

Les potentialites mineralisatrices de quelques sols mediterraneens

Mineralization potentials of some mediterranean soils

MERZOUKI, A.; RAPP, M.*; BELAKBIR, A. y MOLERO-MESA, J.

Departamento de Biología Vegetal. Facultad de Farmacia. Universidad de Granada, 18071 Granada, España

RESUMEN

Las potencialidades de mineralización de algunos suelos mediterráneos desarrollándose bajo poblaciones de *Quercus suber* L., *Quercus ilex* y del *Eucalyptus Eucalyptus camaldulensis*, están estimadas mediante el test de mineralización del nitrógeno en anaerobiosis (41), test que se ha comprobado adecuado para la estimación del impacto de perturbaciones tales como la deforestación seguida por la reforestación con especies exóticas.

Las variaciones en la acumulación del amonio muestran que los procesos de la mineralización de la materia orgánica dependen del efecto conjunto de las características estructurales del suelo (Arena y Arcilla) y de la razón C/N.

Palabras clave: Mineralización del nitrógeno en anaerobiosis, suelos mediterráneos, C/N, arena, arcilla, deforestación, reforestación.

ABSTRACT

Mineralization potentials of some mediterranean soils developed under *Quercus suber*, *Quercus ilex* and *Eucalyptus camaldulensis* coppices are estimated by the anaerobic nitrogen mineralization test (41), which is adequate for the estimation of the disturbances impact such as clearcutting and new species introduction.

The variations of ammonium accumulation show that processes of soil organic matter mineralization, depends on the soil's structural characteristics (sand and clay) and C/N ratio.

Key words: Anaerobic nitrogen mineralization, mediterranean soils, C/N, sand, clay, clearcutting, species introduction.

Recibido: 14-3-1994.

Aceptado: 28-3-1994.

BIBLID [0004-2427(1994) 35:1; 85-96]

* CNRS/CEFE, Route de Mende B.P.5051, 34033 Montpellier cedex, France.

INTRODUCTION

En milieu forestier, la dynamique de la matière organique du sol dépend d'une part des entrées: litières épigée et hypogée, pluviolessivats et d'autre part des processus de décomposition-minéralisation.

La litière constitue l'une des quatre grandes voies d'entrées du compartiment décomposition (37). En effet, au sol l'accumulation de cette masse organique subit les processus de biodégradation aboutissant à la libération des éléments nutritifs. La disponibilité de ces nutriments, l'azote principalement, conditionne le fonctionnement de l'écosystème forestier et plus particulièrement sa productivité qui est étroitement liée aux potentialités de minéralisation de l'azote dans le sol (2, 14, 26, 29) à leur capacité d'absorption par la végétation (20, 24, 27, 33).

Les nombreuses perturbations qui affectent les écosystèmes forestiers, tels le feu, le déboisement, le dépérissement, l'impact des défoliateurs phytophages et l'activité sylvo-pastorales, laissent durant de longues périodes leurs empreintes sur la dynamique et la structure de ces écosystèmes. L'impact de ces perturbations sur le sol est net: réduction du stock organique et du compartiment microbien, modification de la dynamique des nutriments et stimulation d'une fraction de la microflore du sol (11, 22, 23, 39).

Dans ce travail nous essayons, à l'aide du test d'incubation en anaérobiose (41) de faire ressortir le lien existant, avec minéralisation de l'azote et la structure du sol: argiles et sable essentiellement et son stock de matière organique, étudié par le biais du rapport C/N.

En plus nous comparons les potentialités minéralisatrices de ces sols après des perturbations, telles la coupe à blanc ou le reboisement.

MATERIEL ET METHODES

Les sites étudiés

Ils sont situés au nord et au sud de la Méditerranée, respectivement dans la région de Montpellier (sud de la France) et dans la région de Larache dans le nord-ouest du Maroc, sur la façade atlantique.

En France les sites étudiés font partie de la forêt domaniale de Puéchabon, située à 25 km au nord-ouest de Montpellier à une altitude de 250 m. Constitué essentiellement de chêne vert *Quercus ilex* L., ce peuplement est représentatif des taillis de chêne vert largement répandus dans la zone méditerranéenne française (9). Deux situations sont comparées: un taillis âgé de 42 ans et une placette déboisée avec des rejets de souches de 1 à 2 ans d'âge.

