

Hyphomycètes aquatiques : importance dans la décomposition des litières

Aquatic Hyphomycetes :
their role in the decomposition of leaf-litter

E. CHAUVET (1), J. MERCE (2)

RÉSUMÉ

Les auteurs comparent les communautés d'hyphomycètes aquatiques récoltés dans l'écume de 7 cours d'eau du Béarn et des Landes. L'abondance de spores observées dans les deux régions diffère considérablement (174-1175 spores/ μ l en Béarn et 2-57 spores/ μ l dans Les Landes) tandis que les variations de richesse spécifique apparaissent faibles. L'influence de la végétation riveraine et du pH de l'eau est discutée.

Des expériences de dégradation *in vitro* montrent que des souches isolées de *Tetracladium marchalianum*, *Heliscus lugdunensis* et dans une moindre mesure *Anguillospora longissima* présentent une activité cellulolytique. *T. marchalianum* et *H. lugdunensis* participent activement à la décomposition de litière de saule blanc, avec respectivement 21,7 et 18,2 % de dégradation après 5 semaines à 18 °C.

Mots-clés : *hyphomycètes*, *végétation*, *pH*, *décomposition*, *cellulose*.

(1) Centre d'Ecologie des Ressources Renouvelables (CNRS),
29, rue Jeanne Marvig, 31055 Toulouse, Cédex.

(2) Laboratoire Botanique et Forestier, Université Paul Sabatier,
39, allées Jules Guesde, 31062 Toulouse, Cédex.

SUMMARY

Aquatic hyphomycete communities from the foam of seven streams in the Béarn and Landes regions of France were compared at four different dates. The total number of species was similar in the two regions, but common species (> 5 spores/ μL) in the Béarn were twice as abundant as in the Landes. Mean spore concentrations in the Béarn and Landes streams were in a ratio of 10 : 1. In the Béarn, spore concentration and the number of fungal species increased considerably in autumn, subsequent to the fall of leaf litter into the streams. Analysis of variance of spore concentrations (original or transformed data) in the two regions showed that date, station and the interaction of these two factors were highly significant parameters (P ANOVA < 0.0001). *Alatospora acuminata* was the commonest species both in the Béarn (77 % annual mean) and in the Landes (41 %). After *A. acuminata*, *Clavatospora stellata* (7 %) and *Tetracladium marchalianum* (4 %) in the Béarn, *Flagellospora curvula* (28 %) and *Clavatospora longibrachiata* (20 %) in the Landes were the dominant species of the mycoflora. Five species new to France were noted : *Actinospora megalospora* Ingold, *Camposporium pellucidum* (Grave) Hugues, *Diplocladiella scalaroides* Arnaud, *Flabellospora acuminata* Descals and *Triscelophorus monosporus* Ingold. The difference in fungal richness between the two regions was suggested to be due to the composition of the riparian vegetation, the phenology of the litter fall, the presence (or absence) of plant matter accumulation in the stream, and the pH of the stream water. Litter deposits in the Landes streams were rare and made up exclusively of pine needles, the few deciduous leaves which fall being exported to surrounding lakes and to the ocean. Water pH was always low (5.0-5.5). The riparian vegetation of the Béarn streams, on the contrary, was abundant and varied (ash, common locust-tree, alder, willow, oak, chestnut, poplar). Moreover the neutral or weakly acid pH of the Béarn streams (6.3-7.0) seemed to favour fungal diversity (cf. BÄRLOCHER and ROSSET, 1961 ; WOOD-EGGENSCHWILLER and BÄRLOCHER, 1983).

Single spore isolates of *Anguillospora longissima* (de Wild.) Ingold, *Heliscus lugdunensis* Saccardo et Therry and *Tetracladium marchalianum* De Wild. were obtained from decomposing leaf litter in the Béarn streams. In laboratory experiments, the degradation activity of each species was tested both on sterilized paper cellulose and white willow leaf litter. The cellulolytic activity of fungal cultures was significant when compared with controls (t test). After 5 weeks at 18 °C, mass loss was 8.6 % for *A. longissima* and 10.0 % for *H. lugdunensis* and *T. marchalianum*. Aeration stimulated cellulose degradation for *T. marchalianum* (16.6 %) only. With willow leaves as substrate, degradation was greater for *T. marchalianum* (22.7 %) than for *H. lugdunensis* (11.8 %) and *A. longissima* (6.2 %, non-significant).

Key-words : hyphomycetes, vegetation, pH, decomposition, cellulose.

INTRODUCTION

En automne, les cours d'eau forestiers reçoivent une masse considérable de litière. Celle-ci constitue une source de carbone essentielle pour l'ensemble de l'écosystème. Avant d'être ingérés et assimilés par les invertébrés aquatiques, les débris végétaux sont colonisés par les bactéries et les champignons aquatiques (KAUSHIK et HYNES, 1971). Il semble que les hyphomycètes aquatiques (champignons "imparfaits") soient les colonisateurs systématiques des feuilles mortes dans les cours d'eau froids et oxygénés (BARLOCHER et KENDRICK, 1981). Nous avons également mis en évidence une succession d'espèces d'hyphomycètes sur des feuilles en décomposition dans une grande rivière d'ordre 6, la Garonne (CHAUVET *et al.*, 1986). Quelques travaux récents traitent de l'influence de la végétation riveraine sur l'importance et la composition des communautés d'hyphomycètes (BARLOCHER et ROSSET, 1981 ; WOOD-EGGENSCHWILER et BARLOCHER, 1983). Ainsi, le long de la rivière Teign, SHEARER et WEBSTER (1985) observent une modification de la flore d'hyphomycètes en relation avec la composition de la ripisylve. D'autres paramètres tels que la température de l'eau (SUBERKROPP, 1984 ; MERCE, 1987) et le pH (BARLOCHER et ROSSET, 1981 ; WOOD-EGGENSCHWILER et BARLOCHER, 1983) semblent également déterminants. Par ailleurs les travaux expérimentaux de SUBERKROPP et KLUG (1980a, 1980b) montrent que les hyphomycètes peuvent expliquer une part importante de la dégradation des litières.

