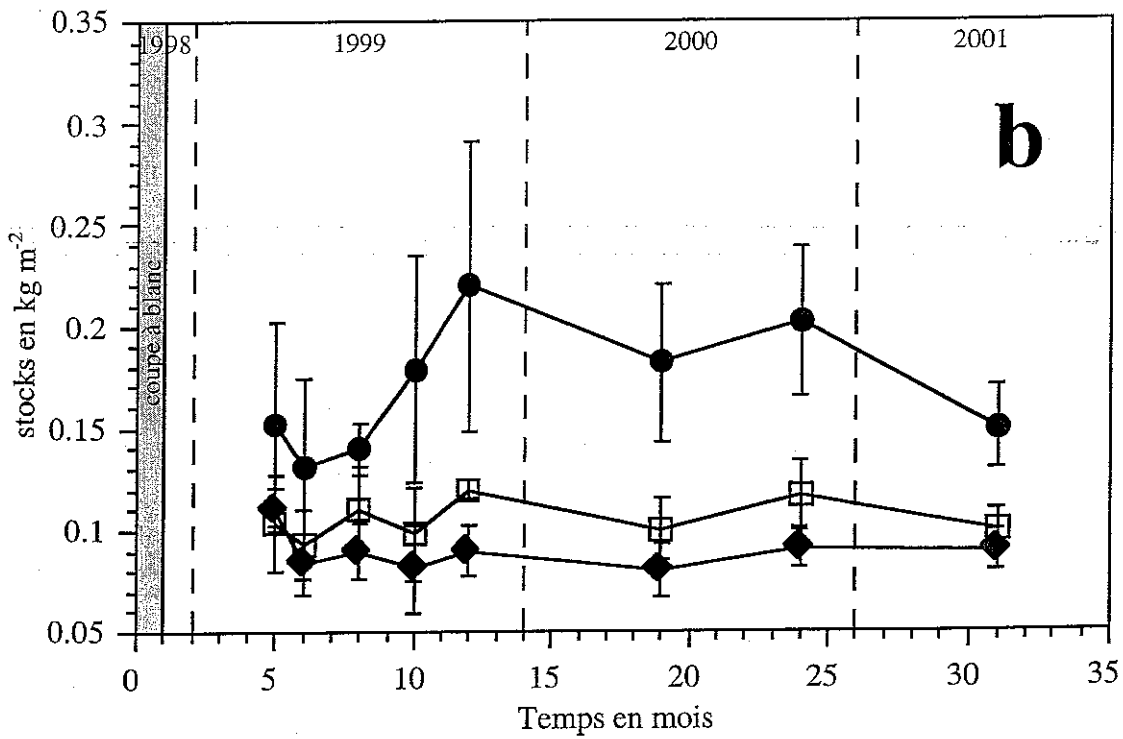
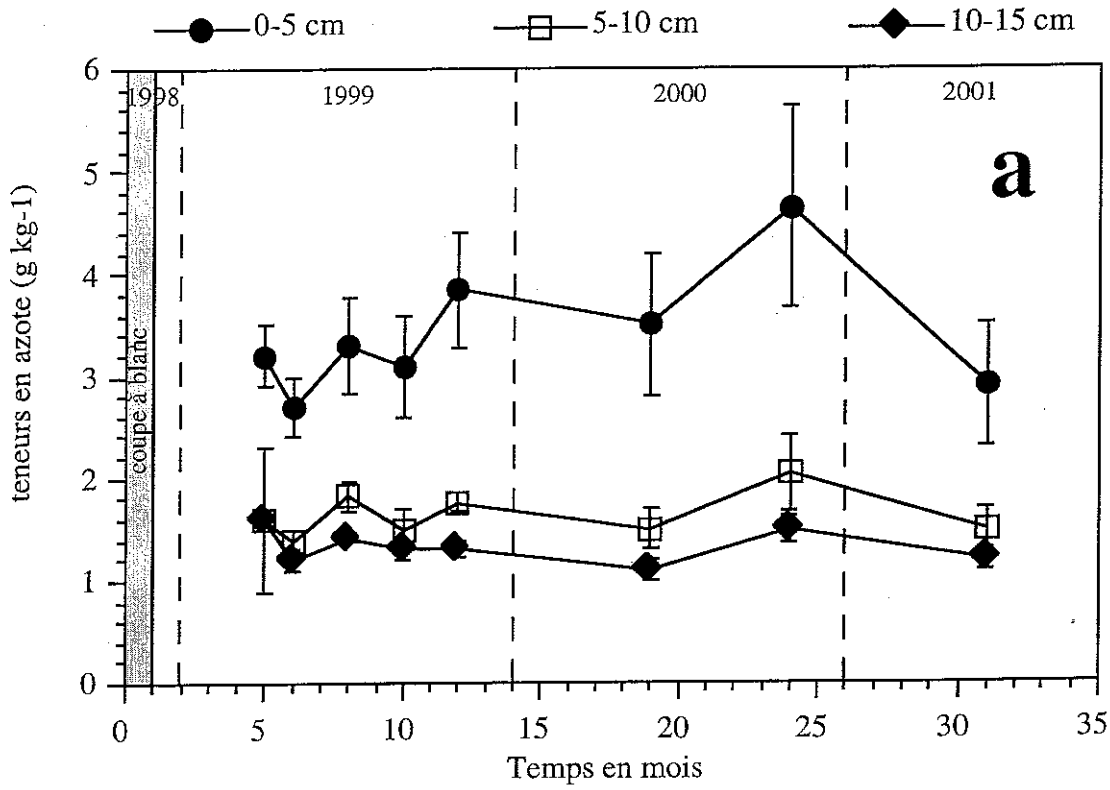


Figure 26. Teneurs en carbone (a) et rapport C/N (b) de trois sols de la zone expérimentale A prélevés un an après la coupe à blanc.

#### - Les teneurs et stocks d'azote organique

Dans la zone expérimentale B, hors de l'enclos, pour les huit campagnes, les teneurs moyennes en azote sont nettement supérieures dans la couche 0-5 cm ( $2,8-4,6 \text{ g kg}^{-1}$ ) et diminuent de la surface vers la profondeur (figure 27 a). Les valeurs sont similaires pour les deux couches 5-10 et 10-15 cm et comprises entre  $1,2$  et  $2,0 \text{ g kg}^{-1}$ . L'analyse de variance en mesures répétées indique qu'elles sont bien significativement différentes selon la campagne considérée, mais seulement pour les deux premières couches.

Les pourcentages, convertis en stocks volumiques (figure 27b), n'évoluent au cours du temps que pour la couche 0-5 cm. Après la période de mars à juin 1999, où les valeurs sont en moyenne de  $0,17 \text{ kg m}^{-2}$ , elles augmentent entre juin 1999 et octobre 1999, jusqu'à  $0,22 \text{ kg m}^{-2}$ , puis diminuent d'octobre 1999 à mai 2001, pour atteindre en fin de période, des valeurs proches de celles des premières campagnes. Les stocks des deux autres couches, bien distincts de ceux de la surface, tendent à converger vers des valeurs voisines ( $0,09-0,10 \text{ kg m}^{-2}$ ) en mai 2001.



**Figure 27 :** Variation temporelle des teneurs (a) et des stocks (b) d'azote total dans les sols après la coupe à blanc en zone B



L'analyse de variance a également été réalisée sur les moyennes des stocks d'azote, toutes campagnes confondues, en vue de déterminer s'il existait des différences de stocks d'azote avec la profondeur. Elle indique que les stocks d'azote sont significativement différents d'une couche à l'autre. Les tests *a posteriori* montrent que les trois couches de sols sont bien différentes entre elles.

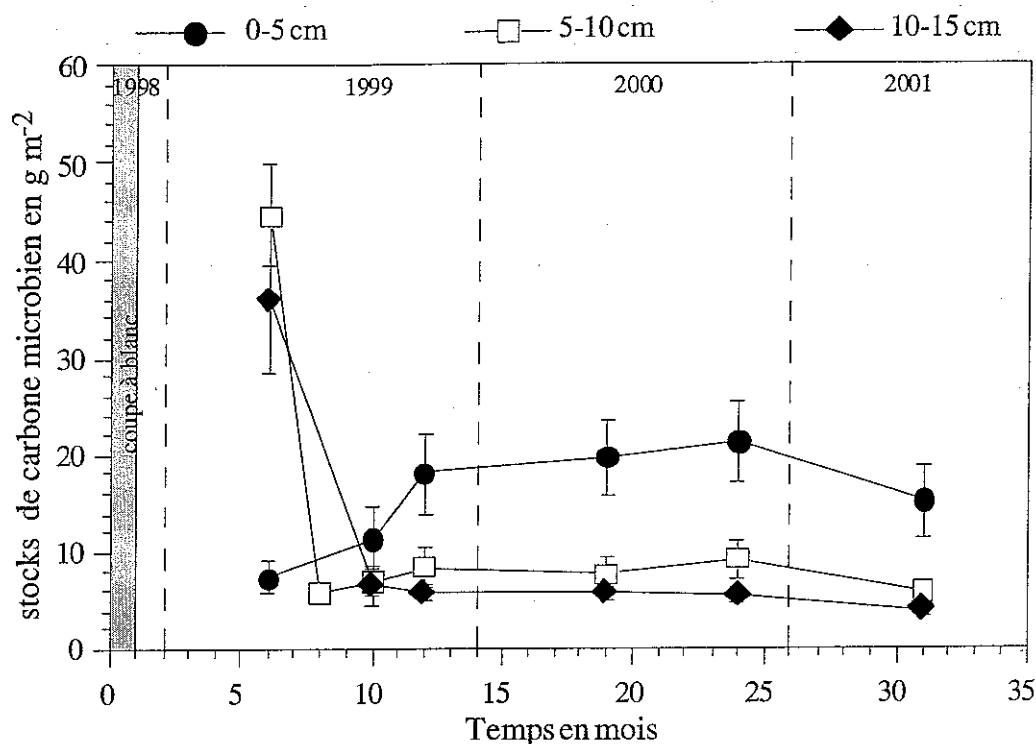
Après la coupe à blanc, les rapports C/N de chacune des couches de sol sont constants entre mars 1999 et octobre 2000. Ils décroissent avec la profondeur, avec des valeurs moyennes de 17 dans la couche 0-5 cm, de 15 dans la couche 5-10 cm et 13 dans la couche 10-15 cm. Entre octobre 2000 et octobre 2001, ces rapports restent constants pour la couche de surface, mais augmentent pour les couches sous-jacentes, pour passer à 22 et à 18, respectivement. Cette inversion de tendance des variations des rapports C/N avec la profondeur s'accompagne d'une augmentation des écarts-types, montrant que la variabilité à l'intérieur de la placette de prélèvement augmente.

Dans les sols de l'enclos (profils 9, 22 et 26 prélevés après la coupe en septembre 1999), les teneurs en azote diminuent parallèlement à celles du carbone, de la surface ( $4,0-5,5 \text{ g kg}^{-1}$ ) vers la profondeur (moins de  $1,0 \text{ g kg}^{-1}$ ), la diminution étant très rapide (baisse de  $3 \text{ g kg}^{-1}$ ) entre 0 et 10 cm. Le profil 22 présente les teneurs les plus élevées sur la totalité du profil. Les rapports C/N présentent des valeurs comprises entre 17 et 12 en surface, entre 12 et 14 dans la partie moyenne des profils, et entre 12 et 10 en profondeur, à partir de 40 cm (figure 26b). Cette distribution particulière de l'azote dans la matière organique correspond bien aux données trouvées par ailleurs sur le profil P6, sous le peuplement de 65 ans, quelques années avant la coupe.

#### VI-323 La biomasse microbienne du sol (UMR A111R. Chaussod et al., Microbiologie)

La méthode d'analyse choisie ici est la méthode de fumigation-extraction, dérivée de la méthode de fumigation-incubation mise au point par Jenkinson & Powlson (1996) et optimisée notamment par Chaussod *et al.* (1986) et Wu *et al.* (1990). Elle permet de déterminer la quantité de *carbone extractible microbien* dans les échantillons fumigés, après déduction de celle de l'échantillon témoin correspondant non fumigé. Seul le carbone de la biomasse microbienne a été mesuré. Les échantillons non fumigés donnent accès au paramètre "carbone extractible au  $\text{K}_2\text{SO}_4$ ". Pour un échantillon de sol donné, ces formes de carbone sont exprimées en  $\text{mg C kg}^{-1}$  de sol sec, en stock volumique ( $\text{g C m}^{-2}$ ) de sol sec et en pourcentage du carbone organique de cet échantillon.

*Le carbone extractible* par  $\text{K}_2\text{SO}_4$  0,05N sur les sols non fumigés est toujours en quantités faibles. Il est constant au cours du temps pour les deux profondeurs de sol 5-10 et 10-15 cm, avec des valeurs moyennes respectives de  $75 \text{ mg kg}^{-1}$  et  $65 \text{ mg kg}^{-1}$ . En surface, ces teneurs fluctuent entre  $80 \text{ mg kg}^{-1}$  en avril 1999 et  $160 \text{ mg kg}^{-1}$  en octobre 2000. L'analyse de variance indique que ce carbone soluble ne varie pas au cours du temps même dans les couches humifères de surface. *La biomasse microbienne* a été mesurée sur les trois premières couches du sol de la coupe, au cours de sept campagnes de prélèvements, à partir d'avril 1999, soit cinq mois après la coupe à blanc. Des analyses de variance ont été réalisées pour cinq campagnes (avril, juin 1999, mai et octobre 2000, mai 2001). Les résultats apparaissent à la figure 28. Dans la couche 0-5 cm, les valeurs de biomasse microbienne sont voisines de  $400 \text{ mg C kg}^{-1}$  en avril 1999. Elles augmentent ensuite progressivement et atteignent un maximum de  $1300 \text{ mg C kg}^{-1}$  en octobre 2000, avant de baisser à nouveau. Entre 5 et 10 cm, comme entre 10 et 15 cm, les valeurs sont très élevées en avril 1999 (en moyenne  $1800$  et  $1300 \text{ mg C kg}^{-1}$ , respectivement). Elles chutent brutalement après cette date, jusqu'à moins de  $400 \text{ mg C kg}^{-1}$ , et restent ensuite constantes. À titre comparatif, avant la coupe, en 1995, 1996 et 1997, la biomasse microbienne était en moyenne de  $330 \text{ mg kg}^{-1}$  entre 0 et 10 cm (Jussy, 1998), avec de fortes variations selon la date de prélèvement.



**Figure 28** .Variation temporelle des stocks de carbone microbien dans les trois couches supérieures des sols après la coupe à blanc.

Les stocks de carbone microbien, dont les courbes de variation sont semblables à celles des teneurs, sont compris entre 8 et 20 g m<sup>-2</sup> dans la couche 0-5 cm, et entre 4 et 45 g m<sup>-2</sup> dans les deux autres couches. Ils diminuent en général avec la profondeur pour toutes les campagnes (tableau 16). La seule exception correspond à nouveau à la campagne d'avril 1999 avec une valeur minimale dans la couche 0-5 cm (8 g m<sup>-2</sup>) et des valeurs maximales dans les couches 5-10 cm (45 g m<sup>-2</sup>) et 10-15 cm (36 g m<sup>-2</sup>). Les stocks cumulés des trois couches montrent une diminution drastique de près de 90 g m<sup>-2</sup> à 25 g m<sup>-2</sup> entre avril 1999 et août 1999. A partir d'août 1999, le stock cumulé ne varie pratiquement plus même si un léger maximum (35 g m<sup>-2</sup>) non significatif est noté en octobre 2000.

**Tableau 16** : Carbone microbien extractible (EC), biomasse microbienne (BM) et stocks de carbone microbien dans les sols de la coupe.

campagne de prélèvement	couche de sol (cm)	EC (mg kg <sup>-1</sup> )	BM (mg kg <sup>-1</sup> )	Stock de C (g m <sup>-2</sup> )	stocks cumulés (g m <sup>-2</sup> )
avril 1999	0-5	154 ± 28	390 ± 70	7 ± 2	88 ± 14
	5-10	678 ± 98	1764 ± 242	45 ± 5	
	10-15	508 ± 111	1341 ± 281	36 ± 7	
juin 1999	5-10	89 ± 15	235 ± 51	6 ± 1	25 ± 7
	0-5	188 ± 59	494 ± 154	11 ± 3	
	10-15	93 ± 30	244 ± 78	6 ± 2	
octobre 1999	0-5	325 ± 77	854 ± 102	18 ± 4	32 ± 7
	5-10	142 ± 40	373 ± 104	8 ± 2	
	10-15	86 ± 13	225 ± 67	6 ± 1	
mai 2000	0-5	384 ± 90	1010 ± 237	20 ± 4	33 ± 6
	5-10	127 ± 29	333 ± 76	8 ± 2	
	10-15	92 ± 14	242 ± 37	6 ± 1	
octobre 2000	0-5	489 ± 104	1288 ± 275	21 ± 4	36 ± 7
	5-10	160 ± 41	421 ± 108	9 ± 2	
	10-15	91 ± 14	240 ± 36	5 ± 1	

mai 2001	0-5	294 ± 89	773 ± 235	15 ± 4	25 ± 5
	5-10	86 ± 16	226 ± 42	6 ± 1	
	10-15	58 ± 8	152 ± 21	4 ± 1	

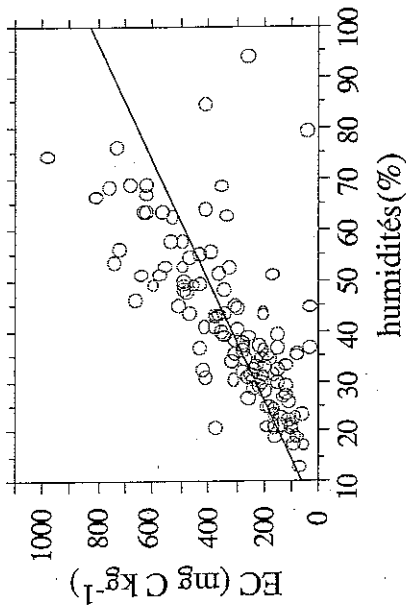
Une analyse de variance a été réalisée lorsque le nombre de points de mesures était suffisant. Elle détecte des différences significatives entre les valeurs mesurées pour les différentes campagnes. Cela signifie que la biomasse microbienne a effectivement évolué au cours du temps. Les principales différences se situent au niveau de la campagne d'avril pour les trois couches, et entre les octobre 2000 et mai 2001, seulement pour la couche 0-5 cm.

Les moyennes des teneurs en biomasse microbienne, toutes campagnes confondues, sont significativement différentes selon la couche de sol considérée. Les tests *a posteriori* montrent que seule la couche 0-5 cm présente des valeurs de biomasse microbienne significativement différentes de celles des deux autres couches.