Le climat est de type méditerranéen subhumide et le sol est de type rouge fersiallitique, à réserve calcique, sur roche mère calcaire dure du Jurassique.

Au Maroc, les sites forestiers font partie de la forêt de Larache, située sur la façade atlantique, dans l'étage bioclimatique méditerranéen subhumide à hiver tempéré. L'influence atlantique est caractérisée par une humidité ambiante régulière.

Les sols sont à texture sableuse, propriété très défavorable à la mise en réserve de l'eau; les complexes sont très désaturés. L'altération de la roche mère se traduit par la perte du calcaire et par une diminution des sables grossiers au profit des sables fins (18).

La végétation est constituée essentiellement de chêne liège *Quercus suber* L. avec son cortège caractéristique d'arbustes et d'herbacées. Un reboisement voisin est constitué d'*Eucalyptus camaldulensis*.

Les caractéristiques des différentes stations étudiées sont résumées dans le tableau 1.

Echantillonnage

Dans les deux sites de la forêt de Puéchabon, le sol a été prélevé mensuellement durant l'année 1985 dans les 15 premiers centimètres, à raison de six échantillons par prélèvement. Le sol est tamisé à 4 mm.

Dans les sites de Larache, 12 échantillons de sol sont prélevés dans l'horizon 0-15 cm à l'aide d'une tarière de 2 cm de diamètre, puis passés au tamis de 4 mm. Les prélèvements sont répartis sur les mois de Février, Mai, Août et Novembre 1990.

Methodes

Principe

La minéralisation de la matière organique peut être estimée par plusieurs tests: dégagement de CO₂, accumulation d'azote minéral, pertes pondérales de la litière aérienne ou encore mesure de l'activité de la biomasse microbienne du sol. Lossaint et Roubert, Lemee, Popovic, Billes *et al.*, Merzouki *et al.* (4, 17, 19, 24, 30) ont utilisé le test de minéralisation de l'azote en aérobiose. Le sol est incubé au laboratoire ou au champ durant des périodes de 4 à 6 semaines, la minéralisation correspond à l'excès d'azote minéral accumulé. Des incubations durant des périodes plus longues ont été expérimentées. (34, 35).

D'autres auteurs (14, 15, 31, 32, 36) ont adopté le test d'incubation en

anaérobiose de Waring et Bremner (1964). Celui-ci consiste à ne mesurer que l'accumulation d'ammonium durant la période d'incubation.

Incubation en anaérobiose

L'équivalent de 10 g de sol sec est incubé en présence de 25 ml d'eau distillée dans des tubes à essai de 200 ml durant 15 jours à 28°C. Ces tubes sont enveloppés de papier aluminium pour éviter l'action de la lumière. Pour les sols de Puéchabon une répétition de 8 tubes par sol était adoptée, alors que pour les sols de Larache la répétition portait sur 12 tubes.

Incubation et dosage

L'ammonium du sol est extrait par une solution normale (N) de sulfate de potassium, le rapport extractant/sol est de 5/1. Le mélange est agité durant une heure, centrifugé puis filtré.

L'ammonium accumulé est dosé par tritrimétrie après distillation de l'extrait en présence de la magnésie (MgO), le distillat est récupéré dans de l'acide sulfurique.

Expression des résultats

Les teneurs en ammonium (N-NH) sont exprimées en ppm. Les moyennes sont analysées au seuil de probabilité de 0.05, 0.01 et 0.001 par le test de Student. L'analyse des corrélations et le test de Student sont réalisés à l'aide du logiciel MICROSTAT.

RESULTATS ET DISCUSSION

L'incubation en anaérobiose des deux groupes de sols résulte nettement de la structure différente des sols: sableux dans les sites de Larache et plutôt argileux dans les sols de Puéchabon.

Les résultats de l'accumulation d'ammonium et du taux de minéralisation après 15 jours d'incubation à 28°C sont consignés dans le tableau 2. Le tableau 3, regroupe les matrices de corrélation entre les différentes caractéristiques des sols étudiés (a) pour l'ensemble des 7 sols (b) pour les 5 sols de Larache pris seuls. Le tableau 4 regroupe l'analyse de la différence de l'accumulation d'ammonium et du taux de minéralisation, entre les différents sites.