Notre étude a pour but de comparer les communautés d'hyphomycètes dans deux types de rivières présentant des caractéristiques différentes de végétation riveraine et de pH. Afin de préciser le rôle effectif de ces champignons dans la décomposition des litières, nous avons testé *in vitro* l'activité sur différents substrats de trois souches communes isolées.

LOCALISATION DES STATIONS

Les stations étudiées se situent dans deux régions du sud-ouest de la France, le Béarn et les Landes (figure 1). Ces deux zones géographiquement voisines bénéficient du même climat atlantique mais se distinguent sur les plans pédologique et botanique. Cette partie du Béarn est caractérisée par des collines aux sols bruns argileux. Le pH des eaux varie entre 6,3 et 7,0. La végétation riveraine est abondante et très variée, avec essentiellement *Fraxinus excelsior* L., *Robinia Pseudo-Acacia* L., *Alnus glutinosa* Gaertn., *Salix* spp. et aussi *Quercus pedunculata* Ehrh., *Castanea sativa* Miller et *Populus* sp.. Les stations choisies sont situées sur le Luy de Béarn (station A), rivière d'une dizaine de mètres de large et les ruisseaux B, C et D, affluents de la rive droite du Luy de France ; ces derniers ont une largeur moyenne de 2 à 3 mètres. La région des Landes présente des sols sableux de type podzol avec un alios en profondeur ; cette couche ferrugineuse est fréquemment mise à nu dans le lit des rivières. Les eaux très acides ont des pH compris entre 5,0 et 5,5. La végétation riveraine est moins abondante que dans le Béarn et surtout beaucoup moins variée ; dans l'immense massif de *Pinus pinaster* Soland., le bord des ruisseaux est souvent marqué par un rideau d'*Alnus glutinosa* ou une galerie de *Quercus pedunculata*. Les cours d'eau étudiés sont le Peyrous (station E) et la Palue (station G), tous deux d'une largeur de 5 à 8 mètres. La station F se situe sur un petit affluent de la Palue,

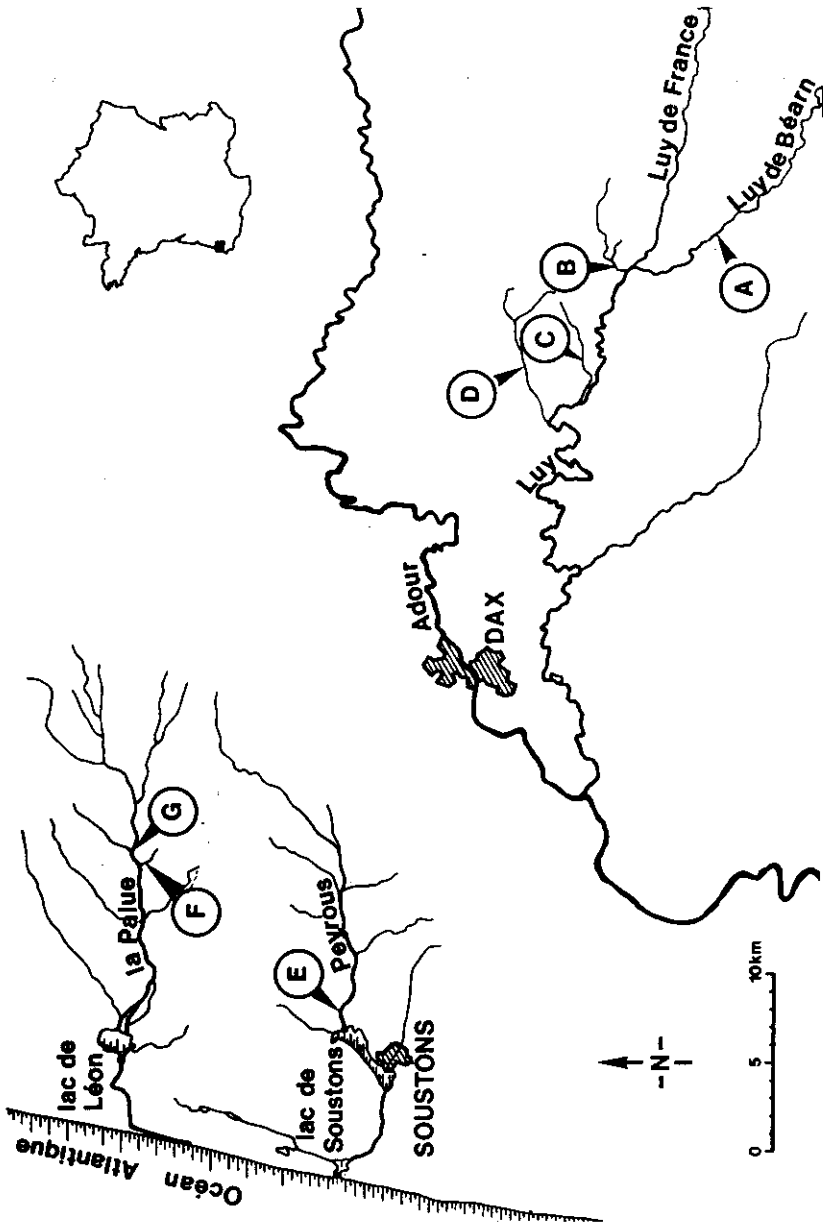


Figure 1.- Localisation des stations.