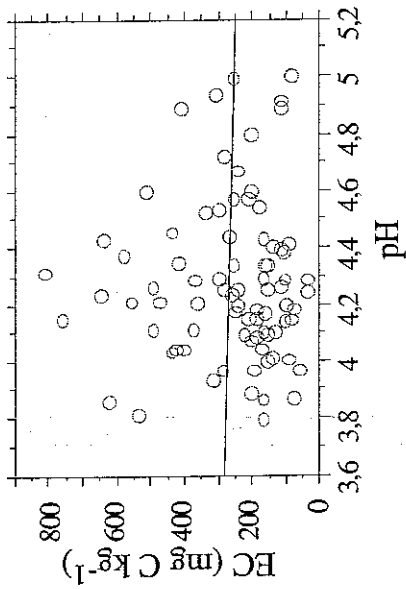
7. Discussion concernant la matière organique et la biomasse microbienne des sols : la matière organique (carbone et azote) et la biomasse microbienne (carbone extractible microbien) sont les deux principales caractéristiques des sols qui ont été étudiées ici. Les variations de leurs teneurs entre couches successives, dans l'espace et dans le temps ont été comparées non seulement entre elles, mais aussi avec plusieurs autres caractéristiques du sol, d'ordre physique (humidité) ou chimique (pH). Il s'agit donc principalement d'utiliser la sensibilité de l'indicateur biologique aux conditions drastiques de la coupe. Les corrélations deux à deux ayant porté uniquement sur les variables mesurées, on parlera par extension des paramètres influençant les variations de la biomasse microbienne, même si les comparaisons ont été établies à partir de l'extractible microbien. Les résultats de ces régressions simples sont présentés dans les figures 29 et 30 et dans le tableau 17.

### 0-5 cm

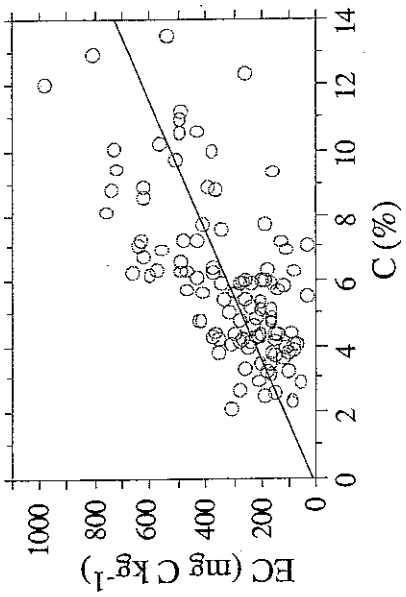
$$Y = -25,3 + 8,5 * X; R^2 = ,496$$



$$Y = 343,2 - 18,03 * X; R^2 = ,001$$

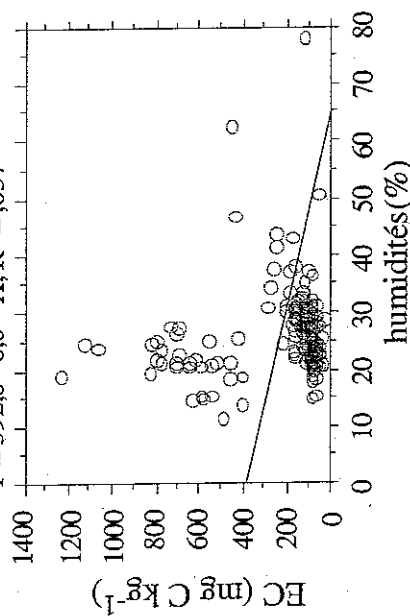


$$Y = 15,1 + 51,2 * X; R^2 = ,419$$

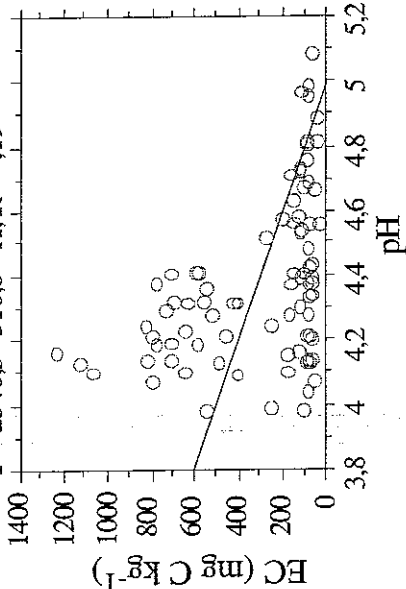


### 5-10 cm

$$Y = 392,0 - 6,0 * X; R^2 = ,037$$



$$Y = 2546,3 - 510,6 * X; R^2 = ,19$$



$$Y = 283,7 - 4,7 * X; R^2 = ,001$$

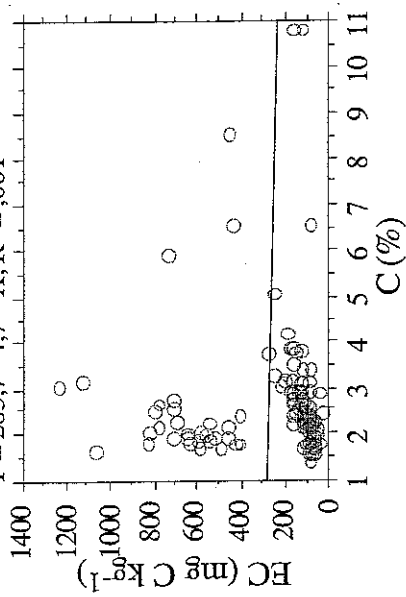


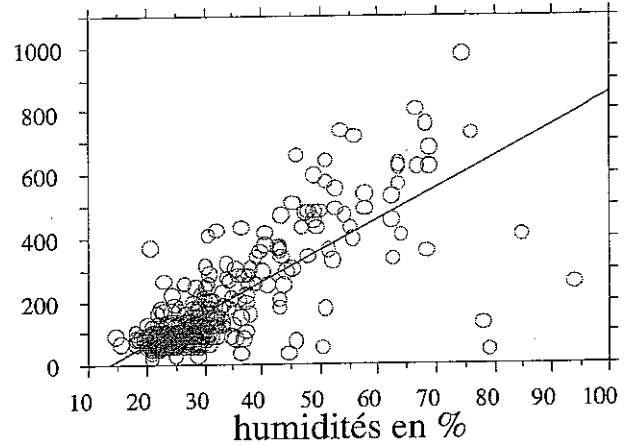
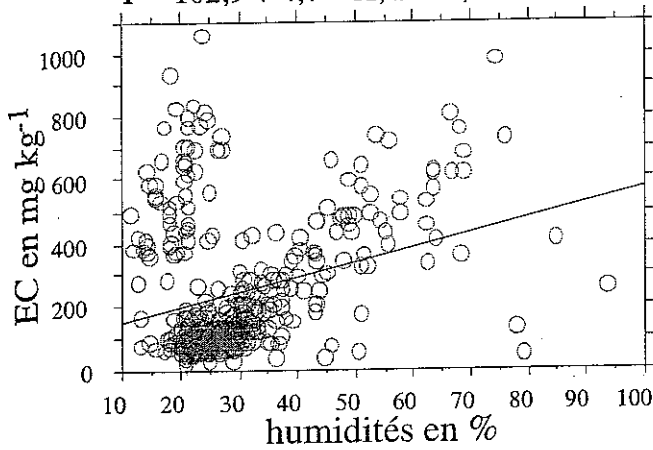
Figure 29. Régressions simples entre le carbone extractible microbien et les paramètres humidité, pH et teneurs en carbone organique dans les couches 0-5 et 5-10 cm du sol après la coupe.

Avec la campagne d'avril 1999

Sans la campagne d'avril 1999

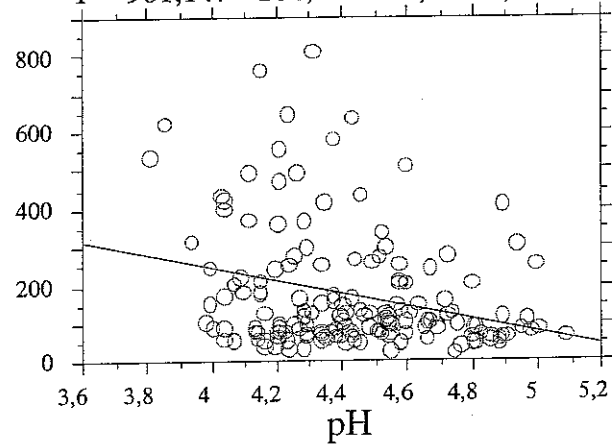
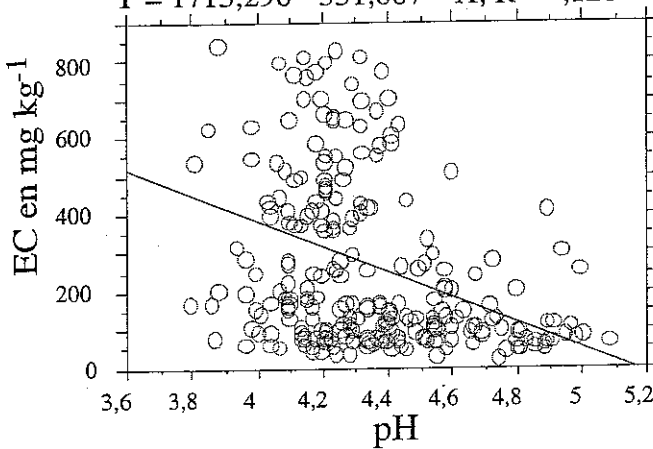
$$Y = 102,9 + 4,7 * X; R^2 = ,068$$

$$Y = -136,8 + 9,9 * X; R^2 = ,601$$



$$Y = 1713,296 - 331,887 * X; R^2 = ,126$$

$$Y = 901,147 - 164,326 * X; R^2 = ,083$$



$$Y = 159,175 + 29,054 * X; R^2 = ,09$$

$$Y = -3,219 + 54,042 * X; R^2 = ,65$$

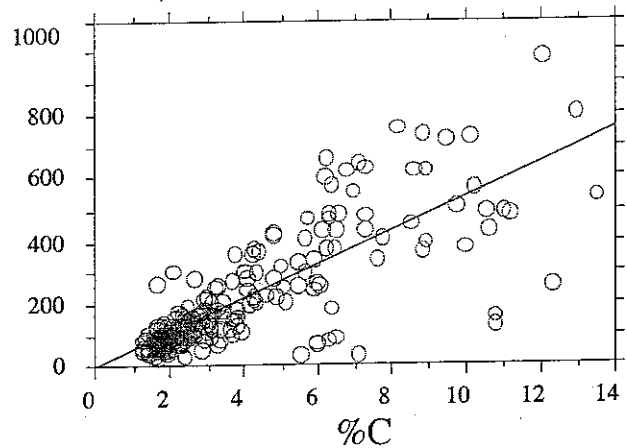
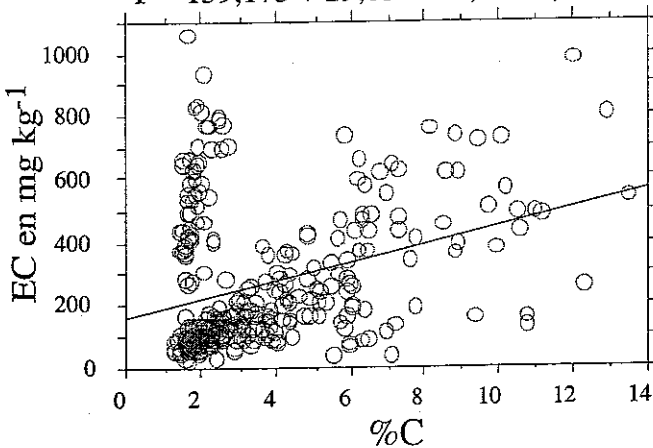


Figure 30. Régressions simples entre le carbone extractible microbien et les paramètres humidité, pH et teneurs en carbone organique du sol après la coupe. Comparaisons toutes campagnes et profondeurs confondues, avec et sans la campagne d'avril 1999.

**Tableau 17. Récapitulation des R<sup>2</sup> obtenus entre l'extractible microbien (EC) et les paramètres humidités du sol, pH, teneurs en carbone total et teneurs en carbone extractible au K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>**

Total	sans avril 1999	avril 1999	juin 1999	août 1999	octobre 1999	mai 2000	octobre 2000	mai 2001	
total	0,068** 0,126** 0,09** 0,145**	0,601** 0,083** 0,650** 0,473**	0,027 0,001 0,276** 0,001	0,232** --- --- 0,229*	0,004 0,049 0,265** 0,177*	0,343* --- --- 0,008	0,709** 0,237** 0,773** 0,436**	0,784** --- 0,670** 0,636**	0,791** 0,011 0,339** 0,717**
couche 0- 5 cm	0,496** 0,001 0,419** 0,359**	0,359** 0,056** 0,436** 0,285**	0,304** 0,012 0,061* 0,064	--- --- --- ---	0,168 0,188 0,013 0,003	0,006 --- --- 0,572*	0,427** 0,146* 0,523** 0,310*	0,347** --- 0,289* 0,465**	0,737** 0,034 0,333* 0,678*
couche 5- 10 cm	0,037** 0,190** 0,001 0,020*	0,296** 0,032 0,282** 0,276**	0,128* 0,055 0,109* 0,004*	0,232* --- --- 0,229*	0,003 0,011 0,627* 0,002	0,244 --- --- 0	0,434** 0,131* 0,503** 0,109*	0,256* --- 0,354* 0,589**	0,603* 0,009 0,702* 0,630*
couche 10-15 cm	0,135** 0,335** 0,013 0,004	0,056* 0,005 0,019 0,006	0,022 0,042 0,014 0,164*	--- --- --- ---	0,003 0,236 0,016 0,023	0,144 --- --- 0,014	0,150* 0,030 0,205* 0,005	0,041 --- 0,073 0,022	0,294 0,032 0,170 0,068

\*R<sup>2</sup> significatifs à 5%

\*\* R<sup>2</sup> significatifs à 1%

Afin de déterminer si les relations entre ces paramètres varient avec la profondeur, les régressions simples entre les différents paramètres ont été étudiées sur les couches 0-5, 5-10 et 10-15 cm. La Figure 20 ne rend compte que de la comparaison entre les deux premières, toutes campagnes confondues. D'autre part, étant donné que la campagne d'avril 1999 diffère singulièrement des autres campagnes en ce qui concerne les résultats de la biomasse microbienne, deux analyses ont été effectuées, l'une avec toutes les campagnes de et l'autre sans la campagne d'avril (figure 30). Les  $R^2$  sont récapitulés dans le tableau 17.

#### a. - Influence de l'humidité des sols sur la biomasse microbienne

L'humidité a une influence variable sur la biomasse microbienne selon la couche de sol considérée mais aussi selon la campagne de prélèvement. En règle générale, la biomasse microbienne augmente avec l'humidité, mais c'est surtout dans la couche 0-5 cm que l'humidité a une influence très nette. En mai 2001, la corrélation est la plus significative ( $R^2 = 0,73$ ), alors qu'on n'observe aucune relation pour les campagnes d'octobre 1999 et d'août 1999, pour lesquelles on dispose de trop peu de points. En ce qui concerne la couche 5-10 cm, la relation est moins marquée mais on obtient tout de même un  $R^2$  de 0,60 en mai 2001. En revanche, l'humidité n'affecte pas, ou très peu, la biomasse microbienne de la couche 10-15 cm. En ce qui concerne le pH, il ne semble pas influencer sur les variations de la biomasse microbienne, comme l'indiquent les très faibles valeurs de  $R^2$  obtenues, même en excluant la campagne d'avril (0,126 et 0,083). Dans la gamme de pH des sols étudiés, le complexe d'échange présente toujours une part non négligeable d'acidité, voire d'aluminium échangeable. Même si ce dernier peut varier dans le temps, ses effets sont donc nettement moindres que les effets physiques.

#### b. - Relations avec la teneur en carbone des sols

La teneur en carbone organique du sol est un facteur influençant significativement le niveau de biomasse microbienne dans notre étude. Carbone et azote totaux des sols étant corrélés, on aurait trouvé probablement des relations proches en confrontant l'azote du sol. Cependant, la prédominance du carbone organique a conduit à privilégier ce dernier. Dans la plupart des études existantes, cette valeur est en relation *directe* avec la biomasse microbienne (Follett, 1997; Ross *et al.*, 1996; Wardle, 1998). Dans notre étude, cette relation varie en fonction de la couche de sol et de la date de prélèvement. Pour la couche 0-5 cm, on obtient un nuage de points bien répartis, avec des valeurs de  $R^2$  fluctuantes. Pour la couche 5-10 cm, deux groupes de points s'individualisent, dont l'un est dominé par les valeurs élevées de la biomasse microbienne en avril 1999. Si l'on excepte cette date, les valeurs de  $R^2$  sont relativement élevées et culminent à 0,70 en mai 2001. Pour la couche 10-15 cm, enfin, la répartition des points rappelle celle de la couche précédente. Toutefois, les valeurs de  $R^2$  sont nettement plus faibles, sauf en août 1999, où elles atteignent 0,49.

Ces résultats confirment que les variations de la biomasse microbienne sont directement influencées par celles du carbone total stocké dans le sol, en plus d'autres facteurs. Cela est le mieux vérifié dans la couche 0-5 cm, un an après la coupe. Dans les couches sous-jacentes, il est clairement montré que l'augmentation temporaire de la biomasse microbienne au printemps 1999 n'est pas liée à un apport massif de carbone dans le sol, mais plutôt à un déplacement temporaire de l'activité des microorganismes de la surface vers cette couche, en raison des perturbations entraînées par la coupe. Au-delà de cette période, la relation entre la quantité de biomasse microbienne et le carbone stocké est vérifiée, mais elle s'estompe à la fois avec le temps et avec la profondeur.

#### *VI-4 Les solutions du sol et les pertes par drainage*

VI-41 : les analyses globales des solutions du sol (J Ranger et al., BEF Nancy)

1- les solutions gravitaires collectées par les plaques lysimétriques sans tension

Les solutions prélevées sous les litières montrent une tendance à une diminution sensible de la production d'azote nitrique et de cations alcalins et alcalino-terreux après la coupe à blanc. Le carbone ne montre pas de différence interprétable après la coupe (figure 31).

Les solutions gravitaires prélevées à -15 et -30 cm de profondeur montrent une chute très importante et brutale de leur teneur en azote nitrique (pratiquement un ordre de grandeur de différence entre 30 et 3 mg/l avant et après la coupe).