Relation de la minéralisation en anaérobiose avec le rapport C/N

Dans les écosystèmes forestiers le C/N de la litière est plus élevé que celui du sol. Il varie de 14 à 114 par exemple 56 pour les chênes et 114 pour les chataîgniers (1, 7, 25, 38).

La vitesse de décomposition de la litière dépend de ce rapport C/N. En effet durant les premières étapes de la biodégradation d'une litière à C/N élevé, en aérobie, la minéralisation est dominée par la réorganisation. Dans ces conditions les teneurs en azote augmentent et le C/N baisse (12 et 13).

Les modifications apportées au sol, suite aux conditions d'anaérobiose: faibles teneurs en oxygène, blocage des nitrificateurs, activation de la dénitrification et mise à la disponibilité des microorganismes hétérotrophes d'un surplus de la matière organique non accessible en aérobie, favorisent les processus de décomposition. Dans le sol de Puéchabon, l'accumulation d'ammonium en anaérobiose est nettement plus élevée que l'accumulation d'azote minéral en aérobie (21).

A l'aide de microorganismes marqués au ^{14}C et ^{15}N , Smith *et al.* (1989) ont observé qu'en anaérobiose 13 à 33 % du carbone et 4 à 13 % de l'azote de ces microorganismes sont minéralisés. Les conditions d'anaérobiose entraînent la mort d'une partie de la biomasse microbienne, dont les cadavres constitueront un substrat facilement minéralisable par la microflore restante.

L'influence du C/N sur la minéralisation a été souvent démontrée. Kirchmann et Witter (16) ont testé l'effet du C/N sur l'accumulation d'azote; il ont montré une corrélation positive entre cette accumulation et le C/N. Ces auteurs ont incubé des sols dont les C/N étaient respectivement de 18, 24 et 36. Dans notre cas, la matrice de corrélation (tab. 3a) entre les différents paramètres de nos sols indique que l'accumulation d'ammonium est significativement corrélée avec le carbone total du sol, $r = 0.98$ à $P < 0.001$ et avec l'azote total $r = 0.93$ à $P < 0.01$. Par contre la corrélation avec le C/N n'est pas significative $r = 0.57$. Au contraire, l'analyse séparée des caractéristiques des 5 sols du site de Larache (tab. 3b) indique que l'accumulation d'ammonium y est hautement corrélée au rapport C/N, $r = 0.96$ à $P < 0.01$ de même pour le taux de minéralisation, $r = 0.95$ à $P < 0.01$.

La différente structure des deux groupes de sols cache l'effet du rapport C/N. En effet une corrélation multiple entre l'accumulation d'ammonium d'une part et le C/N, les argiles et les sables d'autre part, révèle l'effet conjugué du C/N et de ces constituants physiques du sol, $r = 0.96$ à $P < 0.01$. Le C/N détermine donc en partie l'ampleur de la minéralisation de l'azote en anaérobiose.

Foguel et Cromack (10) indiquent que la lignine contrôlerait la décomposition de la litière. Aber et Melillo (1) ont montré qu'il existe une relation entre l'indice Lignine/Azote (L/N) et les pertes pondérales de la litière alors que

Moore (25) n'a pu établir une telle relation. Taylor *et al.* (38) concluent que le C/N est un bon indice pour les litières pauvres en lignine.

Cromack et Monk (6), pensent que l'information donnée par le rapport C/N de la litière reste incomplète, car elle ne révèle pas la répartition du carbone et de l'azote dans les différentes fractions de la cellule végétale.

Relation de la minéralisation en anaérobiose avec les éléments structurels du sol: argiles et sable

Dans le sol ce sont les argiles qui retiennent la matière organique (3, 8 et 28). En effet durant la biodégradation de la litière, une fraction de la matière organique forme des complexes avec les argiles constituant l'humus. La vitesse de minéralisation de cette dernière fraction est assez lente, on parle alors de minéralisation secondaire.