Figure 1.- Location map and sampling sites.

de 2 à 3 mètres de large. Les températures des rivières étudiées du Béarn et des Landes varient entre 5 et 20 °C au cours de l'année.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Dans chacun des cours d'eau étudiés, nous avons prélevé de l'écume en fin d'été et en automne (28 août, 18 novembre, 9 et 26 décembre 1985). En effet, l'écume présente à la surface de l'eau fonctionne comme un piège pour les spores d'hyphomycètes (MERCÉ, 1987). Les prélèvements estivaux des stations B, C, D sont inexistantes du fait de l'étiage. L'écume est stabilisée par quelques gouttes d'une solution acide de Lugol. Les spores récoltées sont identifiées au microscope et les comptages effectués à l'aide d'une cellule de Thoma sur des volumes de 0,1 µl d'eau provenant de l'écume condensée. Nous avons réalisé 10 comptages sur chacun des échantillons.

Pour l'étude de dégradation *in vitro* nous avons utilisé 3 souches d'hyphomycètes aquatiques isolées à partir de litières en décomposition. *Anguillospora longissima* et *Tetracladium marchalianum* sont deux espèces communes sur les feuilles mortes et dans les écumes des cours d'eau. *Heliscus lugdunensis* moins abondant dans notre région apparaît cependant régulièrement durant les premières étapes de la décomposition.

Etude qualitative : mise en évidence du phénomène de cellulolyse

Les champignons ont été cultivés en boîte de Pétri sur deux types de milieux à base de cellulose, de composition suivante : phosphate monopotassique 0,5 g ; tartrate d'ammonium 0,35 g ; sulfate de manganèse 0,25 g ; solution d'oligo-éléments 1 ml ; gélose 16 g ; eau distillée 1 l. Dans le premier milieu, la cellulose est incorporée sous forme de poudre (30 g.l⁻¹). Sur la gélose du second milieu, on a déposé des disques de papier filtre Durieux n°111. Après 3 semaines d'incubation à 18 °C, le développement des souches testées est comparé.

Etude quantitative

La mesure de l'activité des champignons est basée sur la perte de poids de substrat, cellulose ou feuilles mortes (SINGH, 1982 ; DEACON, 1985). Dans des flacons laveurs de 250 ml, 100 ml d'une solution de culture composée de sels minéraux et vitamines (DEACON, 1985) sont introduits. Pour la première expérience, 2 g de feuillets de cellulose (papier filtre Durieux n°111) pesés avec précision sont ajoutés au flacon. La cellulose est alors autoclavée en même temps que le milieu de culture (120 °C pendant 30 min). Dans la seconde expérience, nous avons utilisé des lots de 0,7 g de feuilles de *Salix alba* (espèce commune le long des rivières du Sud-Ouest de la France). Afin d'éviter une interférence dans la mesure de la décomposition microbienne, le passage préalable des feuilles mortes sous l'eau courante pendant 1 à 2 jours permet l'élimination physique d'une grande partie des composés hydrosolubles. Les feuilles sont ensuite débarrassées des micro-organismes par un séjour dans l'éthanol absolu. Si certains pigments et composés lipidiques sont extraits par l'alcool, la matrice ligno-cellulosique n'est cependant pas altérée. Les feuilles mortes sont alors pesées avec

précision et leur poids sec initial déduit d'aliquots pesés avant et après séchage à 80 °C. Les feuilles mortes sont enfin incorporées dans les flacons autoclavés contenant la solution de culture. Chaque fiole est inoculée avec une rondelle de 10 mm de diamètre prélevée au bord d'une colonie isolée sur malt-agar. Pour chacune des souches, l'inoculation est réalisée dans trois fioles. Trois fioles témoins ne sont pas inoculées. De l'air stérile est pulsé dans le fond des récipients afin d'agiter le milieu et de le saturer en oxygène. Afin de mettre en évidence le rôle de l'oxygène, l'expérience de cellulose a également été réalisée sans aération. En cours d'expérience, de l'eau distillée stérile est ajoutée aux fioles dans certains cas, pour compenser l'évaporation due à l'aération. Après une incubation de 5 semaines à 18 °C, le matériel récupéré est débarrassé du mycélium adhérent, rincé, séché à 80 °C puis pesé avec précision.

Tableau 1. - Liste des espèces observées et densité de spores.

Le nombre correspond à la somme des concentrations par μl d'écume des 18 novembre, 9 et 26 décembre. La valeur du 9 décembre manquant en station G, les valeurs indiquées pour cette station correspondent à la somme des deux autres relevés.

Table 1.- *Hyphomycete species collected at each site and total amount of concentrations per μl of foam at three dates (18 nov., 9 and 26 dec.), except for the site G (18 nov. and 26 dec.).*