La figure est différente pour les profondeurs de 60 et 120 cm. A -60 cm, un pic de nitrates correspondant à des teneurs comprises entre 30 et 35 mg/l apparaît jusqu'à la mi-2001 puis disparaît. Les cations (Ca, Mg, Al) suivent la même tendance. N'étant pas décelé dans les horizons supérieurs, il ne s'agit donc pas d'un transfert de nitrates issus des horizons de surface (sauf s'il s'agissait de transfert d'azote organique qui se minéralise en profondeur, hypothèse peu probable).

En profondeur (-120 cm), on constate des concentrations qui chutent en moyenne par rapport à la moyenne générale observée avant la coupe. Si on regarde dans le détail, les concentrations de la période 96-98 avaient nettement chuté par rapport à la période 92-95. Par rapport à la période 96-98, la concentration en nitrates et cations a augmenté, indiquant un certain transfert vertical.



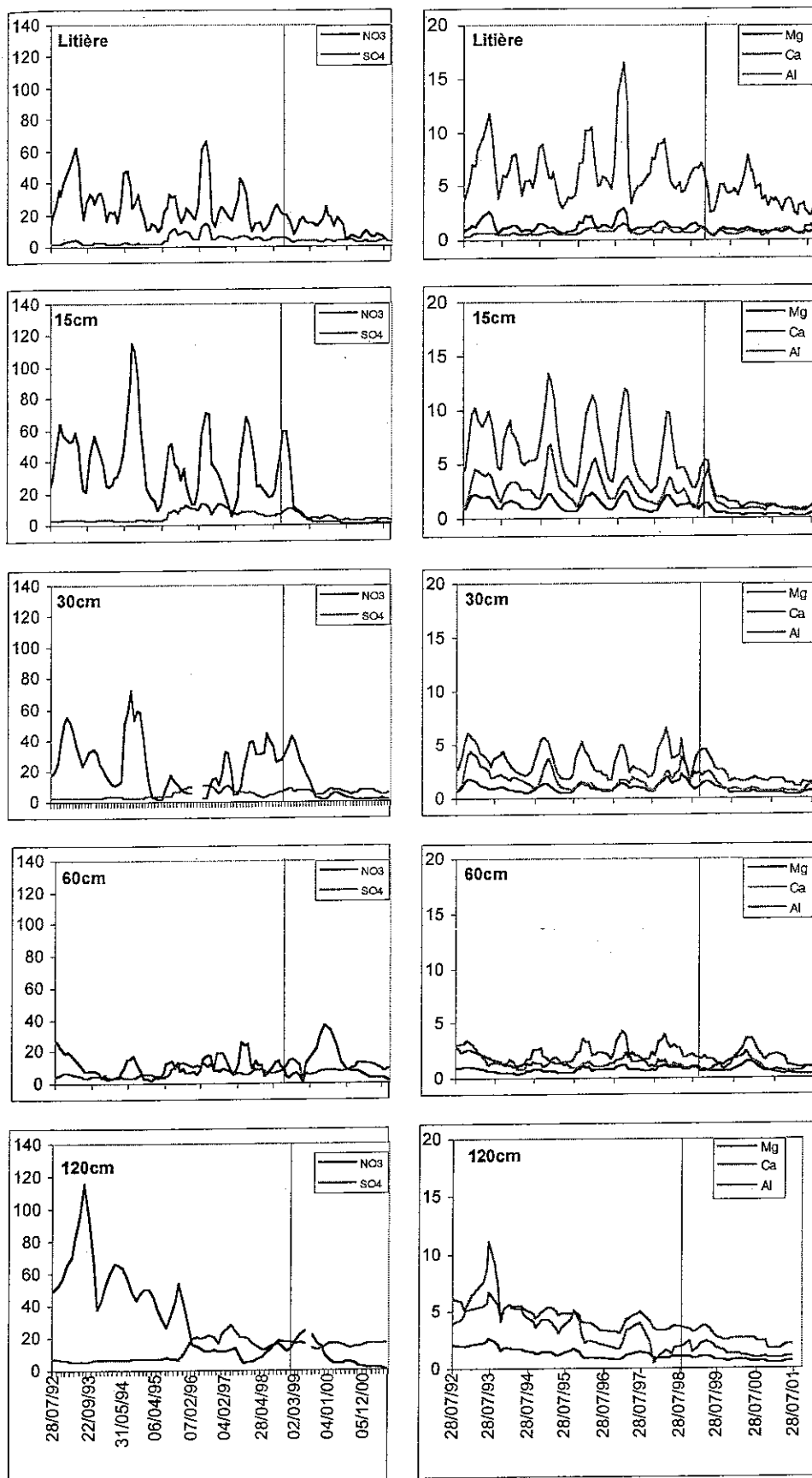


Figure 31 : Variation de concentration des éléments majeurs dans les solutions gravitaires (données en mg par litre)

## 2- les solutions capillaires extraites *in situ* par les bougies poreuses

Les données portant sur une durée de 3 années après la coupe permettent de clarifier les tendances observées (figure 32). Le signal eaux capillaires dépend de l'horizon considéré : en surface, une tendance nette à l'augmentation des nitrates, associée à la présence de Ca et Al dominant, est observée après la coupe à blanc. C'est la même chose à 30 cm de profondeur, sauf que le cation accompagnateur dominant est Al et non plus Ca. A 60 cm, le signal montre non plus une augmentation de la teneur en nitrate et des cations accompagnateurs dominés par Al, mais une tendance stable à la diminution des teneurs qui deviennent très faibles en dernière année. Il faut noter la diminution du Corg depuis la coupe à blanc, et la relative stabilité du sulfate qui semble évoluer de manière indépendante. A 120 cm de profondeur, la tendance est plutôt à une stabilité pendant 3 ans, et une diminution la quatrième année (troisième année après la coupe).

Au total, un accroissement de la minéralisation en surface se manifeste à 15 et 30 cm de profondeur. Plus bas dans le profil, le signal est plutôt à une tendance assez peu modifiée par la coupe, sauf peut être la dernière année.

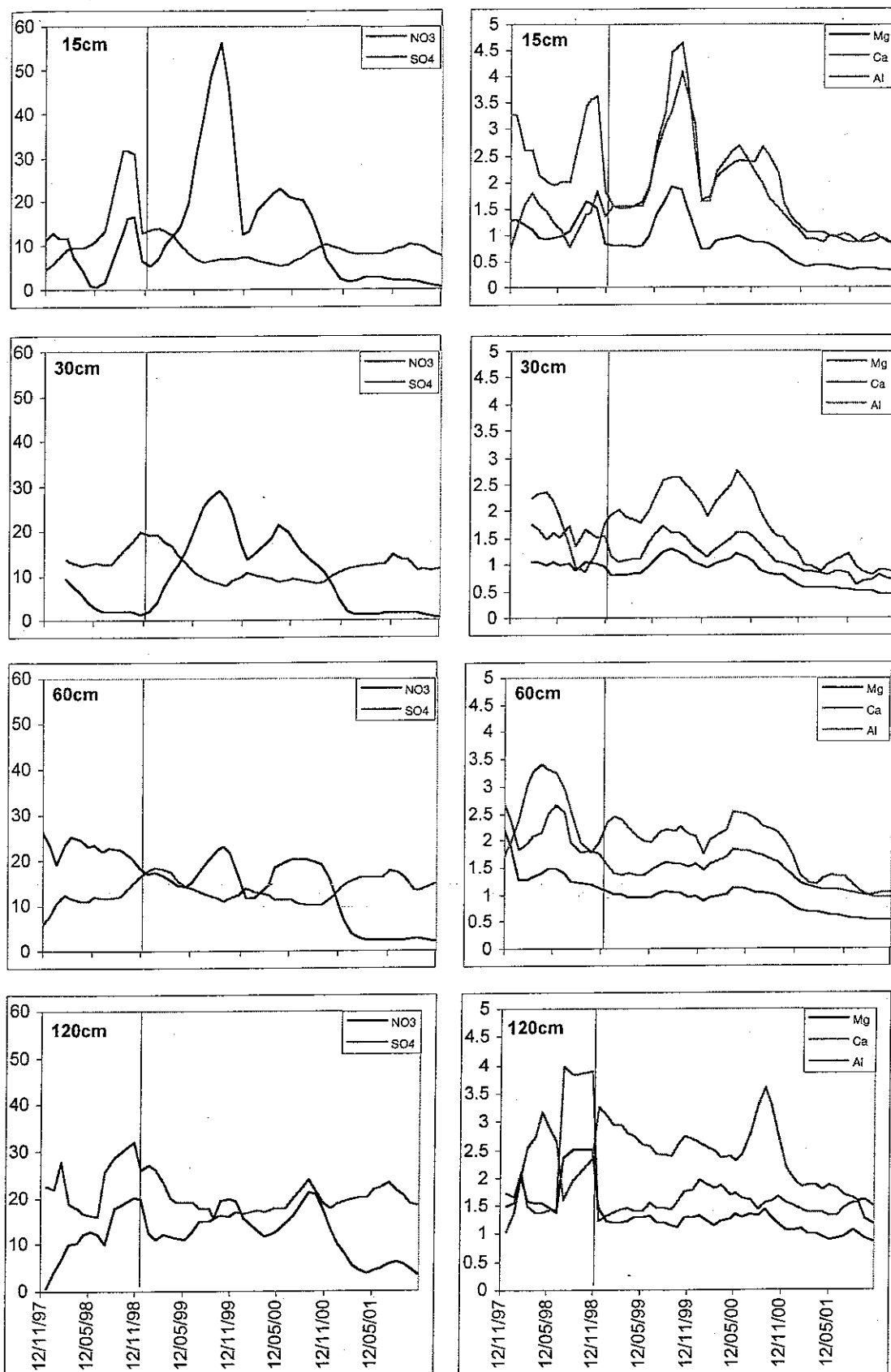


Figure 32 : Variation de concentration des éléments majeurs dans les solutions capillaires (données en mg par litre)

VI-42 : La spéciation chimique de l'aluminium en solution et le calcul d'indices de toxicité Al (Jean-Pierre Boudot CNRS-CPB Nancy et Frédéric Gérard , INRA Cycles biogéochimiques INRA Nancy).

La connaissance de la distribution de l'aluminium en phase aqueuse, c'est à dire de sa spéciation, est d'une part indispensable à la modélisation géochimique et permet d'autre part d'estimer la phytotoxicité de cet élément reconnue pour de nombreux végétaux dont la plupart des essences résineuses (e.g., Eldhuset *et al.*, 1987, Boudot *et al.*, 1994a, 1994b ; Gérard *et al.*, 2001). A partir de la spéciation de l'aluminium et de la quantité de cations basiques, un indice de toxicité aluminique (ITA) peut être calculé selon l'expression suivante (Boudot *et al.*, 2000) :

$$ITA = \frac{(9\{Al^{3+}\} + 4\{AlOH^{2+}\} + \{Al(OH)_2^+\} + 9\{Al(OH)_4^-\} + \{AlSO_4^+\})}{(4\{Ca^{2+}\} + 4\{Mg^{2+}\} + 0.02\{K^+\} + 0.02\{Na^+\})}$$

(les accolades désignent l'activité des espèces aqueuses).

La valeur seuil de ITA, pour lesquelles on observe 20 % de réduction de la croissance racinaire ou 20 % de désordres histologiques et au delà de laquelle la toxicité aluminique peut donc être considérée comme présente, est connue pour plusieurs espèces végétales (Boudot *et al.*, 1994a). Elle est comprise entre 0,5 et 1,1 pour *Picea abies* et *Fagus silvatica*, voisine de 1,1 pour le Chêne rouge d'Amérique, mais est nettement plus haute pour plusieurs espèces de *Pinus* (5 à 10) et *Betula verrucosa* (166). Cette valeur seuil est inconnue pour le Douglas (*Pseudotsuga menziesii* Franco), essence utilisée dans cette expérimentation.

La valeur seuil de ITA utilisée ici est prise à 1 et correspond à la valeur la plus fréquemment citée dans la littérature pour l'Épicéa. Elle est matérialisée sur les graphiques par une ligne horizontale continue.

Les objectifs de cette recherche sont de calculer les variations de ITA au cours du temps sur les trois placettes expérimentales de Douglas (20, 40 et 60 ans) du site atelier de Vauxrenard (Rhône), en y incluant la phase de récolte et de régénération. La méthode de détermination de la spéciation aluminique proposée par Boudot *et al.* (1994b) a été utilisée. Les peuplements de Douglas étant bien venant, les résultats de ce suivi devraient permettre de discuter une valeur seuil d'ITA caractéristique du Douglas en conditions de terrain.

La présence d'une quantité minimum de calcium assurant l'absence d'une déficience calcique, qui pourrait fausser l'interprétation des résultats sur la toxicité aluminique, est également vérifiée. En effet, les valeurs du rapport molaire Ca/H<sup>+</sup> sont partout comprises entre 0,2 et plus de 200, ce qui exclue tout risque de carence calcique d'après Ulrich *et al.* (1984) (les carences en Ca apparaissant pour des valeurs de Ca/H < 0,1 chez l'Épicéa, < 1 chez le Hêtre).

Matériel utilisé : les mesures de spéciation aluminique ont été effectuées selon le calendrier donné en tableau 18. Les mesures supplémentaires ont uniquement concerné des échantillons de solution gravitaire et capillaire prélevés dans le peuplement coupé à blanc (Douglas de 60 ans), les autres placettes ayant été rendues définitivement non opérationnelles par la tempête de décembre 1999.

La plupart des solutions gravitaires et capillaires collectées ont été analysées. Selon la quantité de solution disponible, certaines analyses n'ont pas pu être effectuées, car l'analyse de la chimie totale des eaux était prioritaire afin de pouvoir calculer un bilan de masse dans l'écosystème.

Année	1998		1999								2000
	Date	09/11	08/12	05/01	02/03	26/04	24/05	20/07	15/09	08/11	07/12

Année	2000 suite			2001					
	Date	22/08	12/09	07/11	04/01	02/02	03/03	21/08	11/09

Tableau 18 : calendrier des mesures de spéciation aluminique effectuées depuis le début de l'étude.

La spéciation chimique de Al : les tendances observées ont été relativement constantes au cours du temps figure 33:

- dominance de  $Al_{org}$  sous les litières
- dès 15 cm prédominance de la forme  $Al^{3+}$  malgré un pH variant entre 4 et 4,5 ;  $AlSO_4^+$  est significatif, et Al-F est peu important
- la différence entre la spéciation Al des solutions gravitaires (plaques) et capillaires (bougies) reste faible

La comparaison des peuplements avant la coupe à blanc ne montre pas d'influence notable de l'âge du peuplement sur la spéciation. Dans le détail, on observe néanmoins un peu plus d'Al organique dans les eaux gravitaires des peuplements de 20 et 40 ans à -15 et -30 cm, par rapport au peuplement de 60 ans (figure 33a). Ceci n'apparaît pas dans les eaux capillaires (figure 33 b).

La coupe à blanc, qui est survenue dans le peuplement de 60 ans en octobre 98, semble provoquer une augmentation puis une diminution différée et progressive des concentrations en Al dans les eaux gravitaires du sol de -15 à -60 cm. A 100 cm, ces oscillations sont très atténuées. Dans tous les cas, elles paraissent refléter les oscillations affectant les concentrations en nitrates. Les teneurs minimales en Al et  $NO_3^-$  sont atteintes vers 8 mois après la coupe à blanc à -15 et -30 cm, vers 15 mois à -60 et -100 cm. Au delà,  $Al^{3+}$  est pratiquement absent des eaux gravitaires à -15 cm et ses concentrations sont est très diminuées en dessous. Dans les eaux capillaires, la tendance est un peu la même, notamment à -15 cm de profondeur. Les teneurs minimales sont toutefois atteintes après un délais plus long, voisin d'un an à -15 cm, de 2 ans à -30 cm, de 26 mois à -60 cm et de 28 mois à -120 cm de profondeur. L'espèce  $Al^{3+}$  subsiste toujours dans les eaux capillaires et globalement c'est surtout  $AlOH^{2+}$  qui disparaît.

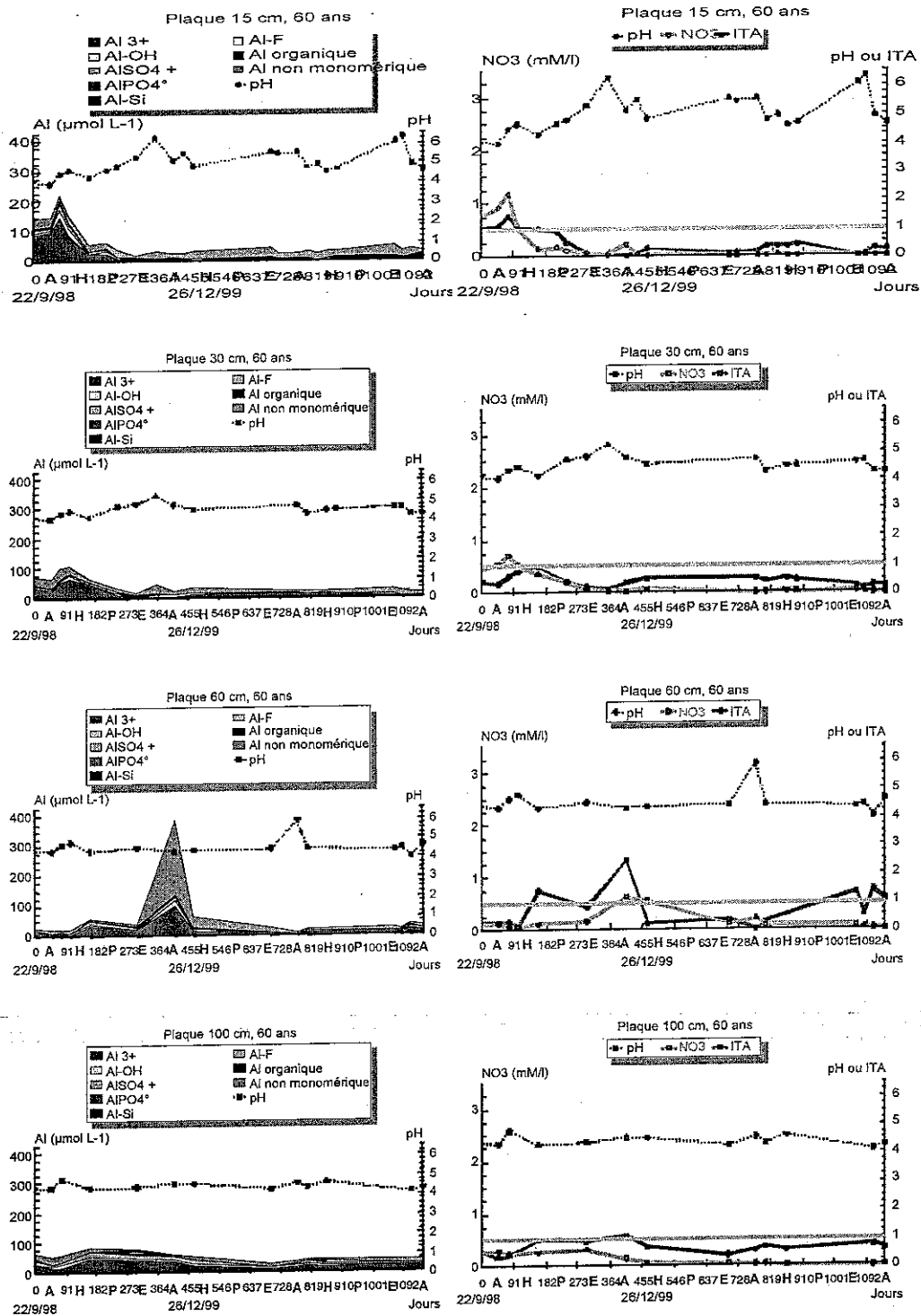


Tableau 33 a : Evolution de la spéciation chimique de Al des eaux gravitaires après la coupe à blanc (figures de gauche) de l'indice ITA (figures de droite).