En anaérobiose, les agrégats du sol peuvent être détruits, libérant ainsi une fraction de la matière organique complexée. Dans les sols sableux, pauvres en argiles, la minéralisation est relativement plus importante, le taux de minéralisation atteint 4.2 % dans le sol de Larache. Dans ces sols sableux, en milieu saturé d'eau, la fraction organique du sol est rapidement séparée de la fraction minérale. Ainsi des fractions de la matière organique facilement minéralisables sont mises à la disposition de la microflore hétérotrophe. Cette action semble comparable à celle de l'alternance de périodes de dessiccation-humidification successives sur les processus de décomposition de la matière organique signalée par Bottner (5).

La minéralisation de l'azote en anaérobiose est négativement corrélée à la fraction "sables" (grosiers et fins) avec un coefficient $r = -0.88$ à $P < 0.05$.

Le taux de minéralisation est aussi significativement corrélé avec la fraction de sables $r = -0.83$ à $P < 0.05$. Les sols de la façade atlantique du nord du Maroc sont caractérisés par la faible rétention en eau et donc par l'assèchement rapide.

Impact du déboisement et de l'introduction de l'Eucalyptus sur la minéralisation de l'azote en anaérobiose

L'introduction d'espèces exotiques ou les invasions biologiques sont considérées comme des sources importantes de perturbation du milieu naturel (40). Ces perturbations peuvent altérer le fonctionnement ou la structure des écosystèmes et affecter les cycles de l'eau et des nutriments.

L'introduction de l'Eucalyptus au Maroc et son implantation dans l'espace occupé par le chêne liège ou d'autres peuplements naturels a complètement bouleversé le fonctionnement de ces écosystèmes. En effet, la forêt de Charf el

Akeb en voie de dépérissement a connu plusieurs vagues d'introductions de cette essence. Ces nombreux reboisements ont favorisé l'installation et la prolifération en 1981-1982 du *Pharocanta semipunctata*, phytophage redoutable qui a été introduit de paire avec l'*Eucalyptus*. Des centaines d'hectares ont alors été déboisés, déssouchés et brûlés, car le parasite avait colonisé les souches.

L'impact de l'introduction d'une nouvelle essence, tout comme la coupe à blanc pratiquée dans le taillis de Puéchabon, se reflètent essentiellement sur le stock de matière organique du sol. En effet, deux années après l'exportation de la végétation de la chênaie de Puéchabon, le compartiment organique du sol a baissé d'environ un tiers (22). Le test d'incubation en anaérobiose confirme cette baisse du stock organique du sol, l'accumulation de l'ammonium y est plus faible. Elle est de 84.9 ppm dans le site déboisé et de 113.3 ppm dans le site intact. La différence d'accumulation d'ammonium en anaérobiose entre le site intact et le site en reconstitution de Puéchabon est hautement significative, $t = 4.52$ et $P = 0.0004$. La différence entre les taux de minéralisation n'est pas significative $t = -1.42$ et $P = 0.09$. Le tableau 4, renferme l'analyse de la différence entre les différents sites d'une part et le site déboisé et reboisé d'autre part.

Dans les peuplements de chêne liège non perturbés, les strates arbustives et herbacées sont riches en espèces avec un système racinaire très dense participant activement à l'augmentation du compartiment organique du sol.

Le reboisement en *Eucalyptus* dans l'espace naturel du chêne liège a été précédé par un travail important du sol suite au déssouchage. Les conditions pédoclimatiques et énergétiques liées à la coupe et à l'action mécanique ont favorisé les processus de décomposition de la matière organique et entraîné une diminution du stock organique du sol. En effet les teneurs en carbone organique et en azote total y sont relativement les plus faibles, $C = 0.46\%$ et $N = 0.42\%$.

Mais l'implantation de l'*Eucalyptus*, à côté des espèces autochtones, perturbe également le fonctionnement de ces dernières. En effet l'*Eucalyptus* est connu comme très compétitif pour l'eau et les nutriments. En plus, sa litière acidifiante ou toxique empêche le développement de toute autre strate, arbustive ou herbacée. En effet dans le site reboisé à *Eucalyptus*, l'accumulation d'ammonium en anaérobiose enregistre en effet le taux le plus faible avec 11.99 ppm avec un taux de minéralisation de 2.85% .