| | BEARN | | | | LANDES | | |
|--|-------|------|-----|-----|--------|----|---|
| | A | B | C | D | E | F | G |
| <i>Actinospora megalospora</i> Ingold | 1 | * | * | * | | | |
| <i>Alatospora acuminata</i> Ingold | 2665 | 557 | 669 | 449 | 43 | 62 | 4 |
| <i>Anguillospora crassa</i> Ingold | 9 | 3 | * | 2 | * | 8 | * |
| - <i>longissima</i> (de Wildeman) Ingold | 23 | 29 | 39 | 7 | 1 | 3 | 1 |
| <i>Articulospora tetractadia</i> Ingold | | | 2 | | | 1 | * |
| <i>Camposporium pellucidum</i> (Grave) Hughes | | * | * | | | | |
| <i>Clavariopsis aquatica</i> de Wildeman | 27 | 39 | 3 | 2 | * | 1 | * |
| <i>Clavatospora longibrachiata</i> (Ingold) | | | | | | | |
| - Nilsson ex Marvanova et Nilsson | 10 | 10 | 1 | 1 | 41 | 10 | 2 |
| - <i>stellata</i> (Ingold et Cox) | | | | | | | |
| - Nilsson ex Marvanova et Nilsson | 273 | 109 | 4 | 19 | | | * |
| <i>Culicidospora aquatica</i> Petersen | | | | | | | * |
| <i>Diplocladiella scalaroides</i> Arnaud | * | * | * | * | | | |
| <i>Flabelliospora acuminata</i> Descals | 2 | 2 | 1 | 2 | * | | |
| <i>Flagellospora curvula</i> Ingold | 105 | 58 | 1 | 2 | 76 | * | * |
| <i>Heliscus lugdunensis</i> Saccardo et Therry | 1 | * | * | | * | | |
| <i>Lateriramulosa uni-inflata</i> Matsushima | 1 | | 1 | 1 | | | |
| <i>Lemonniera aquatica</i> de Wildeman | | | | | | 3 | * |
| - <i>cornuta</i> Ranzoni | 232 | 1 | | | | * | |
| - <i>terrestris</i> Tubaki | | | | | * | * | |
| <i>Tetrachaetium elegans</i> Ingold | * | * | | * | 1 | * | * |
| <i>Tetractadium marchalianum</i> de Wildeman | 127 | 98 | 6 | 19 | 4 | * | |
| - <i>setigerum</i> (Grave) Ingold | 4 | 2 | 2 | 6 | * | | * |
| <i>Tricladium angulatum</i> Ingold | 18 | 82 | 2 | 5 | | 1 | * |
| - <i>gracile</i> Ingold | 2 | 3 | 1 | 1 | | * | |
| - <i>splendens</i> Ingold | 20 | 13 | 21 | 2 | 3 | 3 | * |
| <i>Tripospermum myrtili</i> (Lind) Hughes | | * | | * | 1 | * | |
| <i>Triscelophorus monosporus</i> Ingold | * | | 1 | | | | |
| - sp. | 2 | 1 | | 1 | | | |
| <i>Varicosporium elodeae</i> Kegel | * | | 2 | 1 | * | | |
| Total | 3524 | 1007 | 756 | 521 | 170 | 92 | 7 |

* concentration < 1 spore/ μl .

RÉSULTATS

Relevés de terrain

Les résultats des relevés, regroupés sur le tableau 1, font apparaître des différences importantes entre Béarn et Landes au niveau du nombre et de l'importance des espèces et au niveau des quantités de spores recueillies.

L'examen du tableau 1 montre que le nombre total des espèces est assez voisin dans les deux régions (25 en Béarn et 22 dans les Landes). Cependant, une différence apparaît lorsqu'on prend en compte l'importance des espèces dans les relevés (tableau 2). L'écart atteint le rapport 2 à 1 si l'on ne considère que les espèces représentées par plus de 5 spores par μl .

Tableau 2.- Nombre d'espèces observées, en relation avec la fréquence des spores.

Table 2.- Species richness in relation to spore frequency.

| | BEARN | LANDES |
|---|-------|--------|
| Nombre total d'espèces observées | 25 | 22 |
| Nombre d'espèces représentées par plus d'une spore par μl (au moins dans une rivière) | 21 | 13 |
| Nombre d'espèces représentées par plus de cinq spores par μl (au moins dans une rivière) | 14 | 6 |

L'analyse du tableau 1 fait également apparaître une disparité importante du nombre de spores entre les ruisseaux des deux régions. En Béarn, le nombre de spores comptées dans 3 μl varie de 3524 à 521 selon les cours d'eau, contre 170 à 92 dans les Landes (il n'est pas possible de tenir compte de la station G, le prélèvement du 9 décembre n'ayant pas pu être effectué).

Les figures 2 et 3 représentent l'évolution du nombre de spores et du nombre d'espèces. Dans les quatre stations du Béarn nous observons une augmentation du nombre d'espèces et une très forte activation de la sporogénèse au cours de l'automne. Dans les Landes, le phénomène est moins net ; seule la station-E présente au début du mois de décembre un nombre d'espèces et une production de spores plus élevés.

Cette influence du facteur temps et du facteur station est confirmée par l'analyse de la variance des densités de spores dans l'écume (10 comptages par échantillon) au niveau de 6 stations A à F et à 3 dates (18 novembre, 9 et 26 décembre). Pour cette analyse, nous avons utilisé le programme ANOVA de S.A.S. sur les données brutes et sur les données transformées (racine carrée ou logarithme). Dans tous les cas, les coefficients F apparaissent très hautement significatifs ($P < 0,0001$)