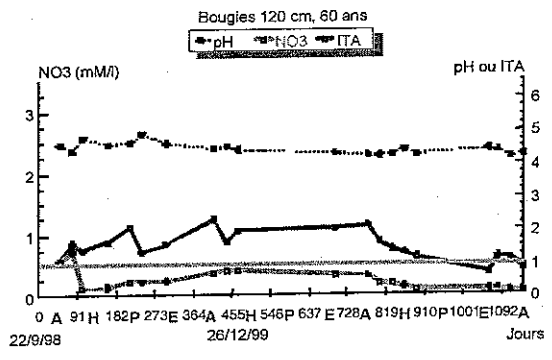
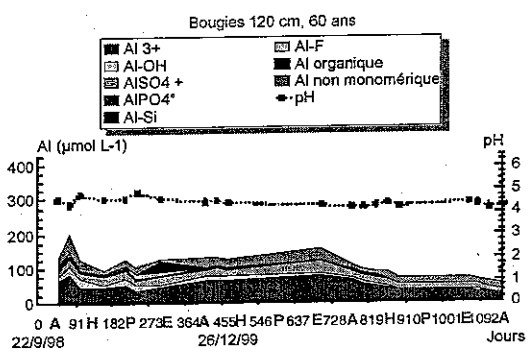
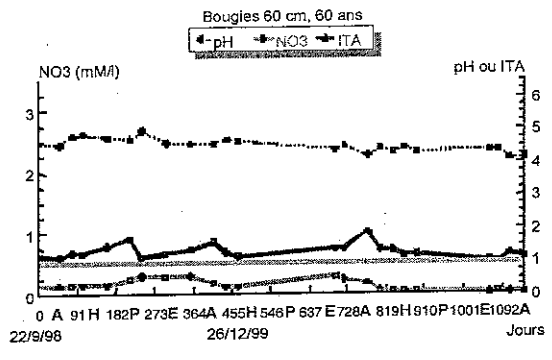
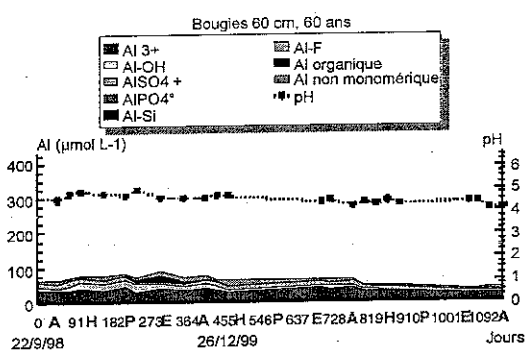
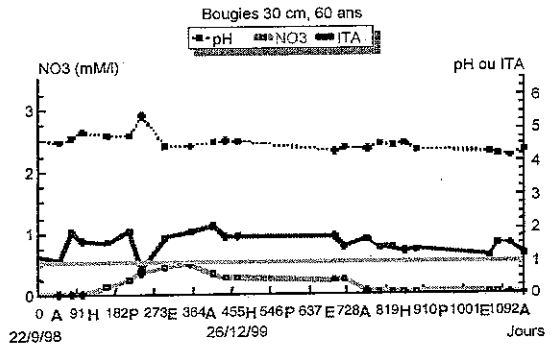
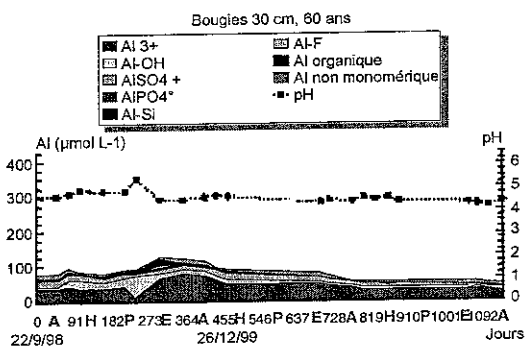
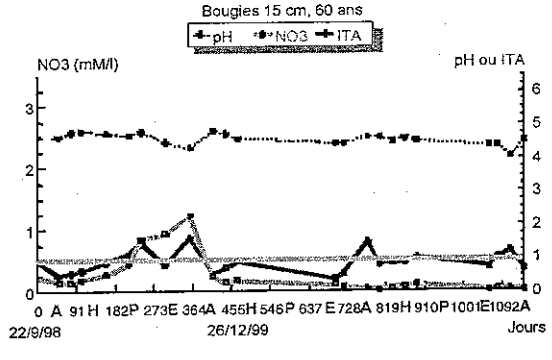
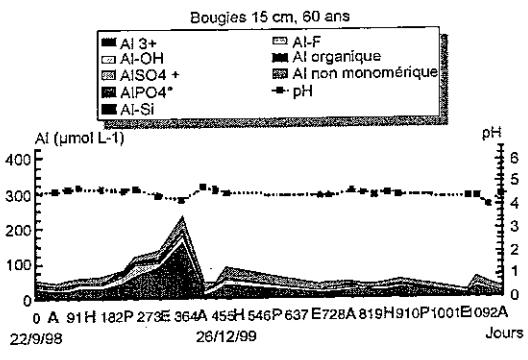


Tableau 33 b : Evolution de la spéciation chimique de Al des eaux capillaires après la coupe à blanc (figures de gauche) de l'indice ITA (figures de droite).

L'indice de toxicité ITA :

Dans les eaux gravitaires, le calcul des indices ITA indique que la toxicité Al peut potentiellement se manifester de manière épisodique (saisonnière ?) dans le peuplement le plus jeune (20 ans) aux niveaux -15, -30 et -60 cm de profondeur. L'indice indique une toxicité continue dans le peuplement de 40 ans en profondeur (60 et 120 cm), plus épisodique à 30 cm, rare et limitée à 15 cm. Dans le peuplement de 60 ans, les indices supérieurs à 1, indiquant une toxicité potentielle sont plutôt rares, beaucoup plus rares que dans les deux autres peuplements. A -15 cm, voire à -30 cm, ils diminuent après la coupe à blanc et ne sont dès lors jamais supérieurs à 1.

Dans les eaux capillaires, la toxicité Al semble quasi générale, notamment en dessous de 15 cm de profondeur. Il n'y a pas de différence notable entre les peuplements de 40 et 60 ans (le peuplement de 20 ans n'était pas équipé de bougies poreuses).

Cette observation est importante car la toxicité Al apparaît potentiellement à des profondeurs où les arbres prélèvent leur eau et leurs nutriments, et dans les types de solutions qui sont les solutions nutritives dominantes pour les peuplements, dans le contexte climatique de Vauxrenard.

Cependant, la toxicité aluminique doit être inopérante, étant donné la bonne santé des peuplements. En conséquence, étant donné que les solutions à écoulement lent (extraites par les bougies poreuses) participent effectivement à la RU du sol, la valeur seuil de ITA au delà de laquelle l'Al est toxique, est à l'évidence bien plus élevée pour le Douglas que pour l'Épicéa. Le Douglas serait donc mieux adapté aux sols acides que l'Épicéa pour ce qui concerne les risques de toxicité aluminique. Il ne faut néanmoins pas oublier que ces indices ont été calculés à partir d'expérimentations en conditions contrôlées et en milieu nutritif liquide, et que ces résultats ne sont pas nécessairement directement transposables aux conditions naturelles. On ne peut alors parler que d'un index "potentiel", dont l'expression dépend probablement d'interactions entre le sol et les racines qui ne sont pas prises en compte en culture hydroponique. Des tests *in situ* devraient être mis en place pour améliorer les connaissances dans ce domaine.

VI-43 La modélisation mécaniste des processus biogéochimiques et couplage biogéochimie-transfert des solutés (Frédéric Gérard, M Tinsley, INRA BEF Nancy)

Plusieurs études s'inscrivant dans ce thème ont été réalisées sur le site, bien qu'elles n'interviennent pas formellement dans ce projet. Ces travaux poursuivent encore actuellement étant donné les très nombreuses données à exploiter, d'autant que les travaux réalisés (et publiés) à ce jour ne concernent que la parcelle de Douglas d'âge intermédiaire, et donc excluent l'étude d'un éventuel effet « coupe à blanc » sur les résultats. Ceci est prévu à terme. Des modèles préexistants sont utilisés. Ils fonctionnent à partir de lois thermodynamiques et cinétiques qui permettent de décrire les interactions eau-solides, eau-gaz, ainsi que l'ensemble des réactions se produisant en phase aqueuse (c.a.d. la spéciation). Un modèle fonctionnant sur ces bases, mais couplant également ces processus aux transferts de masse (eau, solutés, gaz) dans la zone vadose ou dans un milieu saturé en eau, est également utilisé : le modèle MIN3P (e.g. Mayer et al., 2002).

Les travaux sur ce thème ont été consacrés à :



- *la spéciation aqueuse de l'aluminium* (Gérard et al., 2001). Les travaux ont d'abord montré la très faible abondance du polymère  $Al_{13}$  dans les solutions de sol et les eaux de surface (l' $Al_{13}$  est une espèce très toxique pouvant en plus intervenir dans les mécanismes de néoformation des hydroxydes-Al). Ce résultat est issu pour l'essentiel de la présence de complexes Al-organiques et éventuellement de la complexation entre Al et la silice (Si).

A partir de mesures de spéciation aluminique (Boudot et al., LIMOS, UHP-CNRS, Nancy), d'une collaboration initiée avec le centre INRA d'Avignon (Yves Dudal, équipe Couplages entre Transferts et Cycles Biogéochimiques), et d'un certain nombre d'expériences de laboratoire réalisées par des partenaires (M. Dietzel, Université de Graz, Autriche ; M. Hodson, Oxford-Brookes Univ., Angleterre), les travaux se poursuivent dans ce domaine précis afin d'obtenir: (i) une meilleure prise en compte des espèces aqueuse Al-Si (Möller et al., 2003 ; Ryder et al., 2003); (ii) une meilleure prise en compte de la complexation organo-métallique (articles en préparation).

- *l'étude des processus/mécanismes contrôlant la mobilité de la silice dans les solutions gravitaires et capillaires extraites à faible potentiel matriciel* (Gérard et al., 2002a).

Cette recherche a montré : (i) la nature différente des processus contrôlant Si selon le temps de résidence de l'eau dans le sol ; (ii) le contrôle de Si dans les solutions capillaires extraites à faible potentiel par la dissolution des silicates primaires du sol, dont le mécanisme contrôlant leur cinétique serait les réactions de surface (impliquant essentiellement  $H^+$ ), comme au laboratoire, par opposition à un contrôle par diffusion moléculaire des réactifs. Néanmoins, la température semble être la principale force motrice des variations de vitesse de dissolution des silicates du sol. La prise en compte des variations de pH et de la température du sol pour tenter d'expliquer les variations spatio-temporelles de la silice montrent cependant un « gap », qui pourrait être expliqué par l'influence accélératrice des ligands organiques au niveau des horizons de surface.

- *l'utilisation des solutions capillaires extraites à fort potentiel matriciel comme solutions « réactive » du sol : application à l'altération des silicates* (Gérard et al., 2002b).

Les résultats de cette étude valident le modèle conceptuel sur lequel est basé la méthodologie de compartimentation (Ranger et al., 1993, 2001) . Il revient à considérer logiquement qu'à potentiel matriciel croissant le temps de contact de la solution avec la phase solide du sol augmente et en conséquence la solution devient une meilleure approximation de la solution réactive du sol (comme dans un réacteur au laboratoire, sa composition va contrôler les interactions et refléter l'intensité et l'avancée de celles-ci). En se penchant de nouveau sur le cas de la silice, les mécanismes contrôlant l'altération des silicates ont été précisés. Les réactions de surfaces constitueraient bien le mécanisme contrôlant la dissolution des silicates du sol. La principale espèce réactive serait le proton ( $H^+$ ), au dépend des ligands organiques, conformément à la nature acide du sol. De plus, en

faisant l'analogie terrain/laboratoire, les résultats pourraient indiquer que la dissolution du feldspath potassique contrôle la silice. Il s'agirait donc du minéral primaire dont la vitesse de dissolution actuelle est de loin la plus rapide (par rapport à celle de l'albite et de la muscovite). En conséquence, le feldspath-K devra faire l'objet d'une attention toute particulière (notamment pour la détermination de sa surface réactive) lors de la modélisation de l'altération des silicates.

- *Modélisation couplée biogéochimie-transferts.*

Bien que déjà très performant tant du point de vue numérique que mécaniste, le modèle couplé MIN3P doit être plus ou moins sensiblement modifié afin qu'il soit plus adapté aux sols forestiers. La première étape a été d'y introduire diverses fonctions nécessaires à la modélisation du bilan hydrique à l'échelle de la parcelle forestière. Dans notre cas, il s'agissait de tenir compte de l'évapotranspiration pour l'essentiel. La validité du modèle a été évaluée à partir des mesures d'humidité *in situ* effectuées sur le « long terme » (5 ans) par un système TDR. Hormis les problèmes liés à la méconnaissance des paramètres les plus sensibles qui contrôlent les transferts de l'eau (surtout la fonction  $K(\theta)$ ), les résultats obtenus à partir de paramètres générés à l'aide de fonctions de transfert pédologique sont raisonnablement satisfaisants. Cependant, ces résultats montrent également la nécessité de prendre en compte les écoulements préférentiels de l'eau dans le sol, provoqués par la présence de zones possédant une perméabilité sans doute très élevée (fissures, trous de vers de terre, racines mortes). L'introduction des fonctions appropriées doit donc être effectuée en priorité. Ce travail est en cours (Tinsley et Gérard) ; des interventions sur le sujet sont prévues dans le cadre de congrès (EGS-AGU 2003, JEF 2003).

#### VI-44 : Les matières organiques hydrosolubles (F Andreux, UMR A111 Géosol)

Cette partie de l'étude se rattache à la problématique plus vaste du transfert de nutriments du sol vers l'arbre via la solution du sol. Les données concernant les volumes d'eau recueillis dans les dispositifs lysimétriques à plaques et sous tension, sont étudiées par ailleurs et utilisées ici pour les calculs de flux. Les résultats concernant la composition ionique des solutions gravitaires avant et après la coupe (période 1992-2001) permettent de constater qu'une partie seulement de la charge cationique - cations alcalins et alcalino-terreux et acidité - est compensée par les anions minéraux ( $\text{NO}_3^-$  notamment), mais que l'équilibre du bilan ionique requiert la contribution de molécules organiques hydrosolubles, en particulier dans les horizons de surface des sols (Marquès, 1996, Roux, 1998). Cette étude s'est d'abord focalisée sur le suivi des teneurs en carbone organique dissous, avant d'aborder les variations de leur abondance naturelle en isotope  $^{13}\text{C}$ . Deux approches méthodologiques ont pour cela été confrontées : (i) récupération et filtration à 0,45  $\mu\text{m}$  des solutions prélevées sur le terrain, puis mesures à l'état liquide à l'aide de l'analyseur DOC Shimadzu ; (ii) lyophilisation des solutions préalablement filtrées, broyage des poudres, puis mesures à l'état solide à l'autoanalyseur élémentaire Fisons Instruments NA-1500 NCS, couplé à un spectromètre de masse VG Isochrom-EA.

##### 1. Concentrations en carbone organique dissous

a. - Solutions gravitaires

Les concentrations en carbone mesurées dans les solutions gravitaires sont comprises entre 3 mg L<sup>-1</sup> et 75 mg L<sup>-1</sup>. Les plus fortes concentrations sont observées dans les solutions sous litières, où elles varient entre 15 et 75 mg L<sup>-1</sup>. Elles chutent brutalement après la coupe, passant de 75 à 20 mg L<sup>-1</sup> en six mois. Les courbes de variation des concentrations en carbone dissous des solutions gravitaires prélevées à 15 et 30 cm se ressemblent et varient entre 5 et 30 mg L<sup>-1</sup>. Elles diminuent après la coupe, mais augmentent à nouveau à la fin de l'année 1999, pour diminuer puis augmenter encore fin 2000. On observe toutefois un pic de concentration à la fin de juillet 2000 à la profondeur 15 cm, accompagnant le pic observé pour les solutions de litières.

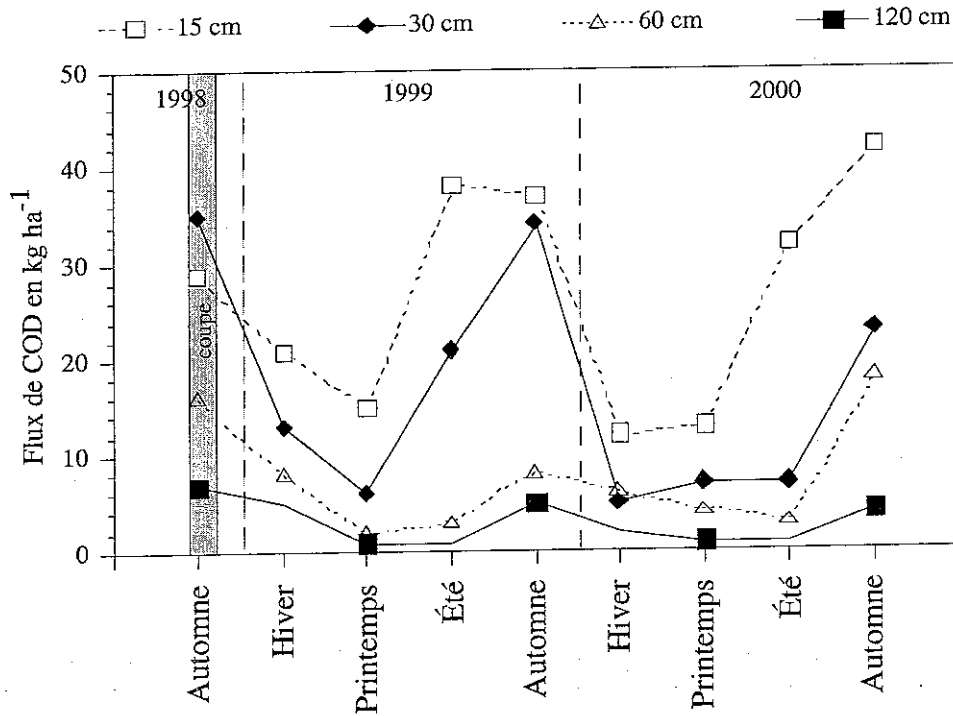


Figure 34 : Variations saisonnières des flux de carbone organique dissous dans les eaux gravitaires prélevées aux différentes profondeurs du sol, après la coupe à blanc.