CONCLUSIONS

La minéralisation de l'azote en anaérobiose dépend du C/N et des fractions argileuse et sableuse du sol.

Les coupes à blanc pratiquées dans le peuplement de chêne vert ou le remplacement du chêne liège par de l'*Eucalyptus*, entraînent une réduction du stock de matière organique du sol.

Le test de minéralisation en anaérobiose est adéquat pour estimer l'état du compartiment organique du sol d'un écosystème forestier soumis à ces perturbations.

BIBLIOGRAPHIE

- (1) ABER, J. D. & MELILLO, J. M. (1982): Nitrogen immobilisation in decaying hardwood leaf litter as a function of initial nitrogen and lignin content. *Can. J. Bot.* 60, 2.263-2.269.
- (2) ADAMS, M. A. & ATTIWILL, P. M. (1986): Nutrient cycling and nitrogen mineralization in Eucalypt forests of southeastern Australia. *Plant & Soil* 92, 341-362.
- (3) ANDERSON, J. M. (1981): The breakdown and decomposition of sweet chestnut *Castanea sativa* Mill. and beech *Fagus sylvatica* L. leaf litter in two deciduous woodland soils. II. Changes in the carbone, nitrogen and polyphenol content. *Oecologia* 12, 275-288.
- (4) BILLES, G., LOSSAINT, P. & CORTEZ, J. (1975): Etude comparative de l'activité biologique des sols sous peuplements arbustifs et herbacés de la garrigue méditerranéenne. I-Minéralisation du carbone et de l'azote. *Rev. Ecol. Biol. sol* 12, 1, 115-139.
- (5) BOTTNER, P. (1985): Response of microbial biomass to alternate moist and dry conditions in a soil incubated with ¹⁴C and ¹⁵N-labelled plant material. *Soil Biol. Biochem.*, 17, 3, 329-337.
- (6) CROMACK, K. J. & MONK (1975): Litter production descomposition and nutrient cycling in mixed hardwood watershed and a wite pine watershed. Mineral cycling in southeastern ecosystems. F. G. HOWELL, GENTY & SMITH editors, 609-624.
- (7) DEMARD, J. M. (1990): Relation entre la qualité des litières et leurs décomposition, cas de 4 espèces méditerranéenes (Chêne vert, Chêne blanc, Chataignier et Hêtre). D.E.A, S.T.L./E.N.S.A.M., Montpellier, 45 págs.
- (8) DJELLALI, N. & ROZE, F. (1990): La matière organique d'un sol de steppe à alfa (Algérie) après paillage. Caractérisation des fractions granulométriques. *Bull. Ecol.*, 24, 4, 83-90.
- (9) FLORET, C., GALÁN, M. J., LE FLOC'H, E., RAPP, M. & ROMANE, F. (1989): Organisation de la structure, de la biomasse et de la minéralomasse d'un taillis ouvert de chêne vert *Quercus ilex* L. *Oecol. Plant.*, 10, 3, 245-263.
- (10) FOGUEL, R. & CROMACK, K. J. (1977): Effect of habitat and substrat quality on Douglas fir litter decomposition in Western Oregon. *Can. J. Bot.*, 55, 1.632-1.640.
- (11) GILLON, D. & RAPP, M. (1989): Nutrient losses during a winter low intensity prescribed fire in a mediterranean forest. *Plant & Soil*, 120, 69-77.
- (12) GLOAGUEN, J. C. & TOUFFET, J. (1982): Evolution du rapport C/N dans les feuilles et au cours de la décomposition des litières sous climat atlantique. Le Hêtre et quelques conifères. *Ann. Sci. Forest.*, 39, 219-230.
- (13) GOSZ, J. R., LIKENS, G. E. & BORMANN, F. H. (1973): Nutrient release from decomposing leaf and branch litter in the hubbard brook forest. *Ecol. Monogr.*, 43, 173-191.
- (14) KEENEY, D. R. (1980): Prediction of soil nitrogen availabilty in forest ecosystems: A litterature review. *Forest Sci.*, 26, 159-171.
- (15) KEENEY, D. R. & BREMNER, J. M. (1966): A chemical index of soil nitrogen availability. *Nature*, 20, 211, 892-893.
- (16) KIRCHMANN, H. & WITTER, E. (1989): Ammonia volatilization during aerobic and anaerobic manure decomposition. *Plant & Soil*, 115, 35-41.
- (17) LEMEE, G. (1967): Investigations sur la minéralisation de l'azote et son évolution annuelle dans les humus forestiers in situ. *Oecol. Plant.*, 2, 285-324.