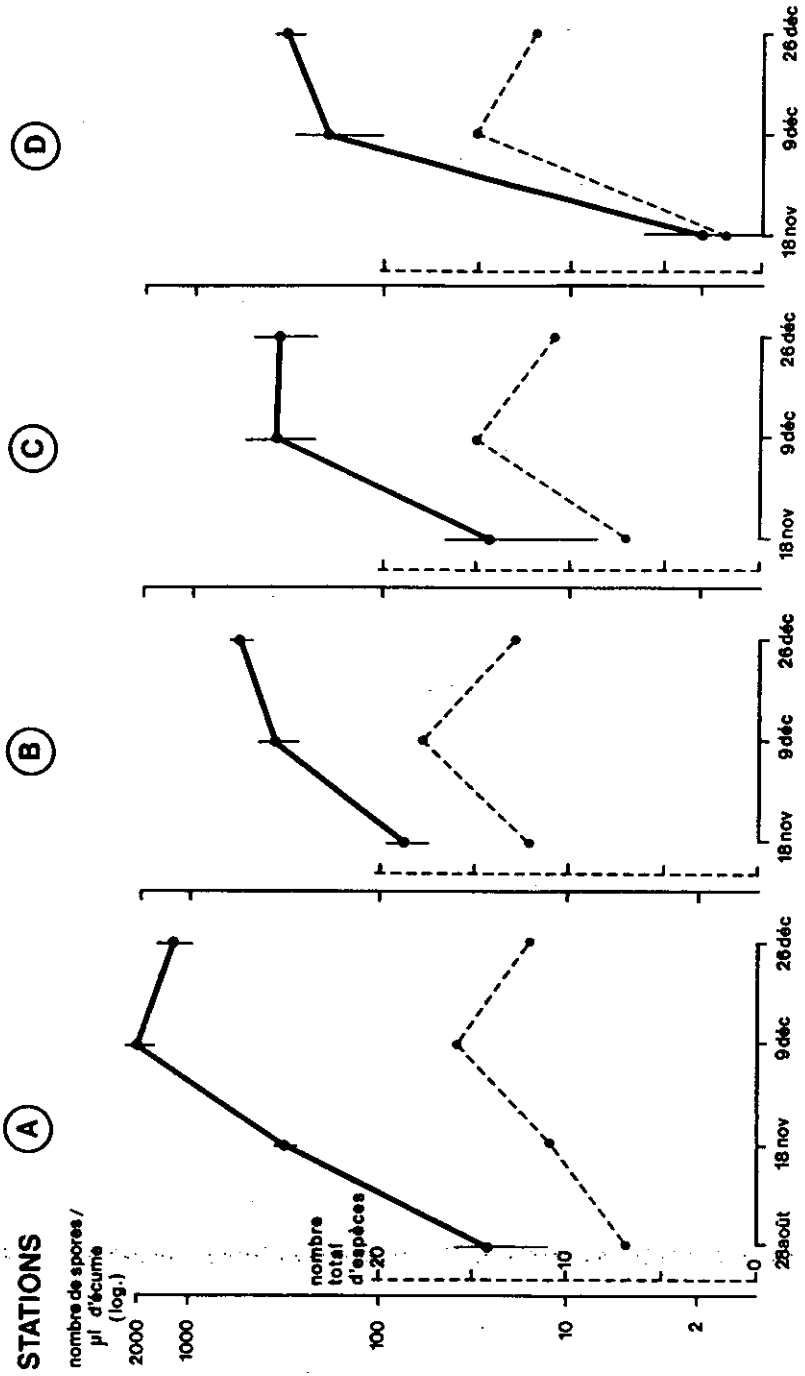


Figure 2.- Evolution de la concentration de spores (\pm intervalle de confiance à 95 %) et du nombre total d'espèces dans les cours d'eau du Béarn.

Figure 2.- Changes in spore concentration (\pm 95 % confidence limits) and species richness in the streams of the Béarn region.

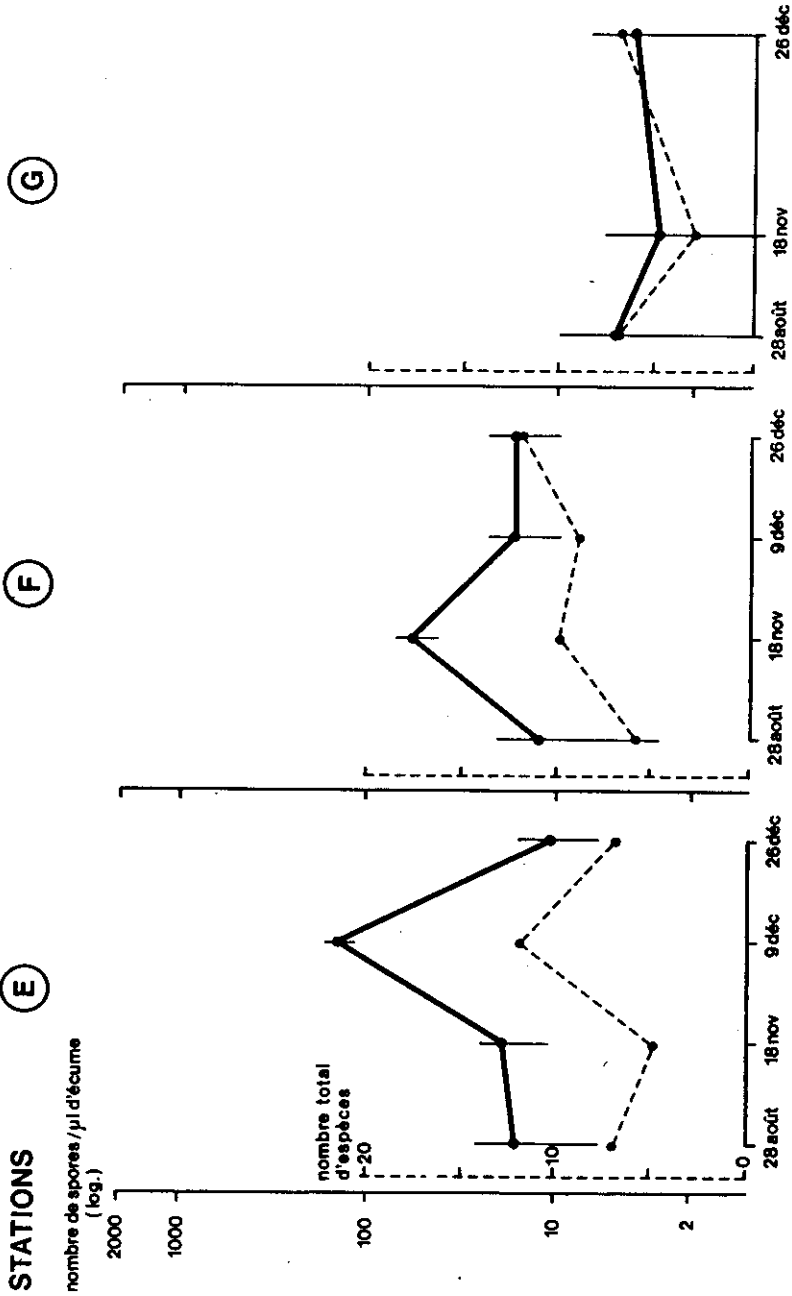


Figure 3.- Evolution de la concentration de spores (\pm intervalle de confiance à 95 %) et du nombre total d'espèces dans les cours d'eau des Landes.