Les eaux prélevées à 60 cm présentent des concentrations plus faibles, mais le nombre de mesures est restreint en raison de l'irrégularité des transferts de solutions à cette profondeur. Un pic est observé en mai 2000, mais les concentrations en carbone dissous ne dépassent jamais  $30 \text{ mg L}^{-1}$ . À 120 cm, les concentrations mesurées sont toujours inférieures à  $5 \text{ mg L}^{-1}$ ; elles semblent diminuer après la coupe et ne plus varier par la suite.

Les flux de carbone dissous ont été obtenus en utilisant les données du modèle du bilan hydrique créé par l'Unité INRA-BEF Nancy et décrit par Villette (1994) et Marquès (1996). Ceci permet de calculer les flux saisonniers de carbone dissous, exprimés en kg par hectare pour chacune des profondeurs du dispositif. La Figure 34 montre qu'ils diminuent avec la profondeur et fluctuent de façon saisonnière : ils sont plus élevés en été et en automne que pendant les périodes hivernales et printanières. Ils sont compris entre 12 et  $42 \text{ kg ha}^{-1}$  pour les solutions prélevées à 15 cm, entre 5 et  $35 \text{ kg ha}^{-1}$  à 30 cm, entre 2 et  $18 \text{ kg ha}^{-1}$  à 60 cm et entre 1 et  $7 \text{ kg ha}^{-1}$  à 120 cm. À partir de 60 cm de profondeur, l'amplitude de ces variations est donc très atténuée.

#### b. - Solutions capillaires

Les concentrations en carbone dissous dans les solutions liées sont généralement plus élevées que dans les solutions gravitaires. Elles varient entre quelques  $\text{mg L}^{-1}$  et  $300 \text{ mg L}^{-1}$ . Les concentrations les plus élevées sont obtenues à 15 cm et les plus faibles à 120 cm, mais leur diminution avec la profondeur n'est pas régulière : elles sont en effet plus élevées à 60 cm qu'à 30 cm. Elles varient aussi avec le temps et diminuent brutalement entre octobre et novembre 1998, période de la coupe à blanc. Elles passent respectivement de 115 à  $55 \text{ mg L}^{-1}$  pour les solutions prélevées à 15 cm, de 215 à  $60 \text{ mg L}^{-1}$  à 30 cm, de 240 à  $105 \text{ mg L}^{-1}$  à 60 cm et de 300 à  $20 \text{ mg L}^{-1}$  à 120 cm.

Une pollution des tuyaux reliant les bougies au vase de prélèvement exclut toute interprétation approfondie des données (Maquère, 2002). Ces tuyaux défectueux, contenant un assouplissant soluble, le benzène sulfoamide, ont été remplacés dans les autres sites par des tuyaux en polyéthylène totalement inerte au plan des éléments majeurs.

*Conclusion sur la matière organique hydrosoluble* : Les solutions gravitaires traduisent le mieux les réactions à court et moyen terme aux modifications extérieures, telles que la coupe à blanc et ses impacts pédoclimatiques. Dans ces eaux gravitaires tout particulièrement, les flux de carbone hydrosoluble présentent des variations saisonnières rythmées, atteignant leur amplitude maximale sous la couche humifère, à 15 et 30 cm. Ces données quantitatives sont en presque parfaite opposition de phase avec les variations du  $\delta^{13}\text{C}$ , qui traduit des modifications qualitatives dans ces eaux : les flux minima de fin d'hiver et du printemps coïncident en effet avec les plus forts enrichissements isotopiques, l'inverse se produisant en été et en automne. Il ne semble pas que ces rythmes aient été induits par la coupe à blanc, car le suivi entrepris au cours de l'année précédent la coupe tendait à montrer des courbes d'allure similaire. Cependant, cette coupe a probablement exalté le contraste, non seulement en créant un découvert durable durant les périodes hivernales, mais aussi en ralentissant les temps d'infiltration, donc en augmentant les temps de contact entre les eaux gravitaires et les surfaces solides des couches supérieures. Plus encore que les solutions recueillies à la base de la litière, dont l'alimentation en sources organiques est, comme on vient de le voir, limitée, les solutions gravitaires situées sous les couches humifères enregistreraient très rapidement les premiers signes du réveil printanier de la microflore. Ceci se traduirait par la solubilisation (et sans doute la migration plus ou moins rapide) de composés relativement enrichis en  $^{13}\text{C}$ , issus

de la dégradation de matières organiques préexistantes, ou du métabolisme microbien actif à ce niveau où convergent humification et activité rhizosphérique du sol.

## 2. Signatures isotopiques $\delta^{13}\text{C}$ (F Andreux et al., UMR A111 Géosol)

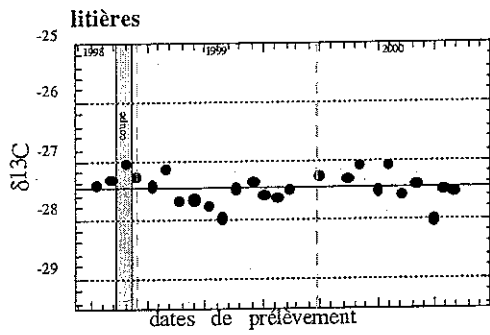
### a. - Solutions gravitaires

Les solutions ayant percolé sous les litières présentent un signal isotopique qui varie entre -28 et -27‰ (Figure 26). Le signal est bas en été et s'enrichit pendant l'hiver et le printemps. Les solutions prélevées à 15 cm ont un signal isotopique qui fluctue entre -28,8 et -26,4‰, avec une moyenne de -27,5‰. Les fluctuations du signal observées à cette profondeur sont plus accentuées que sous les litières. Dans ce cas également, le signal  $^{13}\text{C}$  est appauvri en été et remonte en hiver. Les solutions prélevées à 30 cm ont un signal isotopique qui varie entre -27,5 et -26,2‰ avec une moyenne de -26,9‰. Les fluctuations observées à 15 cm se retrouvent à 30 cm, mais avec une amplitude réduite. Les solutions prélevées à 60 cm possèdent un  $\delta^{13}\text{C}$  variant entre -27,6 et -26‰, avec une moyenne de -27‰. On ne peut pas caractériser les variations de ce niveau en raison du trop faible nombre d'échantillons prélevés. Toutefois, les valeurs les plus faibles sont à nouveau observées en été, et les valeurs les plus élevées en hiver. Les solutions prélevées à 120 cm présentent un signal compris entre -27,8 et -25,8‰, avec une moyenne de -26,9‰. À cette profondeur, les variations du signal ne ressemblent pas à celles des niveaux supérieurs : les valeurs les plus basses sont en effet observées au printemps.

Ces résultats tendent donc à montrer que le profil isotopique moyen du  $\delta^{13}\text{C}$  des solutions gravitaires s'enrichit entre les litières et 60 cm, puis s'appauvrit dans les solutions recueillies plus en profondeur 120 cm (figure 36a).

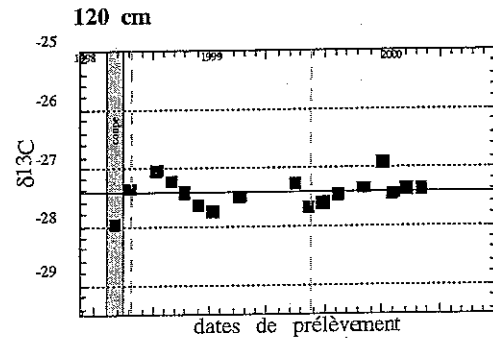
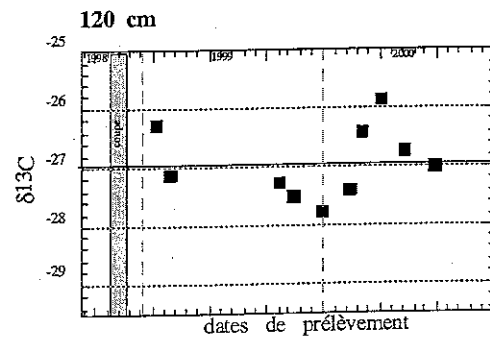
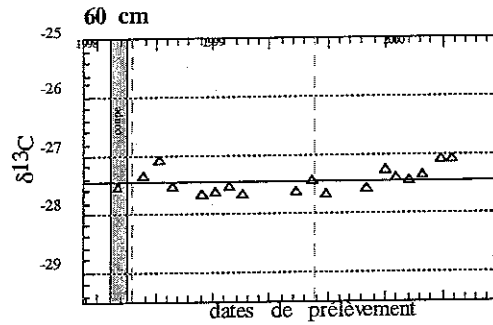
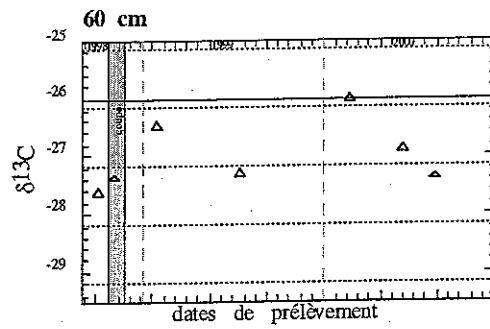
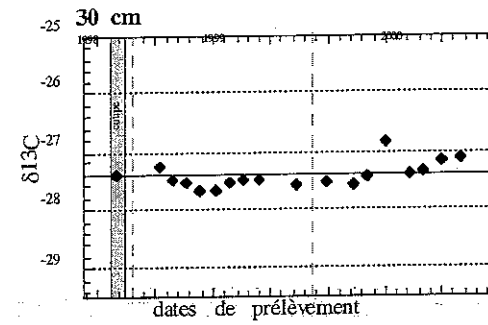
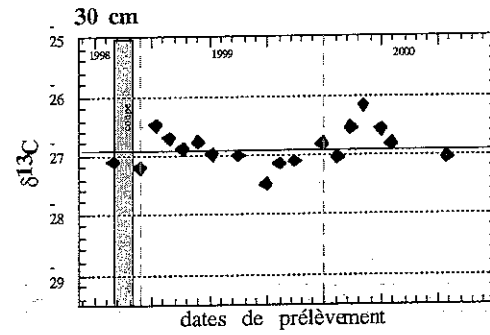
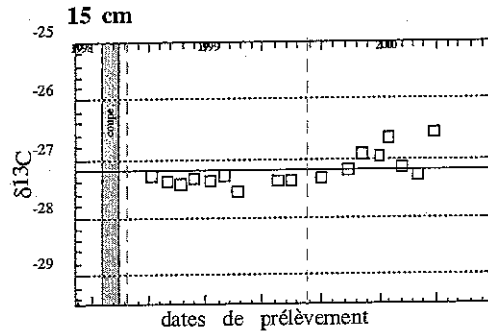
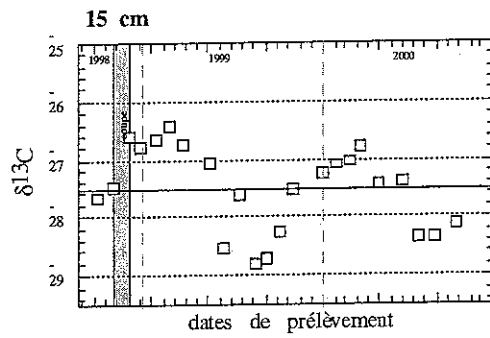
### b. - Solutions capillaires

Les solutions prélevées à l'aide de bougies présentent à 15 cm un signal isotopique variant entre -27,6 et -26,5‰, avec une moyenne de -27,2‰ (figure 35b). Aucune variation n'a été observée jusqu'en avril 2000, mais le signal augmente de 0,8‰ en juillet 2000, redescend à -27,3‰ en septembre 2000 puis augmente brutalement de 0,9‰ en octobre 2000. Les solutions prélevées à 30 cm présentent un signal variant entre -27,6 et -26,8‰, avec une moyenne de -27,4‰ et dont les seules variations (de 0,6‰) sont observées entre mai et juillet 2000. Les solutions prélevées à 60 cm présentent un signal de -27,6 à -27,1‰, avec une moyenne de -27,4‰ et qui reste inférieur ou égal à cette moyenne entre février et mars 2000, avant d'augmenter en mai 2000. Les solutions prélevées à 120 cm montrent un signal variant entre -28 et -26,9‰ avec une moyenne de -27,5‰. Ici encore, le comportement des solutions prélevées à 120 cm diffère de celui des solutions plus proches de la surface ; l'amplitude de variation du  $\delta^{13}\text{C}$  y est en effet plus grande. Le profil moyen du signal isotopique des solutions liées (Figure 36b) ne présente donc que très peu de variations, excepté pour les solutions prélevées à 15 cm, où il est légèrement plus élevé qu'ailleurs.

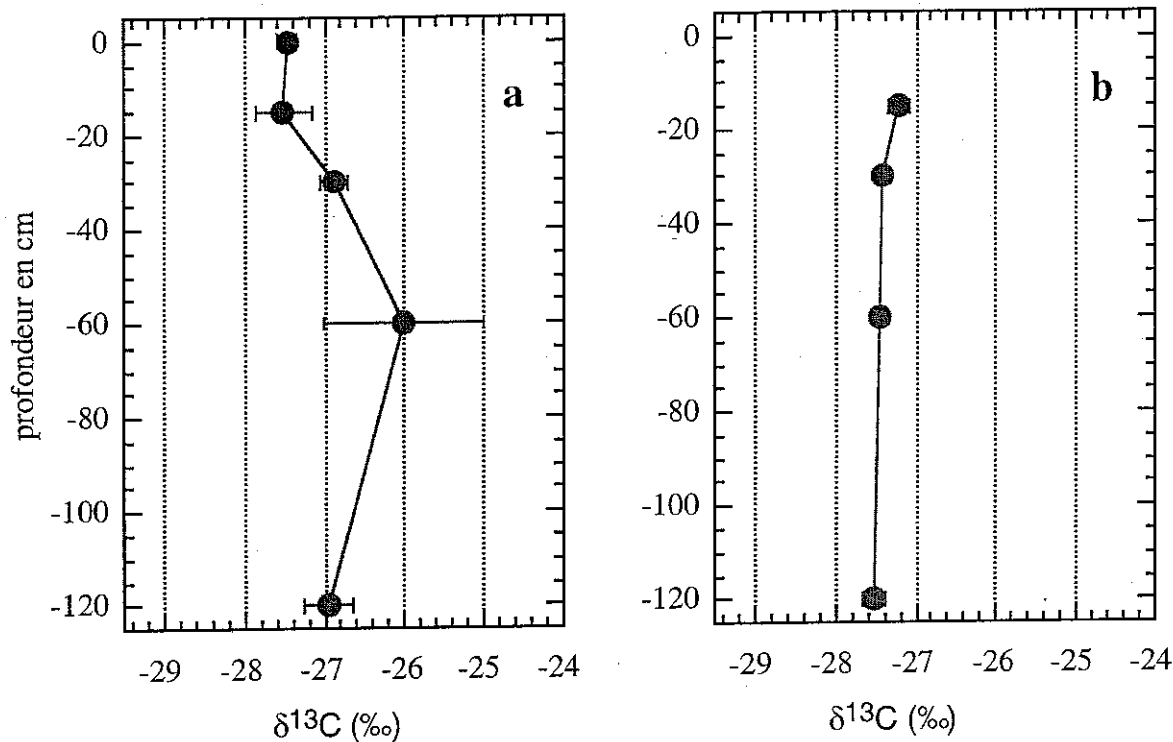


a

b



**Figure 35.** Variations temporelles des mesures isotopiques  $\delta^{13}\text{C}$  des solutions gravitaires (a) et capillaires (b) après la coupe à blanc.

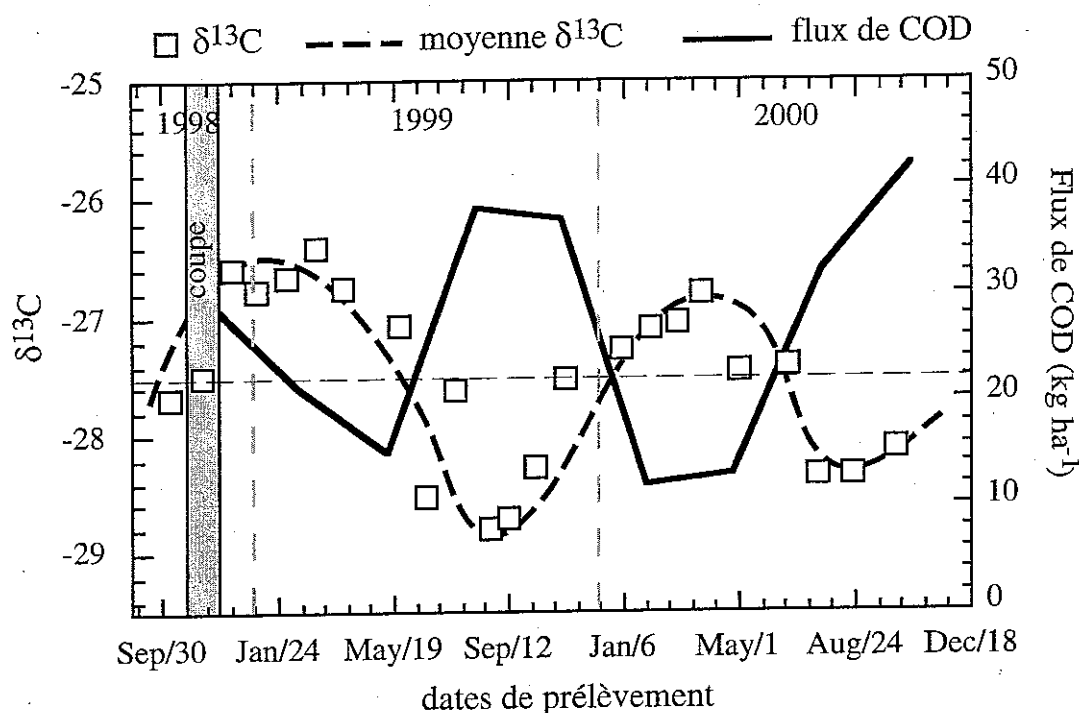


**Figure 36.** Profils isotopiques  $\delta^{13}\text{C}$  moyens des solutions gravitaires (a) et des solutions capillaires (b) recueillies sous la coupe à blanc. Moyennes des 24 campagnes.