- (18) LEPOUTRE, B. & ARTIGUES, R. (1967): Etude pedoécologique des suberaies atlantique de Larache, forêt du sahel, Rhaba el Araich et Rhaba Boucharem. *Ann. Rech. Forest. Maroc*, 15, 3-91.
- (19) LOSSAINT, P. & ROUBERT, R. M. (1964): La minéralisation de l'azote dans quelques humus forestiers acides. *Ann. Inst. Pasteur*, 108, 178-187.
- (20) MENGEL, K. & KIRKBY, E. A. (1982): Principale of plant nutrition, Switzerland International Potash Institut, 655 págs.
- (21) MERZOUKI, A. (1986): L'impact d'une coupe à blanc sur l'activité biologique d'un sol fersiallitique méditerranéen. Thèse de troisième cycle, USTL, Montpellier, 113 págs.
- (22) MERZOUKI, A. & LOSSAINT, P. (1990): L'impact du déboisement sur le compartiment matière organique du sol d'un sol rouge méditerranéen. *Bull. Ecol.*, 21, 2, 83-88.
- (23) MERZOUKI, A., LOSSAINT, P., RAPP, M. (1989a): L'effet d'une coupe à blanc sur le compartiment biomasse microbienne d'un sol rouge méditerranéen. *Pedobiologia*, 33, 221-228.
- (24) MERZOUKI, A., LOSSAINT, P. & RAPP, M. & G. BILLES (1989b): L'effet d'une coupe à blanc sur la minéralisation de l'azote d'un sol rouge méditerranéen. *Rev. Eco. Biol. Sol*, 26, 2, 133-154.
- (25) MOORE, T. R. (1984): Litter decomposition in subarctic spruce-lichen woodland, eastern Canada. *Ecology*, 65, 1, 299-308.
- (26) NADELHOFFER, K. J. & ABER, J. D. (1984) Seasonal patterns of ammonium and nitrate uptake in nine temperate forest systems. *Plant & Soil*, 80, 321-335.
- (27) NOVOA, R. & LOOMIS, R. S. (1981): Nitrogen and plant production. *Plant & Soil*, 58, 117-204.
- (28) OUDINOT, O. (1985): Fractionnement physique de la matière organique. distribution du carbone natif et marqué entre les fractions granulométriques de deux sols méditerranéens incubés avec du matériel végétal marqué au ¹⁴C. Mémoire D. E. A., Inst. Nat. Polytechnique de Lorraine, Nancy, 27 págs.
- (29) PASTOR, J., ABER, J. D., McCLAUGHERTY, C. A. & MELILLO, J. M. (1984): Above ground production and N and P cycling along a nitrogen mineralization gradient Blakahwt island, Wisconsin. *Ecology*, 65, 256-268.
- (30) POPOVIC, E. (1971): Effect of sampling date on nitrogen mobilization during incubation experiments. *Plant & Soil*, 34, 381-392.
- (31) POWER, R. F. (1980): Mineralizable soil nitrogen as an index of nitrogen availability to forest trees. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 1.314-1.320.
- (32) POWERS, R. F. (1990): Nitrogen mineralization along an altitudinal gradient: Interactions of soil temperature, moisture and substrate quality. *For. Ecol. and Mang.*, 30, 19-29.
- (33) SALSAC, L. & CHAILLOU, S. (1984): Nutrition azotée des végétaux, importance physiologique et écologique de la fourniture d'azote sous forme nitrique ou ammoniacale. *Bull. Soc. Ecophysiol.*, 9, 111-128.
- (34) STANFORD, G. & EPSTEIN, E. (1974): Nitrogen mineralization, water relation in soils. *Soil Sci. Amer. Proc.*, 38, 103-107.
- (35) STANFORD, G., FRERE, M. H. & SCHAWANINGER, D. H. (1973): Temperature coefficient of soil nitrogen mineralization. *Soil Science*, 115, 4, 321-323.
- (36) SMITH, J. L., NORTON, J. M. & PAUL, E. A. (1989): Decomposition of ¹⁴C and ¹⁵N-labelled organisms in soil under anaerobic conditions. *Plant & Soil*, 116, 115-118.
- (37) SWIFT, M. J., HEAL, O. W. & ANDERSON, J. M. (1979): Decomposition in terrestrial ecosystem. *Stud. Ecol.*, 5, 1-327.
- (38) TAYLOR, B. R., PARKINSON, D. & PARSONS, W. F. J. (1989): Nitrogen and lignin content as predictor of litter decayrates: A microsom test. *Ecology*, 70, 1, 97-104.