Figure 3.- Changes in spore concentration (\pm 95 % confidence limits) and species richness in the streams of the Landes region.

que l'on considère le facteur date, le facteur station ou l'interaction de ces deux facteurs. Le test de Duncan montre que les stations du Béarn B et C ne diffèrent pas entre elles, ainsi que les stations des Landes E et F ($P < 0,05$). A l'examen des figures 2 et 3, l'interaction des facteurs temps et station apparaît être essentiellement le fait de la station A, à l'opposé des stations des Landes où l'amplitude est minimale.

Le tableau 3 indique en pourcentage la place occupée dans les relevés du Béarn et des Landes par les espèces les plus abondantes. Sur l'ensemble des relevés, une espèce prédomine nettement : *Alatospora acuminata*. Dans le Béarn, les six autres espèces importantes représentent 21,6 % des spores récoltées ; avec *A. acuminata*, elles constituent 98,7 % des spores. La répartition est différente dans les Landes. Si *A. acuminata* domine avec 41 % en moyenne, *Flagellospora curvula*, avec 28 %, et *Clavatospora longibrachiata*, avec 20 %, s'avèrent très importantes. Ces trois espèces constituent 89 % des spores observées dans les échantillons.

Tableau 3.- Importance relative des principales espèces (exprimée en pourcentage moyen pour chaque région).

Table 3.- Percentage of the main species (mean data for each region).

| BÉARN | | LANDES | |
|----------------------------------|--------|------------------------------------|--------|
| <i>Alatospora acuminata</i> | 77 % | <i>Alatospora acuminata</i> | 41 % |
| <i>Clavatospora stellata</i> | 7 % | <i>Flagellospora curvula</i> | 28 % |
| <i>Tetracladium marchalianum</i> | 4,3 % | <i>Clavatospora longibrachiata</i> | 20 % |
| <i>Lemonniera cornuta</i> | 4 % | <i>Anguillospora crassa</i> | 3 % |
| <i>Flagellospora curvula</i> | 2,9 % | <i>Tricladium splendens</i> | 2,2 % |
| <i>Tricladium angulatum</i> | 1,8 % | <i>Anguillospora longissima</i> | 1,8 % |
| <i>Anguillospora longissima</i> | 1,7 % | <i>Tetracladium marchalianum</i> | 1,5 % |
| Total | 98,7 % | Total | 97,5 % |

Au cours de cette étude, nous avons récolté les spores de cinq espèces nouvelles pour la France :

- *Actinospora megalospora* Ingold,
- *Camposporium pellucidum* (Graves) Hughes,
- *Diplocladiella scalaroides* Arnaud,
- *Flabellospora acuminata* Descals,
- *Triscelophorus monosporus* Ingold.

Expérimentation *in vitro*

Sur les deux milieux à base de cellulose (poudre et papier filtre) on observe après 3 semaines à 18 °C un important développement pour *Anguillospora longissima* et *Tetracladium marchalianum*. *Heliscus lugdunensis* présente une croissance plus faible.

Le tableau 4 exprime les pourcentages de cellulose restant après 5 semaines d'incubation. Comparée aux témoins par le test t de Student, chacune des trois espèces se révèle significativement active dans la dégradation de la cellulose ($P < 0,05$), l'espèce la plus efficace étant

T. marchalianum avec 16,6 % de dégradation en culture aérée. *A. longissima* semble moins actif, en particulier en culture aérée où l'activité cellulolytique ne paraît pas significative. Pour les deux autres espèces (*H. lugdunensis* et *T. marchalianum*) la présence d'oxygène stimule la dégradation, mais cet effet n'apparaît significatif que dans le cas de *T. marchalianum*.

Tableau 4.- Dégradation de la cellulose après 5 semaines à 18 °C (pourcentage moyen du poids sec restant par rapport au poids sec initial estimé \pm intervalle de confiance à 95 %).

Table 4.- Percent of cellulose remaining after 5 weeks at 18 °C \pm 95 % confidence limits.

| | CULTURES NON AÉRÉES | CULTURES AÉRÉES |
|----------------------------------|---------------------|------------------|
| <i>Anguillospora longissima</i> | 91,4* \pm 0,6 | 93,8 \pm 0,5 |
| <i>Heliscus lugdunensis</i> | 90,0* \pm 1,7 | 89,2* \pm 1,1 |
| <i>Tetracladium marchalianum</i> | 90,0* \pm 1,6 | 83,4** \pm 0,2 |
| Témoins | 96,8 \pm 2,4 | 96,2 \pm 2,4 |

L'astérisque indique le degré de signification :

* : $P < 0,05$; ** : $P < 0,01$.

Les résultats de décomposition des feuilles mortes de saule sont donnés en tableau 5. Comme la cellulose, *T. marchalianum* se montre le plus actif avec 21,7 % du matériel foliaire transformé. L'activité d'*A. longissima* est également plus limitée que celle des deux autres espèces ($0,05 < P < 0,10$). D'une façon générale, la dégradation des litières de saule par les trois espèces est plus importante que celle des feuillets de cellulose.

Tableau 5.- Dégradation des feuilles de saule blanc après 5 semaines à 18 °C en culture aérée (pourcentage moyen du poids sec restant par rapport au poids sec initial estimé \pm intervalle de confiance à 95 %).

Table 5.- Percent of willow leaf litter remaining after 5 weeks at 18 °C \pm 95 % confidence limits.

| | |
|----------------------------------|-----------------|
| <i>Anguillospora longissima</i> | 86,5 \pm 6,2 |
| <i>Heliscus lugdunensis</i> | 81,8* \pm 3,9 |
| <i>Tetracladium marchalianum</i> | 78,3* \pm 5,4 |
| Témoins | 100,0 \pm 5,2 |

DISCUSSION

Les différences observées entre Béarn et Landes semblent liées à plusieurs facteurs :

- la floristique et la phénologie de la ripisylve,
- l'importance du stock de matière organique,
- la qualité chimique de l'eau, et tout particulièrement son pH.