*c. - Discussion concernant les variations de la composition en carbone et  $^{13}\text{C}$  des solutions*

Les solutions gravitaires et capillaires des sols étudiés diffèrent profondément, tant par leurs concentrations moyennes en carbone organique, que par les variations saisonnières de celui-ci, et les variations de compositions isotopiques accompagnant ces dernières. D'une manière générale, de nombreux auteurs ont pu rendre compte de telles différences de compositions entre eaux libres et liées (Bonne *et al.*, 1981 ; Ranger *et al.*, 2001 ; Strobel, 2001). Dans le cas présent, on peut remarquer les concentrations souvent plus élevées des solutions capillaires et leurs variations beaucoup moins régulières avec la profondeur et les rythmes saisonniers, que celles des solutions gravitaires. À l'inverse, ces dernières présentent de plus fortes fluctuations de composition isotopique  $^{13}\text{C}$ , tant avec la profondeur du sol qu'avec la saison de collecte. Ce comportement résulte en premier lieu de la relation plus directe existant entre les apports pluviaux et les solutions gravitaires. Il traduit surtout l'influence des cycles saisonniers de transformation des matières organiques, très visible dans le cas des flux de carbone dissous, dont les valeurs sont maximales en été et en automne, minimales en hiver et au printemps (figure 34). Ces variations du carbone sont clairement en opposition de phase avec celles du  $^{13}\text{C}$  (figure 37).





**Figure 37 :** Opposition entre les rythmes de variation des flux de carbone organique dissous et des valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$  dans les solutions gravitaires prélevées à 15 cm.

Ces différences isotopiques entre les deux types de solutions peuvent avoir deux causes : soit les solutés organiques y sont de natures différentes, soit les composés dissous y sont de même nature, mais à des concentrations variables selon la nature des molécules et selon la saison (Huang et al., 1996 ; Kaiser et al., 2001). Il semble en effet compréhensible que domine dans les différentes couches du sol une même population de composés organiques hydrosolubles, dont les concentrations relatives varient rapidement d'un horizon à l'autre ou d'un épisode pluvieux à l'autre. La majorité de ces composés, issus surtout de la végétation forestière, seraient présents dans les solutions capillaires, où ils subiraient des effets de dilution dans les eaux libres, entraînant de fortes modifications de concentrations, mais affectant moins profondément leur composition isotopique.

Cependant, il n'est pas exclu que certains composés ne soient produits dans le profil qu'au cours de phases relativement brèves, en relation notamment avec les rythmes climatiques, donc avec l'activité saisonnière d'organismes du sol. Ceci expliquerait la localisation des plus fortes fluctuations de composition isotopique des solutions gravitaires à la base de l'humus, vers 15 et 30 cm. C'est surtout à ce niveau en effet que sont rencontrées les valeurs maximales de  $\delta^{13}\text{C}$  ( $-26,4 \pm 0,2 \text{ ‰}$ ), plus exceptionnellement dans les solutions plus profondes, mais jamais dans les solutions capillaires. Ces maxima se produisent à cette profondeur, surtout en fin d'hiver et au printemps. Ils existent aussi à la base des litières, mais y sont moins spectaculaires et -tout comme d'ailleurs les minima, souvent attribués aux hydrocarbures aliphatiques- moins accusés. En revanche, ils peuvent apparaître en période estivale dans les solutions recueillies en profondeur. Ces remontées saisonnières des valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$  des solutés circulant à la base des humus sont à mettre en relation avec la solubilisation de composés d'origine végétale ou microbienne enrichis en  $^{13}\text{C}$ . Dans tous les cas, elles suggèrent le développement dès la fin de l'hiver, d'organismes utilisant soit des matières organiques déjà en partie évoluées, soit des percolats issus des litières sus-jacentes, soit encore des exsudats racinaires. La nature de ces organismes reste à déterminer, seuls quelques-uns, tels que certaines algues utilisant le  $\text{CO}_2$  dissous (Farquar *et al.*, 1989) ou

certains champignons mycorhiziens (Le Tacon *et al.*, 2002), ayant été jusqu'à présent décrits pour leurs concentrations élevées en  $^{13}\text{C}$ .

#### VI-45 : Conclusions sur l'aspect évolution qualitative des solutions :

Au plan qualitatif, les modifications enregistrées après la coupe à blanc dépendent du type de solution. Les solutions liées reflétant largement la solution nutritive des arbres dans ce contexte climatique, montrent une tendance à l'augmentation de leur concentration en nitrates résiduels et en cations dans les horizons superficiels du sol, après la coupe. En profondeur la modification du signal initial avant la coupe, est plus limitée. Les solutions gravitaires sont dans les horizons superficiels du sol, relativement indépendantes des sites de production d'éléments nutritifs et il y a peu de transfert des solutions liées vers les solutions libres. Leur composition liée au déplacement de produits existant (temps de résidence faible) conduit après la coupe, à la diminution des concentrations observées, puisque les apports atmosphériques sont réduits, la litière n'est pas renouvelée et la végétation spontanée prélève des nutriments et restitue encore peu. En profondeur, le transfert se fait davantage par effet piston, conduisant à des concentrations plus élevées des solutions gravitaires qui transfèrent partiellement des solutions liées (Ranger *et al.*, 1993)

La spéciation chimique n'évolue pas significativement après la coupe à blanc, indiquant que la qualité des eaux de drainage n'est pas modifiée. Les index de toxicité aluminique dans ces sols désaturés où les solutions véhiculent des quantités importante d'Al ionique potentiellement toxique, vis à vis des peuplements forestiers doivent être ajustés. Ils ne traduisent manifestement pas à une réalité de terrain, mais peuvent indiquer que la déplétion calcique mise en évidence par les bilans de fertilité, pourrait se traduire dans le futur, par des contraintes au système racinaire et symbiotique, en particulier en période de sécheresse. L'évolution des concentrations des solutions drainantes (gravitaires) figure au tableau 19.

Drainage	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Ca	Mg
Drainage à 60 cm avant la coupe	2,26 a	0,31 a	2,08 a	0,7 a
Drainage à 60 cm après la coupe	2,4 a	1,04 a	1,71 b	0,63 a
Drainage à 120 cm avant la coupe	8,5 a	0,26 a	4,5 a	1,33 a
Drainage à 120 cm après la coupe	1,88 b	0,01 b	2,5 b	0,64 b

Tableau 19 : Concentrations moyennes arithmétiques à 60 et 120 cm de profondeur, avant et après la coupe à blanc (les lettres différentes, pour un niveau donné, traduisent des différences significatives de concentration, avant et après la coupe à blanc pour un élément donné).

#### VI-46 : Estimation du drainage occasionné par la coupe à blanc (J Ranger *et al.* , INRA BEF Nancy)

Au plan quantitatif, nous n'avons pas pu modifier très précisément le bilan hydrique établi avant la coupe à blanc par Villette (1994), faute d'information sur la transpiration de la végétation spontanée. Toutefois, au vu des évolutions de l'humidité du sol mesurée en continu par le système TDR, il est possible d'avoir une estimation des pertes supplémentaires par drainage, occasionnées par la coupe à blanc : le prélèvement par les arbres a disparu, la transpiration de la végétation spontanée a fortement augmenté, l'interception des pluies a

nettement chuté. Une augmentation comprise entre 10 et 20 % du drainage mesuré avant la coupe conduit à des pertes en nitrates et cations limitées au cours des trois années après la coupe à blanc, et peu différentes de la période précédant la coupe. L'impact sur les eaux de surface est donc très limité par rapport à la situation de plantation mature, puisque d'une part les transferts sont peu augmentés et que d'autre part la qualité des eaux transférées n'est pas modifiée (tableau 20).

Cette conclusion est limitée à la zone non perturbée par la récolte du peuplement, et ne peut malheureusement pas être extrapolée à des situations différentes.

Drainage	Eau (mm)	N (kg.ha <sup>-1</sup> )	Ca (kg.ha <sup>-1</sup> )	Mg (kg.ha <sup>-1</sup> )
Drainage à 60 cm avant la coupe	349	6,5	6	2,2
Drainage à 120 cm avant la coupe	320	25	14	3,9
Drainage à 60 cm après la coupe	400	13,7	6,8	2,5
Drainage à 120 cm après la coupe	380	7,2	9,6	2,4

Tableau 20 : Estimation des pertes par drainage avant et après la coupe à blanc.

## VII- CONCLUSIONS GÉNÉRALES

L'approche pluridisciplinaire mise en oeuvre pour quantifier l'effet d'une coupe à blanc d'un peuplement mature de Douglas, sur le fonctionnement de l'écosystème et sur la fertilité des sols, a porté sur les composantes physiques et biologiques de l'écosystème :

- le mésoclimat et le pédoclimat
- la végétation arborée et spontanée
- le sol dans ses composantes organiques et minérales
- la biomasse microbienne
- les solutions du sol et les flux de drainage.

Les contraintes de l'expérimentation in situ ont conduit à travailler dans deux situations de terrain, une zone non perturbée suivie depuis 1992 pour les flux d'éléments en solution dans laquelle la présence de capteurs ne permettait pas une récolte mécanisée du peuplement forestier, et une zone plus perturbée jouxtant la placette de mesure, qui a subi un mode d'exploitation plus représentatif des travaux sylvicoles.

Ces deux zones constituent de fait des traitements différents, qu'il eut été très intéressant d'étudier complètement en parallèle, si cela avait été prévu lors de l'installation du dispositif lysimétrique, et si les moyens nécessaires avaient été disponibles.

La coupe à blanc modifie largement le mésoclimat et le pédoclimat : le climat au sol est beaucoup moins tamponné après élimination du couvert forestier, comme l'indique l'évolution des températures. L'interception par le couvert forestier a disparu (soit 23 % de la pluie incidente en moyenne annuelle) et les arbres ne prélèvent plus l'eau du sol pour leur transpiration (soit environ 33 % de la pluie incidente) (Villette, 1994 ; Marques et al., 1996). La végétation spontanée qui se développe a été considérée comme transpirant comme le peuplement, mais l'interception a été considérée comme nulle. Il n'a pas été possible dans ce travail de mesurer la transpiration des adventices. Le pédoclimat se trouve donc sensiblement modifié : augmentation de l'humidité sur tout le profil attestée par les mesures in situ par un réseau de sondes TDR, et des variations de température des horizons les plus superficiels.

L'élimination des arbres diminue les apports au sol de 'polluants' atmosphériques, portant sur la majeure partie des dépôts secs capturés par les houppiers : plus de la moitié des apports mesurés sous le peuplement a disparu, modifiant substantiellement les termes du bilan entrées-sorties.

### A- Impact de la coupe à blanc dans la zone peu perturbée (zone A)

L'exploitation forestière a évacué du site de l'ordre de 300 t matière sèche par ha soit 150 t de carbone pour le peuplement final et d'environ 20 % de cette masse pendant les éclaircies. Les exportations d'éléments sont de l'ordre de 350 kg de N, 30 kg de P, 165 kg de K, 230 kg de Ca, qui représentent un appauvrissement notable du sol puisque aucune restitution n'a lieu. Les rémanents d'exploitation, laissés sur le sol correspondent à des compartiments plus riches que les troncs exportés, mais des pratiques telles que l'andainage utilisé dans le Beaujolais, se traduit par une élimination des zones replantées de ces rémanents : tout se passe donc sur la zone replantée comme si une récolte quasiment totale avait été réalisée.

Les observations concernant la biodégradation de ces rémanents permettent de calculer la cinétique de restitution au sol des éléments nutritifs, que ces matériaux soient en andains ou dispersés sur le sol. Après trois années, entre 40 et 50 % de la masse d'aiguilles et de racines a disparu, mais seulement 30 % de celle des branches.

Dans la zone peu perturbée, la végétation spontanée qui préexistait s'est développée après la mise en lumière du sol. Cette végétation joue un rôle protecteur important pour le sol qu'elle le stabilise non seulement par la protection aérienne mais également par le développement d'un système racinaire dense. Sans atteindre une biomasse très importante (< 5t de MS par ha au maximum de son extension), la végétation spontanée prélève une quantité significative de nutriments, qui alimente un cycle biologique efficace, s'opposant à la minéralisation intempestive d'une part, et au drainage des éléments d'autre part.

Le fonctionnement du sol a été assez largement modifié par la coupe à blanc; comme en témoignent les résultats obtenus sur la phase solide et sur les solutions.

La biodégradation des litières est importante avec une perte de masse de l'ordre de 24 t, résultante de la perte des litières de Douglas et du gain faible mais non nul des litières de la végétation spontanée. Le carbone et les éléments sont pour partie transférés vers les horizons sous-jacents, comme en témoigne l'enrichissement significatif de l'horizon [0-5 cm].

La minéralisation importante de l'azote organique du sol, et le taux de nitrification très élevé pour un sol forestier acide, n'a pas explosé après la coupe à blanc. Elle a au contraire légèrement baissé par rapport à ce qui a été observé en présence du peuplement. Sans avoir élucidé le phénomène, le développement d'une végétation spontanée et celui de la microflore qui contrôlent la minéralisation de l'azote, semblent être les principaux facteurs en cause. Cette diminution sensible de la minéralisation est un facteur favorable de limitation de l'acidification du sol (la nitrification intense aurait conduit inévitablement à un fort taux de nitrates résiduels qui se traduisent par la neutralisation d'acide nitrique dans le sol) et de réduction des pertes par drainage.

L'étude détaillée de la phase solide montre que compte tenu de la variabilité des sols, la mise en évidence de toute évolution nécessite un échantillonnage très important, et une exigence forte pour assurer la validité des résultats (structure et qualité de l'échantillonnage in situ, prise en compte de la dérive analytique potentielle).

Les résultats montrent des évolutions notables et opposées des couches superficielles (enrichissement de surface) et plus profonde (appauvrissement des couches profondes en alcalins et alcalino-terreux).

Les stocks d'éléments tels qu'ils ont été quantifiés, en tenant compte de la variabilité du sol et des problèmes de répétabilité analytique, traduisent une évolution du sol qui reste difficile à quantifier avec précision. Elle se traduit par l'enrichissement de l'horizon immédiatement sous jacent à l'horizon holorganique qui a tendance à s'épuiser, et l'appauvrissement significatif des horizons organo-minéraux, en K, Ca, Mg et N. La décomposition de la couche holorganique conduit à l'enrichissement de la partie supérieure du sol minéral. Le reste du profil perd des cations nutritifs échangeables et de l'azote s'enrichit en C et P.

Les tableau 21 résume les flux d'éléments qui permettent d'expliquer le comportement du sol.	31,9	7	22	31	18	11
□ Avant la coupe □ Après la coupe □ □ □ N □ K □ Ca □ N □ K □ Ca □ □ Apports atmosphériques (dépôts humides) □ 8,2 □ 1,6 □ 3,2 □ 8,2 □ 1,6 □ 3,2 □ □ Apports atmosphériques (dépôts secs) □ 12,4 □ 2,1 □ 5,6 □ □ □ Récréation □ 0 □ 10 □ 0 □ 0 □ 0 □ □ Chutes de litière (1)						
Prélèvement par les arbres	36	19	25	0	0	0
Prélèvement par la végétation spontanée (2)	6	4	2	62	36	22
Drainage à -60 cm	6,5	5,6	6	13,7	8,8	6,8
Altération	-	7,5	0,9	-	7,5	0,9
Biodégradation des litières au sol (3)	nm	nm	nm	162	24	72
Production d'azote minéral en A1	225			167		

nm : non mesuré

(1) chute de litière de la végétation spontanée se développant après la coupe, estimée à 50 % du prélèvement compte tenu du caractère biennal de la majorité des plantes.

(2) prélèvement avant la coupe estimé à 10 % de la mesure 2001

(3) Déplétion de l'horizon holorganique moyenne sur 2 années où la biodégradation a été constatée (en fait somme de minéralisation et de transfert particulaire).

Tableau 21 : Synthèse des flux entrant et sortant du sol avant et après la coupe à blanc en zone A (données en kg.ha-1.an-1).

Le cycle biogéochimique se trouve fortement modifié par la coupe :

- apports atmosphériques réduits aux seuls dépôts humides
- prélèvement par les arbres éliminé, mais prélèvement à peu près équivalent par la végétation spontanée
- restitutions par les litières annulée pour les arbres, mais remplacée par celles de la végétation spontanée
- récréation éliminée

- altération des minéraux sans doute un peu accentuée
- minéralisation des litières au sol très fortement accentuée
- pertes par drainage modérément augmentées

Le fonctionnement du sol est bien identifié par les mesures de minéralisation in situ de N d'une part, et, par les observations faites sur les solutions d'autre part. Le cycle de l'azote se traduit comme pendant la présence des peuplements par une nitrification résiduelle forte alimentant le drainage et probablement l'immobilisation microbienne.

Les solutions liées montrent que la minéralisation est augmentée en surface en relation avec la 'fonte' observée de la litière mais que le transfert n'a pas lieu vers la base du sol, accréditant l'hypothèse de l'importance de l'immobilisation microbienne, en plus de l'observation du prélèvement par la végétation spontanée.

Le bilan établi au niveau du sol montre que les apports ont été fortement réduits sans que les pertes ne le soient. Le prélèvement par la végétation spontanée de biomasse limitée est très élevé par rapport à celui du peuplement en place et les restitutions sont encore limitées (elles n'apparaissent que marginalement au niveau du carbone). Les pertes par drainage sont élevées et non issues majoritairement des apports atmosphériques. C'est donc la forte baisse des apports au sol qui crée un déficit important d'alcalins et d'alcalino-terreux dans le sol, déficit compensé seulement en surface par les transferts de matière issus de la biodégradation des litières. La faible compétitivité des cations alcalins et alcalino-terreux par rapport à Al fait que ce non renouvellement se traduit par une désaturation rapide du sol qui s'enrichit significativement en Al. Il faudra tester cette hypothèse par modélisation (travail en cours F. Gérard, BEF).

La désaturation du sol est effective mais très difficile à quantifier avec précision :  $-115 \pm 26$  kg.ha<sup>-1</sup> de K,  $-11 \pm 32$  kg.ha<sup>-1</sup> de Ca,  $-15 \pm 4$  kg.ha<sup>-1</sup> de Mg,  $-176 \pm 375$  kg.ha<sup>-1</sup> de N,  $+5558 \pm 504$  kg.ha<sup>-1</sup> de C,  $+148 \pm 40$  kg.ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>. Les variations relatives, exprimées par rapport à la réserve sur le profil en 1998, assorties de leur intervalle de confiance sont de :  $-15 \pm 4$  % pour K,  $-3 \pm 8$  % pour Ca,  $-18 \pm 5$  % pour Mg,  $-1 \pm 3$  % pour N, et  $+4 \pm 4$  % pour C et  $+22 \pm 5$  % pour P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>.