- (39) TRABAUD (1991): Le feu est-il un facteur de changement pour les systèmes écologiques du bassin méditerranéen ? *Secheresse*, 3, 2, 159-230.
- (40) VITOUSEK, P. M. (1990): Biological invasions ecosystems processes: towards an integration of population biology and ecosystem studies. *Oikos*, 57, 7-13.
- (41) WARING, S. A. & BREMNER, J. M. (1964): Ammonium production in soil under waterlogged conditions as an index of nitrogen availability. *Nature*, 29, 201, 951-952.

Tableau 1.—Quelques caractéristiques physico-chimiques des sols des sites forestiers étudiés.
 Tabla 1.—*Algunas características físico-químicas de suelos forestales estudiados.*

VEGETATION	SOL	Arg.%	Sab.%	pH	C%	N%	C/N
<i>Quercus ilex</i> L. Taillis de 42 ans. Puéchabon/Montpellier <i>Q.i.1</i>	Fersiallitique	38.1	23.7	7.3	5.20	3.30	15.6
<i>Quercus ilex</i> L. Rejets de souches de 1 à 2ans Puéchabon/Montpellier <i>Q.i.2</i>	Fersiallitique	38.1	23.7	7.3	3.60	2.40	15.0
<i>Eucalyptus camaldulensis</i> Reboisement Larache Sud <i>E.c.</i>	Sable profond	6.9	90.6	6.0	0.16	0.12	10.9
<i>Quercus suber</i> Larache Sud <i>Q.s.L.s.1</i>	Sable sur argile Villafranchien	9.1	86.8	6.7	2.01	1.15	17.7
<i>Quercus suber</i> Suberaie dense Larache Sud <i>Q.s.L.s.2</i>	Sable argileux rouge, profondeur moyenne	9.0	86.1	5.8	2.21	1.19	18.6
<i>Quercus suber</i> Rhaba Khalifa/Larache <i>Q.s.R.K</i>	Sol lessivé sur cailloutis	4.2	90.2	5.0	0.96	0.70	13.7
<i>Quercus suber</i> Khemis du Sahel <i>Q.s.K.S.</i>	Sol sableux argileux humifère	7.9	86.3	5.8	3.12	1.67	20.5

Tableau 2.—Variations de l'accumulation de l'ammonium en anaérobiose et du taux de minéralisation après 15 jours d'incubation au laboratoire.

Tabla 2.—Variaciones en la acumulación del amonio en anaerobiosis y de la tasa de mineralización, después de 15 días de incubación.

PEUPLEMENTS	N-NH ₄ ⁺ en (ppm)		N-NH ₄ ⁺ /N _T en %	
	Moy.	D.S.	Moy.	D.S.
E.c.	11.99	3.67	2.85	0.86
Q.s.L.S.1	42.14	10.30	3.66	0.88
Q.s.L.S.2	43.74	9.71	3.67	0.81
Q.s.R.K	24.05	9.24	3.41	1.31
Q.s.K.S	70.14	11.90	4.20	0.71
Q.i.1	84.03	17.58	2.53	0.54
Q.i.2	64.40	11.52	2.68	0.48

(D.S. = deviation standard)

Tableau 3.—Matrice de corrélation entre les caractéristiques physico-chimiques, de l'accumulation de NH et du taux de minéralisation entre eux.