Les ruisseaux du Béarn bordés d'une ripisylve abondante et variée reçoivent l'essentiel de la litière entre la fin octobre et la mi-novembre, comme nous l'avons régulièrement observé. Cet apport massif coïncide avec le développement important d'un grand nombre d'espèces d'hyphomycètes durant les semaines suivantes. Nous retrouvons ici le phénomène déjà décrit par MERCÉ (1987). Dans les Landes, seul le Peyroux (station E) bénéficie de l'apport de litière provenant d'une abondante aulnaie, ce qui explique le pic du 9 décembre. La matière organique qui arrive dans la Palue et son affluent (stations F et G) est constituée de feuilles de chêne et d'aiguilles de pin. Ces litières sont moins facilement dégradables (GUNASEKERA et WEBSTER, 1983) même si certains travaux ont montré que les aiguilles de pin étaient tout de même colonisées et "conditionnées" par des hyphomycètes aquatiques (BÄRLOCHER et OERTLI, 1978 ; BÄRLOCHER *et al.*, 1979). Par ailleurs il n'est pas possible de préciser la date de chute des litières dans ces stations. Celle des chênes pédonculés persiste jusqu'au milieu de l'hiver. L'apport dû aux pins maritimes est encore plus étalé dans le temps. Ainsi les caractéristiques floristiques et phénologiques de la ripisylve peuvent en partie expliquer la faible activité sporogénique observée à l'automne dans certains ruisseaux des Landes. Par contre l'étalement de l'apport des litières doit permettre à certaines espèces de se développer et de sporuler à d'autres périodes de l'année. Des relevés effectués dans ces ruisseaux au cours des différentes saisons permettraient peut-être de repérer de nouvelles espèces d'hyphomycètes.

En automne le lit des rivières du Béarn est encombré par une masse de feuilles. Celles-ci se déposent dans les trous et forment des amas contre le moindre obstacle, en particulier les racines des arbres. Les lits des cours d'eau des Landes diffèrent considérablement de ceux du Béarn. L'eau court rapidement sur l'aliou ou le sable. En l'absence d'obstacle, le fond est constamment mouvant. Les feuilles des aulnes et des chênes sont entraînées vers les étangs ou vers l'océan. Le peu de litière qui s'accumule est surtout constitué d'aiguilles de pin. Cet entraînement mécanique joue donc un rôle très important dans le cycle de la matière organique des cours d'eau, et en conséquence sur la production de spores des champignons liés à cette matière organique.

BÄRLOCHER et ROSETT (1981) ont étudié l'influence du pH de l'eau sur le nombre d'espèces d'hyphomycètes présents dans les rivières. D'après eux, les cours d'eau possédant la flore la plus riche sont ceux dont le pH se situe entre 6,5 et 7, le nombre d'espèces observées diminuant fortement lorsque le pH s'abaisse au-dessous de 6 ou s'élève au-dessus de 8. WOOD-EGGENSCHWILER et BÄRLOCHER (1983) observent également une baisse du nombre d'espèces lorsque le pH passe de 7 à 8,5. SHEARER et WEBSTER (1985) dans leur étude sur la rivière Teign indiquent que la richesse spécifique augmente lorsque le pH passe de 5,5 à 7. Nos résultats confirment également une influence du pH, avec une augmentation de richesse entre les rivières des Landes (pH moyen 5,2) et celles du Béarn (pH moyen 6,7). Si la différence est assez peu sensible quand on considère le nombre total d'espèces, elle apparaît nettement au niveau des espèces communes (tableau 2). Par ailleurs, les concentrations de spores sont significativement plus élevées dans les rivières du Béarn aux pH neutres que dans les cours d'eau fortement acides des Landes, ce qui est conforme au modèle de WOOD-EGGENSCHWILER et BÄRLOCHER (1983). Parallèlement à ces études de terrain, SUBERKROPP et KLUG (1980a) ont montré expérimentalement que l'activité dégradante de *Tetracladium marchalianum*

augmentait fortement lorsque le pH passait de 5 à 7,5. Ainsi le pH jouerait un rôle non seulement sur la diversité des communautés d'hyphomycètes et leur activité sporogénique, mais aussi sur les cinétiques de décomposition des litières.