## **B- Impact de la coupe à blanc dans la zone perturbée (zone B)**

Le suivi réalisé pendant plus de deux cycles saisonniers sur le devenir des principaux compartiments de la matière organique des fractions solides et hydrosolubles des sols, a permis de montrer qu'une nouvelle dynamique s'était mise en place rapidement après la coupe à blanc. Il a notamment été possible de préciser en quoi cette dynamique était nouvelle, la période de rupture des équilibres existant auparavant et de mise en place de nouveaux équilibres étant apparue relativement courte.

- *En ce qui concerne les litières*, la cinétique de leur dégradation est relativement rapide durant la première année suivant la coupe à blanc, comparée avec les données que fournit la littérature. Alors que se décomposaient rapidement les aiguilles et que se fragmentaient les rémanents ligneux, une végétation pionnière de lumière et acidocline a colonisé le site. Cette nouvelle végétation fournit sans doute des sources énergétiques aux micro-organismes de surface, mais ne représente un apport massique mesurable de carbone et d'azote qu'à partir de la fin de la seconde année. Les premiers stades de décomposition des aiguilles traduisent la conservation de l'azote organique, contrairement à celle du carbone. Le suivi des signatures isotopiques  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$ , limité aux aiguilles de Douglas, n'a pas permis d'observer de profondes variations en fonction du temps. L'homogénéité des signatures isotopiques  $^{13}\text{C}$  des aiguilles et des racines s'oppose à des valeurs moins négatives rencontrées dans le bois et l'écorce. Dans les premiers stades de la minéralisation des aiguilles, les constituants les plus riches en carbone lourd sont les plus affectés.

- *En ce qui concerne la matière organique*, les sols de la parcelle coupée à blanc enregistrent, en zone B, des modifications que l'on a pu préciser, par comparaison avec les données concernant les sols sous les peuplements. Leur compacité, accrue d'environ 20-30%, s'est

maintenue sur 15 cm pendant toute la durée des mesures. Les teneurs en carbone varient significativement, uniquement dans la couche 0-5 cm, où elles augmentent, probablement par suite de la fragmentation des litières (aiguilles et branches), puis diminuent par minéralisation. Même si les quantités initiales ne varient pas significativement pour les couches 5-10 et 10-15 cm, on a pu y observer une tendance à l'augmentation des teneurs en carbone et des stocks correspondants. Les produits de dégradation des litières de Douglas contribuent à alimenter les réserves organiques du sol, relayées à partir de la deuxième année par la végétation herbacée secondaire.

Les teneurs et les stocks d'azote total des sols n'augmentent qu'en surface, parallèlement au carbone, et temporairement. Après deux ans (octobre 2000), l'inflexion qui se fait sentir dans les trois couches superficielles est sensiblement plus forte pour l'azote que pour le carbone, comme tend à l'indiquer la hausse du rapport C/N.

En ce qui concerne la matière organique des horizons profonds, la coupe à blanc n'a pas entraîné de modification sensible de leur distribution, peut-être grâce au maintien de la compacité en surface. Les profils d'isotopes  $^{13}\text{C}$  et  $^{15}\text{N}$  ont permis de pointer, au-dessous de 45 cm, des variations inhabituelles mais antérieures à la coupe à blanc, pouvant être attribuées au passé cultural. La matière organique y présente des qualités différentes, notamment un C/N plus bas et un caractère plus labile des horizons intermédiaires. Ce compartiment profond a pu influencer la nutrition du peuplement de Douglas, mais aucune interaction avec le fonctionnement superficiel du sol après la coupe n'a été notée.

• *Le carbone de la biomasse microbienne* fournit les résultats les plus inattendus. Sous les peuplements de référence, la comparaison avec les données de la littérature indique que les résultats sont typiques de sols forestiers. Certains auteurs signalent des valeurs un peu plus faibles, autour de  $200 \text{ mg kg}^{-1}$  (Carter et al., 1998 ; Taylor et al., 1999) mais beaucoup obtiennent des valeurs similaires, sous feuillus ou sous résineux (Joergensen et al., 1996 ; Barg et Edmonds, 1999 ; Nishiyama et al., 2001). Il s'agit d'un indicateur sensible qui permet de bien discriminer les couches successives issues des horizons humifères forestiers et de suivre leurs variations dans le temps. Sans doute aurait-il été nécessaire d'effectuer un suivi sur un plus faible pas de temps, mais on a préféré ici éviter le plus possible les interprétations ponctuelles, en privilégiant les répétitions spatialisées. Ainsi, en surface, la biomasse microbienne a augmenté dans les premiers mois de prélèvements (jusqu'en octobre 2000), mais elle a diminué lors de la dernière campagne. L'augmentation de la biomasse microbienne entre avril 1999 et octobre 2000 suggère que la microflore se serait adaptée aux nouvelles conditions pédoclimatiques provoquées par la coupe à blanc, favorisée en cela par la végétation secondaire. La répartition avec la profondeur observée en avril 1999 n'est pas habituelle, et témoigne d'une réelle perturbation due à la coupe à blanc qui semble limitée dans le temps : l'enlèvement du couvert forestier, associé à une perturbation mécanique du sol par les engins, aurait provoqué un déplacement temporaire des activités biologiques de la surface (0-5 cm) vers les couches sous-jacentes dans les couches 5-10 et 10-15 cm, rarement relaté dans la littérature. Après ce très fort maximum, la diminution brutale des valeurs de biomasse microbienne dans ces deux couches, associée à de faibles valeurs en surface, ne peut qu'être due aux changements physiques induits par la coupe à blanc. On a pu mettre en évidence que les principaux paramètres influant sur les variations de la biomasse microbienne étaient avant tout l'humidité des horizons considérés et leurs teneurs en carbone organique du sol.

Au total, il n'est possible de comparer les résultats obtenus sur les deux zones, que pour la matière organique. La même dynamique de biodégradation des humus s'est mise en place après la coupe, mais la zone B plus perturbée a réagi plus rapidement (biodégradation maximale dès la première année) car les modifications pédoclimatiques ont été plus drastiques sur ce sol qui est resté sans végétation spontanée pendant une année. La variabilité spatiale augmente après la coupe, en liaison avec la perturbation des horizons superficiels et l'incorporation de rémanents d'exploitation, comme l'ont observé Arrouays *et al.*, (2002) dans les Landes de Gascogne. La biomasse microbienne semble par contre ne pas avoir diminué après la coupe à blanc, avec un flush d'augmentation deux années après la coupe. Cette observation est opposée avec celle d'Arrouays *et al.*, (2002) dans les Landes de Gascogne.

Il est probable que les pertes par drainage aient été supérieures dans la zone B, au moins pendant l'année où la végétation spontanée ne s'est pas développée.

Les données de la littérature sont divergentes quant à l'effet de la coupe à blanc sur les sols et les eaux de surface puisque les situations étudiées diffèrent par les climats, les sols, les essences, les méthodes de récolte, de traitement des rémanents, de régénération, de contrôle de la végétation spontanée voire d'échelle d'approche, peuplement forestier ou bassin versant.

Cette étude confirme que l'importance de la perturbation des sols forestiers dont la stabilité dépend de la couverture forestière et/ou de celle assurée temporairement par la végétation spontanée. Cette dernière constitue un réel système tampon actif d'éléments nutritifs, évitant la lixiviation dans les eaux de drainage.

Les sols forestiers sont caractérisés par une richesse organique importante, qui représente en sol acide un support actif de la fertilité du sol. La gestion durable visera à conserver ce statut organique du sol, et ceci d'autant plus que les facteurs physiques et/ou biologiques d'un site, risquent de conduire à une minéralisation rapide des MOS.



## Références citées dans le texte

Aribi, Z., 1995. Stockages de carbone et production de gaz carbonique dans les sols, Diplôme d'Agronomie Approfondie, ENESA Dijon.

Arrouays, D., Jolivet, C., Richer de Forges, A., Andreux, F., Lévêque, J., Chaussod, R., Trichet, P., Bert, D., Bourhis, F. (2002) : Impact des pratiques agricoles et sylvicoles sur les variabilités spatiales et temporelles des constituants organiques du sol et de la biomasse microbienne. Aspects méthodologiques de la surveillance, identification de compartiments fonctionnels, modélisation et généralisation spatiale. Rapport final programme GESSOL du MATE, INRA Orléans et Géosol Dijon, 56p.

Aubertin, G.M., Patric, H. (1972) : Quality water from clearcut forest land ? The Northern Logger and Timber Processer, March, 1972 : 14-23.

Augusto L., Ranger J., Turpault M.-P. & Bonnaud P. 2001 – Experimental in situ transformation of vermiculites to the weathering impact of tree species on soil. Eur.J. Soil Sci., 52, 81-92.

Bally, G., 2000. Impact d'une coupe à blanc sur la variabilité spatiale et temporelle des nutriments d'un sol forestier sous Douglas (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco), Université de Bourgogne.

Barg A. K., Edmonds R. L., 1999. Influence of partial cutting on site microclimate, soil nitrogen dynamics, and microbial biomass in Douglas-fir stands in western Washington. Canadian Journal of Forest Research 29, 705-703.

Bauhus, J. (1994) Stoffumsätze in Lochhieben. Berichte des Forschungszentrums für Waldökosysteme, Reihe A, Bd 133

Berg, B. (1986) Nutrient release from litter and humus in coniferous forest soils - a Mini Review. Scand. J. For. Res. 1: 359-369.

Berg, B., 2000. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. Forest Ecology and Management 133, 13-22.

Berg, B., McLaugherty C.A. (1989) Nitrogen and phosphorus release from decomposing forest litter in relation to the disappearance of lignin. Can. J. Bot. 67: 1148-1156

Blair, J.M. (1988) Nitrogen, Sulphur and Phosphorus dynamics in decomposing deciduous leaf litter in the southern Appalachians. Soil. Biol. Biochem. 20: 693-701

Blake, L., Goulding, K.W.T., Mott, C.J.B., Poulton, P.R. (2000): Temporal changes in chemical properties of air-dried stored soils and their interpretation for long-term experiments. Eur. J. of Soil Science, 51:345-353.

Bonne M., Andreux F., Védy J.-C., Souchier B., 1982. Étude hydrochimique saisonnière dans trois sols acides : composition des eaux gravitaires et des solutions extraites à pH 4,4. Science du Sol, 4, 275-292.

Boudot J.-P., Maitat O., Merlet D. And Rouiller J. 2000 - Soil solutions and surface water analysis in two contrasted watersheds impacted by acid deposition, Vosges mountains, N.E. France: interpretation in term of Al impact and nutrient imbalance. *Chemosphere*, 41 (9): 1419-1429.

Brown, G.W., Galher, A.R., Marston, R.B. (1973) : Nutrient losses after clear-cut logging and slash burning in the Oregon coast range. Water Resources Research, Vol9, n°5 : 1450-1453.

Calle-Vian C., 1977- Structure des vermiculites: facteurs conditionnant les mouvements des feuillets. Thèse de Doctorat, Univ. de Paris VI.

Carter M. R., Gregorich E. G., Angers D. A., Donald R. G., Bolinder M. A., 1998. Organic C and N storage, and organic C fractions, in adjacent cultivated and forested soils of eastern Canada. Soil & Tillage Research 47, 253-261.

Chaussod R., Nicolardot B., Catroux G. et Chrétien J. 1986. Relations entre les caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques de quelques sols cultivés. *Science du Sol*, 24, pp. 213 - 226.

Didon-Lescot, J.F. (1996) : Forêt et développement durable au Mont-Lozère. Impact d'une plantation de résineux, de sa coupe et de son remplacement, sur l'eau et sur les réserves minérales du sol. Thèse de doctorat de l'Université d'Orléans : 161 p. + annexes.

Duval, J. (2001) : Effets de la tempête sur la qualité des eaux de surface en Lorraine. Université de Metz

Dyck, W.J., Cole, D.W., Cromerford, N.B. (eds) (1994) Impacts of forest harvesting on long-term site productivity. London. Chapman & Hall.

Espiau P. & Peyronel A., 1976 – L'acidité d'échange dans les sols. Méthode de détermination de l'aluminium échangeable et des protons échangeables. *Bull. AFES- Science du sol*, 3, 161-175.

Ezzaïm A., Turpault M.-P. & Ranger J., 1999 - Quantification of weathering processes in an acid brown soil developed from tuff (Beaujolais, France). Part I: Formation of weathered rind. *Geoderma*, 87, 137-154.

Ezzaïm A., Turpault M.-P. & Ranger J., 1999 - Quantification of weathering processes in an acid brown soil developed from tuff (Beaujolais, France). Part II: Soil formation. *Geoderma*, 87, 155-177.

F. Gérard, J.-P. Boudot et J. Ranger, 2001. Consideration on the occurrence of the  $Al_{13}$  polycation in natural soil solutions and surface waters. *Applied Geochemistry*, 16, 513-529.

F. Gérard, M. François et J. Ranger, 2002a. Processes controlling silica concentration in leaching and capillary soil solutions of an acidic brown forest soil (Rhône, France). *Geoderma*, 107, 197-226.

F. Gérard, J. Ranger, C. Ménétrier et P. Bonnaud, 2002b. Silicate weathering mechanisms determined using soil solutions held at high matric potential. *Chemical Geology*, accepté.

Farquhar G.D., Ehleringer J.R., Hubick K.T., 1989. Carbon isotope discrimination and photosynthesis. *Ann. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.*, 40, 503-537.

Follett, R. F., 1997. CRP and Microbial Biomass Dynamics in temperate climates. In: Management of carbon sequestration in soil. R. Lal, J. M. Kimble, R. F. Follett, B. A. Stewart, CRC Press LLC, 305-322.

Frangi, J.L., Richter L.L., Barrera M.D., Aloggia M. (1997) Decomposition of *Nothofagus* fallen woody debris in forests of Tierra del Fuego, Argentina. *Can. J. For. Res.* 27: 1095-1102

Genay, G. (2002) : Conséquences de la tempête du 26 Décembre 1999 sur la chimie des ruisseaux forestiers d'un secteur des basses Vosges gréseuses. Rapport de stage CNRS Limos Nancy ; MST Sciences de l'environnement, Fac des Sciences et Techniques ; Mont-Saint-Aignan : 24 p.

Huang Y., Bol R., Harkness D.D., Ineson P., Eglinton G., 1996. Post-glacial variations in distributions,  $^{13}C$  and  $^{14}C$  contents of aliphatic hydrocarbons and bulk organic matter in three types of British acid upland soils. *Org. Geoch.*, 24(3), 273-287.

Jenkinson D. S., Powlson D. S., 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil-V. *Soil Biology and Biochemistry* 8, 209-213.

Joergensen R. G., Mueller T., Wolters V., 1996. Total carbohydrates of the soil microbial biomass in 0.5 M  $K_2SO_4$  soil extracts. *Soil Biology and Biochemistry* 28(9), 1147-1153.

Jussy, J.-H., 1998. Minéralisation de l'azote, nitrification et prélèvement racinaire dans différents écosystèmes forestiers sur sol acide. Effets de l'essence, du stade de développement du peuplement et de l'usage ancien des sols, Henri Poincaré, Nancy I.

K. U. Mayer, E. O. Frind et D. W. Blowes, 2002. A numerical model for the investigation of reactive transport in variably saturated media using a generalized formulation for kinetically controlled reactions, *Water Resour. Res.*, 38:1174-1194.

Kaiser K., Guggenberger G., Zech W., 2001. Organically bound nutrients in dissolved organic matter fractions in seepage and pore water of weakly developed forest soils. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 28(7), 411-419.

King, J.S., Allen, H.L., Dougherty P., Strain B.R. (1997) Decomposition of roots in loblolly pine: Effects of nutrient and water availability and root size class on mass loss and nutrient status. *Plant and Soil* 195: 171-184

Koerner W., 1999. Impacts des anciennes utilisations agricoles sur la fertilité du milieu forestier actuel, Thèse de géographie ENS.

Koerner W., Benoit M., Dambrine E., Dupouey J.-L., 1999. Influence des anciennes pratiques agricoles sur la végétation et les sols des forêts reboisées dans le massif vosgien. *Revue Forestière Française* LI(2), 231-238.

Laiho, R., Prescott C.E. (1999) The contribution of coarse woody debris to carbon, nitrogen and phosphorus cycles in three Rocky Mountain coniferous forests. *Can. J. For. Res.* 29: 1592-1603

Le Tacon, F., Zeller, B., Bréchet, C., Maurice, JP., (2002) : Biodiversité fonctionnelle des champignons mycorhiziens et saprophytes. In : Rapport du projet "Biodiversité", Novembre 2002, convention INRA-GIP-Rcofor, J Ranger et F Andreux, coordonnateurs scientifique.

Likens, G.E., Bormann, F.H., Pierce, R.S., Eaton, J.S. & Johnson, N.M. (1977) : *Biogeochemistry of a forested ecosystem*. New York : Springer : 146 p.

Man, L.K, Johnson, D.W., West, D.C., Cole, D.W., Horbeck, L.W., Martin, C.W., Riekerk, H., Smith, C.T., Swank, W.T., Tritton, L.M., Van Lear, D.H. (1988) : Effects of whole-tree and stem only clearcutting on postharvest hydrologic losses, nutrient capital, and regrowth. *Forest Science*, Vol 34, N°2 : 412-428.

Maquère, V. (2002) : : Origine des matières organiques dissoutes dans les eaux de drainage, sous plantation d'eucalyptus et sous l'écosystème originel de savane au Congo. Rapport Ecole Polytechnique de stage au Laboratoire Géochimie isotopique Paris VI.

Mariotti, A., Pierre, D., Védy, J. C., Bruckert, S., 1980. The abundance of natural nitrogen 15 in the organic matter of soils along an altitudinal gradient. *Catena* 7(4), 293-300.

Marques R. & Ranger J., 1997 - Nutrient dynamics in a chronosequence of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) stands on the Beaujolais Mounts (France). 1 : Qualitative approach. *For. Ecol. Manage.*, 91 : 255-277.

Marques R., 1996. Dynamique du fonctionnement minéral d'une plantation de Douglas (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) dans les Monts du Beaujolais (France), Thèse de doctorat, Nancy I.

Matheron, G. (1965) : Les variables régionalisées et leur estimation : une application de la théorie des fonctions aléatoires aux sciences de la nature. Masson Paris 305p.