Les significations sont testées au seuil de probabilité 0.05, 0.01 et 0.001.

a: N=7 correspond à la totalité des sols étudiés.

b: N=5 correspond aux sols des sites de Larache.

Tabla 3.—Matriz de correlación entre las características físico-químicas, de la acumulación del NH y de la tasa de mineralización entre ellos.

Significación al 0.05, 0.01, 0.001.

a: N=7 corresponde al total de suelos estudiados.

b: N=5 corresponde a los suelos de Larache.

Tab. 3a

	ARGILES	SABLES	C%	N%	C/N	N-NH ₄ ⁺	N-NH ₄ ⁺ /N _T
ARGILES	1.00000						
SABLES	-.99741	1.00000					
C%79829	-.79583	1.00000				
N%90167	-.90215	.97550	1.00000			
C/N	-.08224	.09508	.45276	.26133	1.00000		
N-NH ₄ ⁺71411	-.71318	.98520	.92948	.57456	1.00000	
N-NH ₄ ⁺ /N _T	-.72812	.72743	-.24456	-.44248	.72005	-.09060	1.00000
CRITICAL VALUE	(2-TAIL, .05) = +/-		.75315*				
	(2-TAIL, .01) = +/-		.87450**				
N=7	(2-TAIL, .001)= +/-		.95050***				

Tab. 3b

	ARGILES	SABLES	C%	N%	C/N	N-NH ₄ ⁺	N-NH ₄ ⁺ /N _T
ARGILES.....	1.00000						
SABLES.....	-.79781	1.00000					
C%.....	.56203	-.90892	1.00000				
N%.....	.55174	-.91628	.99777	1.00000			
C/N.....	.61139	-.96238	.97054	.98051	1.00000		
N-NH ₄ ⁺50550	-.88039	.99730	.99600	.95972	1.00000	
N-NH ₄ ⁺ /N _T38022	-.84597	.96244	.97490	.95672	.97315	1.00000
CRITICAL VALUE (2-TAIL, .05) =	+/-		.88233				
(2-TAIL, .01) =	+/-		.95870				
N=5 (2-TAIL, .001)=	+/-		.99110				

Tableau 4.—Analyse de la différence des moyennes de l'accumulation de l'ammonium et du taux de minéralisation entre les sites forestiers étudiés au seuil de probabilité 0.05*, 0.01** et 0.001***.

t: correspond au t de Student et P à la probabilité correspondante.

Tabla 4.—Análisis de las diferencias de medias de acumulación del amonio y de la tasa de mineralización entre los sitios forestales estudiados a una probabilidad de 0.05*, 0.01** y 0.001***

t: corresponde al test de Student y P a la probabilidad correspondiente.

PEUPLEM- -ENTS	REBOISEMENT <i>Eucalyptus camaldulensis</i> (E.c.)		DEBOISEMENT Rejets de <i>Quercus ilex</i> de 1 à 2 ans (Q.i.2)	
	N-NH ₄ ⁺	N-NH ₄ ⁺ /N _T	N-NH ₄ ⁺	N-NH ₄ ⁺ /N _T
Q.s.L.S.1	t=-8.85 *** P=1.2.3.10 ⁻⁶	t=-2.15 * P=0.02	t=-9.13 *** P=9.10 ⁻⁶	t=4.77 *** P=0.0003
Q.s.L.S.2	t=-11.91 *** P=6.27.10 ⁻⁸	t=-3.13 *** P=5.10 ⁻⁴	t=-5.79 *** P=6.10 ⁻⁵	t=3.17 ** P=0.004
Q.s.R.K	t=-4.97 *** t=2.11.10 ⁻⁴	t=-1.71 NS P=0.057	t=-9.61 *** P=6.10 ⁻⁷	t=1.88 * P=0.04
Q.s.K.S	t=-15.32 *** P=4.56.10 ⁻⁹	t=-3.93 ** P=0.001	t=-2.44 * P=0.02	t=6.71 *** P=2.10 ⁻⁵
Q.i.1	t=-12.86 *** P=2.83.10 ⁻⁸	t=0.78 NS P=0.23	t=-4.52 *** P=0.0004	t=-1.42 NS P=0.09