McClaugherty, C.A., J. Aber, J.M. Melillo (1982) The role of fine roots in the organic matter and nitrogen budgets of two forested ecosystems. *Ecology* 63: 1481 - 1490

Melillo, J. M., Aber, J. D., Linkins, A. E., Ricca, A., Fry, B., Nadelhoffer, K. J., 1989. Carbon and nitrogen dynamics along the decay continuum: plant litter to soil organic matter. *Plant and Soil* 115, 189-198.

Möller, A., Dietzel, M., Gérard, F., Weber, H., Bäumler, H.P., Heinrichs H. et Hillebrecht J., 2003. Interaction of dissolved aluminium with polysilicic acid and the formation of hydroxyaluminosilicate complexes and colloids in acidic solutions. Fifth Keele Meeting on Aluminium: "Aluminium in life: from acid rain to Alzheimer's disease". 22-25 Février 2003. Keele (Angleterre).

Nishiyama M., Sumikawa Y., Guan G., Marumoto T., 2001. Relationship between microbial biomass and extractable organic carbon content in volcanic and non-volcanic ash soil. *Applied Soil Ecology* 17, 183-187.

O'Brien B.J., Stout J. D., 1978. Movement and turnover of soil organic matter as indicated by carbon isotopes measurements. *Soil Biol. Biochem.*, 10, 307-317.

Olson, J.R. (1963) Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44: 322-331

Parfitt, R.L., Salt, G.J. & Hill, L.F. (2002) : Clear-cutting reduces nitrate leaching in a pine plantation of high natural N status. *For. Ecol. Manage.*, 170 : 43-53.

Ranger, J. & Nys, C. (1996) : Biomass and nutrient content of extensively and intensively managed coppice stands. *Forestry*, 69, 2 : 91-110.

Ranger, J., Marques, R., Jussy, J.-H., 2001. Forest soil dynamics during stand development assessed by lysimeter and centrifuge solutions. *Forest Ecology and Management* 144, 129-145.

Ranger, J., Dambrine, E., Robert, M., Righi, D. & Felix, C. (1991) : Study of current soil-forming processes using bags of vermiculite and resins placed within soil horizons. *Geoderma*, 48, 3-4 : 335-350.

Ranger, J., Discours, D., Mohamed Ahamed, D., Moares, C., Dambrine, E., Merlet, D. & Rouiller, J. (1993) : Comparaison des eaux liées et des eaux libres des sols de trois peuplements d'épicéa (*Picea Abies* Karst) des Vosges. Application à l'étude du fonctionnement actuel des sols et conséquences pour l'état sanitaire des peuplements. *Ann. Sci. for.*, 50, 5 : 425-444.

Robert M., Razzaghe M.K., Vicente M.A. & Veneau G., 1979 - Rôle du facteur biogéochimique dans l'altération des minéraux silicatés. *Science du Sol*, 2, 153-174.

Ross, D. J., Tate, K. R., Feltham, C. W., 1996. Microbial biomass, and C and N mineralization, in litter and mineral soil of adjacent montane ecosystems in a southern beech (*Nothofagus*) forest and a tussock grassland. *Soil Biology and Biochemistry* 28(12), 1613-1620.

Rouiller, J., Guillet, B. & Bruckert, S. 1980 - Cations acides échangeables et acidités de surface. Approche analytique et incidence pédogénétique. *Bulletin de l'Association Française pour l'Etude du Sol*, 2, 161-175.

Roux, F., 1998. Étude de la matière organique hydrosoluble du sol et de son rôle dans les cycles biogéochimiques sous peuplements de résineux. Mémoire de DEA de Science du Sol, Université H. Poincaré, Nancy I.

Rutigliano, F. A., Virzo de Santo, V., Berg, B., Alfani, A., Fioretto, A., 1996. Lignin decomposition in decaying leaves of *Fagus sylvatica* L. and needles of *Abies alba* Mill. *Soil Biology and Biochemistry* 28(1), 101-106.

Ryder, M., Gérard, F., Evans, D.E. et Hodson, M.J., 2003. The use of root growth and modelling data to investigate amelioration of aluminium toxicity by silicon in *picea abies* seedlings. Fifth Keele Meeting on Aluminium: "Aluminium in life: from acid rain to Alzheimer's disease". 22-25 Février 2003. Keele (Angleterre).

Scheu, S., Schauer mann, J. (1994) Decomposition of roots and twigs: Effects of wood type (beech and ash), diameter, site of exposure and macrofauna exclusion. *Plant and Soil* 163: 13-24

Smith, B. N., Epstein, S., 1971. Two categories of  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  ratios for higher plants. *Plant Physiology* 47, 380-384.

Tamm O., 1922. Um best ämning ow de oorganiska komponenterna i markens gelcomplex. *Medd.Statens Skogsförsökanst.*, 19: 385-404.

Tamura T. 1957- Identification of the 14 A clay mineral component. *American Mineralogist*, 42, 107-110.

Taylor L. A., Arthur M. A., Yanai R. D., 1999. Forest floor microbial biomass across a northern hardwood successional sequence. *Soil Biology and Biochemistry* 31, 431-439.

Tian, X., Takeda, H., Azuma, J.-I., 2000. Dynamics of organic-chemical components in leaf litters during a 3.5-year decomposition. *European Journal of Soil Biology* 36, 81-89.

Turpault, M.P., Colin-Belgrand, M., Uterano, C., Ndira, V., Nourrisson, G. & Bakker, M., 2001 - La rhizosphère dans les écosystèmes forestiers acides : principaux facteurs influençant les propriétés physico-chimiques et minéralogiques du sol et la chimie de la solution. 3<sup>ème</sup> Colloque Rhizosphère, Dijon 26-28 novembre 2001

Ulrich B., Meiwees K.J., König N and Khanna P.K., 1984 - Criteria proposed for the evaluation of risks caused by soil acidity. In : F. Anderson & J.M. Kelly (eds.), *Aluminium toxicity in trees*, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden, pp. 69-70.

Uterano C., Turpault M.-P. & Bonnaud P., 2000 – Soil minerals : fine markers of the spatial and temporal variations. British Society of Soil Science, EUROSOIL 2000, 4-6 September, Reading, U.K. [poster et résumé].

Villette, S. (1994) :

Vitousek, P.M. & Matson, P. (1985) : Disturbance, nitrogen availability, and nitrogen losses in an intensively managed Loblolly pine plantation. *Ecology*, 66, 4 : 1360-1376.

Warckernagel, H. (1995) : *Multivariate geostatistics*. Springer Verlag. Berlin

Wardle, D. A., 1998. Controls of temporal variability of the soil microbial biomass: a global-scale synthesis. *Soil Biology and Biochemistry* 30(13), 1627-1637.

Wu J., Joergensen R. G., Pommerening B., Chaussod R., Brookes P. C., 1990. Measurement of soil microbial biomass C by fumigation-extraction-an automated procedure. *Soil Biology and Biochemistry* 22(8), 1167-1169.

Zeller B., Colin Belgrand M., Dambrine E., Martin F. (2001): Fate of nitrogen released from <sup>15</sup>N-labelled litter in European beech forests. *Tree Physiol.* 21: 153-162

## Travaux de valorisation dans le cadre du projet

### Articles

**Andreux F., Roux F., Linglois N., Nguyen, T.K.N., Amiotte Suchet P. & Lévêque J.,** 2002. - Impact of changing forest management on soil organic matter in low mountain acid media. In : "Soil Mineral-Organic Matter-Microorganism Interactions and Ecosystem Health" A. Violante, P.M. Huang, J.-M. Bollag, and L. Gianfreda, Eds. Developments in Soil Science, Elsevier, Amsterdam, Vol. 28 A, 383-407.

**Ranger, J., Turpault, M.P. & Gelhaye, D.** (2002) : Impact des plantations forestières traitées semi-intensivement sur la fertilité des sols et la qualité de l'environnement. *Etud. Gest. Sols*, 9, 3 : 159-176.

**Ranger, J., Allie, S., Gelhaye, D., Pollier, B., Turpault, M.P. & Granier, A.** (2002) : Nutrient budgets for a rotation of a Douglas-fir plantation in the Beaujolais (France) based on a chronosequence study. *For. Ecol. Manage.*, 171, 1-2 : 3-16. *For. Ecol. Manage.*, 171, 1-2 : 3-16.

**Jussy, J. H., Dambrine, E., François, M., Bienaime, S. & Ranger, J.** (2003) : Effects of a clear-cut on the nitrogen cycle in a 67-year-old Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) plantation. *Ann. for. Sci.* (soumis)

**Jussy, J.H., Colin-Belgrand, M., Dambrine, E., Ranger, J., Zeller, B. & Bienaime, S.** (2003) : N deposition, N transformation, and N leaching in acid forest soils in mountainous climates. *Biogeochem.*, (sous presse).

**Ranger, J. et al.** (2003) : Evolution des sols après coupe à blanc d'une plantation de Douglas (*Pseudotsuga menziesii*) dans les Monts du Beaujolais (France). En préparation

**Ranger, J. et al.** (2003) : Evolution des solutions du sols après coupe à blanc d'une plantation de Douglas (*Pseudotsuga menziesii*) dans les Monts du Beaujolais (France). En préparation

**Ranger, J. et al.** (2003) : Bilan de fertilité d'une plantation de Douglas (*Pseudotsuga menziesii*) dans les Monts du Beaujolais (France) incluant la phase de récolte et de régénération. En préparation

**Roux F., Bally G., Lévêque L., Andreux F., Chaussod R., Ranger J.,** Early changes in litter and soil organic matter contents following clear-cutting in a Douglas fir plantation (Beaujolais, France). En préparation pour "Forest Ecology & Management"

### Mémoires de fin d'études :

**Bally G.,** 2000 - impact d'une coupe à blanc sur la variabilité spatiale et temporelle des nutriments d'un sol forestier sous douglas (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco). Dea "Géosystèmes, évolution, environnement", Univ. de Bourgogne, Dijon.

**Blaise, S.** (2002) : Effets sur le sol de la coupe rase d'un peuplement de Douglas. Rapport de maîtrise de Biologie des populations et des Écosystèmes [de l'Université Henri Poincaré, Nancy I]. Champenoux : Institut de la Recherche Agronomique de Nancy : 23 p. + Annexes

**François, M.** (2000) : Étude de l'impact de la coupe rase d'une plantation de Douglas sur la fertilité chimique du sol. Mémoire de D.E.A. National de Science du Sol de l'Université Henri Poincaré-Nancy I. Champenoux : Institut de la Recherche Agronomique de Nancy : 19 p

**Huybrechts, F.** (2002) : Évaluation et calibrage d'un modèle mécaniste de spéciation organo-métallique : application à l'aluminium dans un sol brun acide. Rapport de maîtrise des Sciences de la terre et de l'Univers de l'Université Henri Poincaré, Nancy I, U.F.R. Sciences et Techniques de la Matière et des Procédés. Champenoux : Institut de la Recherche Agronomique de Nancy : 26 p. + Annexes

**Ménétrier, C.** (2000) : Etude et modélisation des mécanismes de dissolution des minéraux primaires du sol. Mémoire de D.E.A. physique et chimie de la terre. Champenoux : Institut de la Recherche Agronomique de Nancy : 26 p.

**Roux, F.** (2003) : Effet de la coupe à blanc d'un peuplement de Douglas sur la matière organique du sol. Thèse Université de Dijon (soutenance prévue en Juin 2003).

**Vallet, R** (1999) : Evolution des sols après la coupe à blanc d'une plantation de Douglas : étude de la variabilité spatiale. Mémoire BTS Forêt. Domaine des Barres, Nogent Sur Vermisson.

#### Congrès :

**Marques, R., Ranger, J., Bienaime, S., Gelhaye, D., Gelhaye, L. & Pollier, B.** (1998) : Current forest soil dynamics assessed by soil solution chemistry. 16<sup>ème</sup> Congrès mondial de Science du sol à Montpellier du 20 au 26 août 1998. (16 ; 20- 26 août 1998 ; Montpellier, France) : 7 p

**Nguyen, T.K.N., Levêque, J., Andreux, F., Ranger, J. & Milloux, M.J.** (1998) : Study of organic matter in soils planted with Douglas tree as influenced by parent rock and forestry practices in Morvan and Beaujolais (France). 16<sup>ème</sup> Congrès mondial de Science du sol à Montpellier du 20 au 26 août 1998. (16 ; 20- 26 août 1998 ; Montpellier, France) : 6 p.

**Gérard, F., Génon, J.G. & Ranger, J.** (1999) : Long-term thermodynamic and kinetic study of mineral-soil solutions interactions in an acid brown soil. 2<sup>nd</sup> karlsruher Geochemical workshop, "Mineral/water interactions close to equilibrium" (2 ; 25-26 mars 1999 ; Karlsruhe, Allemagne) : 4 p.

**Gérard, F., Génon, J.G. & Ranger, J.** (1999) : Thermodynamic geochemical modeling of gravitational and capillary solutions in a forest soil. EUG 10<sup>th</sup> [European Union of Geosciences], "Mineral surface reactivities, their energies and impact on geochemical cycles" (10 ; 28 mars-1<sup>er</sup> avril 1999 ; Strasbourg, France) : 3 p.

**Lévêque J., Andreux F., Nguyen T.K.N. & Milloux M.-J.,** (1999) - utilité du fractionnement physique et/ou chimique des matières organiques des sols dans l'étude de l'impact des successions végétales. quelques données préliminaires à propos de deux sites sous peuplements de douglas. colloque ihss "nature et fonctions des matières organiques dans l'environnement", inra Versailles, 2-3 juin 1999.

**Gérard, F. & Ranger, J.** (2000) : Asserting the toxicity risk caused by the Al<sup>13</sup> polycation under mildly acidic to near-neutral pH in soil solutions and surface waters. : 65-66. In : [abstract of] International Symposium "Managing forest soils for sustainable productivity" Vila Real 18-22 September 2000, Portugal. (18 au 22 Septembre 2000 ; Vila Real, Portugal) : 2 p

**Turpault, M.P., Nys, C., Bonnaud, P. & Uterano, C. (2000)** : Conséquence du chaulage en forêt sur l'altération des minéraux du sol. Approche expérimentale par des minéraux-tests. "Les enjeux actuels de l'anthropisation des sols", 6<sup>èmes</sup> Journées Nationales de l'Etude des Sols, 25-28 avril 2000, Nancy. (6 ; 25-28 avril 2000 ; Nancy, France).]

**Uterano, C., Turpault, M.P. & Bonnaud, P. (2000)** : Altération des minéraux dans le sol rhizosphérique sous une plantation de Douglas. "Les enjeux actuels de l'anthropisation des sols", 6<sup>èmes</sup> Journées Nationales de l'Etude des Sols, 25-28 avril 2000, Nancy. (6 ; 25-28 avril 2000 ; Nancy, France).

**Ranger, J., Allié, S., Bienaimé, S., Ezzaïm, A., Gelhaye, D., Marques, R., Pollier, B., Turpault, M.P. & Villette, S. (2000)** : Impact of douglas-fir plantations on soil fertility assessed by nutrient budgets calculated for the whole rotation. : 31-32. In : [Abstract of] International Symposium "Managing forest soils for sustainable productivity" Vila Real 18-22 September 2000, Portugal. (18 au 22 Septembre 2000 ; Vila Real, Portugal) : 2 p

**Roux F., Lévêque J., Andreux F. & Chaussod R., 2000** - Spatial and temporal variations of organic carbon storage and microbial biomass in the soil of a Douglas fir plantation, after clear-cutting (Beaujolais, France). International Symposium "Managing Forest Soils for Sustainable Productivity", 18-22 September 2000, Vila Real, Portugal (Affiche).

**Ranger, J., Allié, S., Bienaimé, S., Bonnaud, P., Ezzaïm, A., François, M., Gelhaye, D., Marques, R., Pollier, B., Turpault, M.P. & Villette, S., (2001)** : Impact des plantations de Douglas sur la fertilité des sols, estimé par les bilans de fertilité calculés pour la révolution forestière complète. Colloque AFES "Acidification des sols : origine, approche, enjeux et maîtrise" des 04 & 05/04/2001. (04 & 05/04/2001 ; Versailles, France).

**Ranger, J. (Coord.) ; Andreux, F., Bienaimé, S., Bonnaud, P., Boudot, J.P., Chaussod, R., Colin-Belgrand, M., Ezzaïm, A., François, M., Gelhaye, D., Gelhaye, L., Gérard, F., Gœdert, O., Jussy, J.H., Lévêque, J., Marques, R., Picard, J.F., Pollier, B., Roux, F., Turpault, M.P., Villette, S., Zeller, B. (2001)** : Impact de la récolte et de la régénération des peuplements sur la fertilité des sols forestiers. Programme GESSOL, MATE, Colloque des 15 et 16 Mars 2001 Ministère de l'Environnement. (15 & 16 Mars 2001 ; Paris, France) : 1 p

**Gérard, F. & Ranger, J. (2001)** : Use of extracted soil solutions to study the reaction mechanism controlling in-situ and present-day silicate weathering rate. Eleventh Annual V. M. Goldschmidt Conference from 20<sup>st</sup> to 24<sup>st</sup> may 2001 held on Hot Springs, Virginia. (11 ; 20-24 mai 2001 ; Hot Springs (Virginie), USA.). [Communication orale].

**Gérard, F. (2002)** : Solutions capillaires et étude des mécanismes actuels et *in situ* contrôlant la dissolution des silicates dans un sol brun acide. Journées Nationales d'Etude du Sol du 22 au 24 octobre 2002 à Orléans. (17-22-24 octobre 2002 ; Orléans, France).

**Roux F., Bally G., Lévêque J., Andreux F., Chaussod R., Ranger F., 2002** - Réponse du compartiment "matières organiques des sols" à la coupe à blanc d'un peuplement de Douglas dans les Monts du Beaujolais. Forum "Qualité des Sols", 15-16 Mai 2002, Paris, Ministère de l'Environnement.

**Möller, A., Dietzel, M., Gerard, F., Weber, H., Bäuml, H.P., Heinrichs H., & Hillebrecht J. (2003)** : Interaction of dissolved aluminium with polysilicic acid and the formation of hydroxyaluminosilicate complexes and colloids in acidic solutions. Fifth Keele Meeting on Aluminium: "Aluminium in life: from acid rain to Alzheimer's disease". 22-25 Février 2003. Keele (Angleterre). (5 ; 22-25 février 2003 ; Keele, United Kingdom). [Poster & Résumé].

**Ryder, M., Gerard, F., Evans, D.E. & Hodson, M.J. (2003)** : The use of root growth and modelling data to investigate amelioration of aluminium toxicity by silicon in *picea abies* seedlings. Fifth Keele Meeting on Aluminium: "Aluminium in life: from acid rain to Alzheimer's disease". 22-25 Février 2003. Keele (Angleterre). (5 ; 22-25 février 2003 ; Keele, United Kingdom). [Poster & Résumé].