Les résultats de nos expériences de laboratoire montrent que les hyphomycètes aquatiques étudiés (parmi les plus abondants) participent activement à la transformation du matériel végétal en dégradant un de ses constituants essentiels, la cellulose. Après 6 semaines d'incubation à 28 °C sans aération, SINGH (1982) obtient avec *A. longissima* une dégradation de la cellulose de 8,2 %, très comparable à celle mesurée dans notre étude (8,6 %). Par une technique différente, SUBERKROPP et KLUG (1980a) ont montré que la totalité des espèces d'hyphomycètes qu'ils avaient étudiées dégradait la cellulose des feuilles mortes de caryer ; parmi ces espèces *T. marchalianum* se révélait également le plus actif avec 53 % de dégradation après 6 semaines à 10 °C. Par ailleurs LEIGHTLEY et EATON (1977) ont noté qu'*Heliscus lugdunensis* produisait de la cellulase en conditions de laboratoire. Ces données associées à nos observations sur trois espèces suggèrent que les hyphomycètes aquatiques en général disposent probablement du potentiel enzymatique nécessaire à la dégradation de la cellulose. On assiste donc à une désintégration de la matière ligno-cellulosique qui conduit au ramollissement des litières. La cellulose ne constituant qu'environ 18 % de la masse des feuilles de saule (CHAUVET, 1987), les pourcentages de décomposition des feuilles mortes montrent à l'évidence que d'autres composés sont dégradés (tableau 5). En effet, les champignons peuvent trouver dans les litières des sources de carbone et de nutriments plus diversifiées et plus assimilables que la cellulose pure (sucres simples par exemple). SUBERKROPP et KLUG (1980a) ont signalé que *T. marchalianum* était capable de dégrader l'hémicellulose. Plus récemment FISHER *et al.* (1983) ont mis en évidence une dépolymérisation de la lignine causée par différentes souches d'hyphomycètes aquatiques ou aéroaquatiques. En fait, ces champignons se révèlent peu exigeants pour la qualité de leur substrat ; ainsi ils peuvent croître et sporuler sur de la cellulose pure comme unique source de carbone. Ceci revêt une importance particulière pendant les premiers stades de la décomposition des feuilles mortes dans les cours d'eau alors que celles-ci sont relativement peu attractives pour les invertébrés aquatiques et que les conditions générales d'un métabolisme sont plutôt défavorables (température hivernale basse, oligotrophie des cours d'eau forestiers ...). A ce stade les autres micro-organismes (bactéries) et les invertébrés aquatiques colonisent encore peu les litières (PETERSEN et CUMMINS, 1974 ; SUBERKROPP et KLUG, 1976). Par ailleurs, les hyphomycètes présentent généralement une faible spécificité vis-à-vis de leur ressource primaire ; ceci est illustré par la similitude de richesse des communautés d'hyphomycètes observées dans des cours d'eau à la végétation déciduée différente (WOOD-EGGENSCHWILER et BÄRLOCHER, 1983). Des variations plus importantes dans la qualité de la végétation riveraine telles que la présence d'arbres résineux comme dans les Landes ne paraissent pas entraîner de modification de la richesse spécifique.

Cependant nous pensons, comme SHEARER et WEBSTER (1985), que le remplacement des ressources ligneuses par une végétation de mousses et de macrophytes (par exemple) peut provoquer une différenciation plus sensible des communautés d'hyphomycètes. Nos travaux se poursuivent dans cette voie.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier A.M. JEAN-LOUIS pour sa participation à l'analyse des échantillons d'écume.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BÄRLOCHER F., KENDRICK B. (1981). The role of aquatic hyphomycetes in the trophic structure of streams. In : *The fungal community : its organisation and role in the ecosystem*. Wicklow D.T., Carrol G.C. eds. M. Dekker, N.Y., pp. 743-760.
- BÄRLOCHER F., KENDRICK B., MICHAELIDES J. (1978). Colonisation and conditioning of *Pinus resinosa* needles by aquatic hyphomycetes. *Arch. Hydrobiol.*, 81: 462-474.
- BÄRLOCHER F., OERTLI J.J. (1978). Colonization of conifer needles by aquatic hyphomycetes. *Can. J. Bot.*, 56: 57-62.
- BÄRLOCHER F., ROSSET J. (1981). Aquatic hyphomycetes spora of two Black Forest and two Swiss Jura streams. *Trans. Brit. mycol. Soc.*, 76: 479-483.
- CHAUVET E., MERCÉ J., JEAN-LOUIS A.M. (1986). Hyphomycètes aquatiques colonisant les feuilles de *Salix alba* L. *Bull. Soc. Myc. Fr.*, 102(4): 347-351.
- CHAUVET E. (1987). Changes in the chemical composition of alder, poplar and willow leaves during decomposition in a river. *Hydrobiologia*, 148: 35-44.
- DEACON J.W. (1985). Decomposition of filter paper cellulose by thermophilic fungi acting singly, in combination, and in sequence. *Trans. Br. mycol. Soc.*, 85(4): 663-669.
- FISHER P.J., DAVEY R.A., WEBSTER J. (1983). Degradation of lignin by aquatic and aero-aquatic hyphomycetes. *Trans. Br. mycol. Soc.*, 80(1): 166-168.
- GUNASEKERA S.A., WEBSTER J. (1983). Inhibitors of aquatic and aero-aquatic hyphomycetes in pine and oak wood. *Trans. Br. mycol. Soc.*, 80(1): 121-125.
- KAUSHIK N.K., HYNES H.B.N. (1971). The fate of the dead leaves that fall into streams. *Arch. Hydrobiol.*, 68: 465-515.
- LEIGHTLEY L.E., EATON R.A. (1977). Mechanisms of decay of timber by aquatic microorganisms. British Wood Preserving Association, Annual Convention, pp. 1-26.
- MERCÉ J. (1987). Hyphomycètes aquatiques : étude des variations saisonnières d'une population. *Cryptogamie, Mycol.*, 8(1): 1-11.
- PETERSEN R.C., CUMMINS K.W. (1974). Leaf processing in a woodland stream. *Freshwat. Biol.*, 4: 343-368.
- SHEARER C.A., WEBSTER J. (1985). Aquatic hyphomycete communities in the river Teign. I. Longitudinal distribution patterns. *Trans. Br. mycol. Soc.*, 84(3): 489-501.
- SINGH N. (1982). Cellulose decomposition by some tropical aquatic hyphomycetes. *Trans. Br. mycol. Soc.*, 79(3): 560-561.
- SUBERKROPP K. (1984). Effect of temperature on seasonal occurrence of aquatic hyphomycetes. *Trans. Br. mycol. Soc.*, 82(1): 53-62.
- SUBERKROPP K., KLUG M.J. (1976). Fungi and bacteria associated with leaves during processing in a woodland stream. *Ecology*, 57: 707-719.
- SUBERKROPP K., KLUG M.J. (1980a). The maceration of deciduous leaf litter by aquatic hyphomycetes. *Can. J. Bot.*, 58: 1025-1031.
- SUBERKROPP K., KLUG M.J. (1980b). The degradation of leaf litter by aquatic hyphomycetes. In : *The fungal community : its organisation and role in the ecosystem*. Wicklow D.T., Caroll G.C. eds. M. Dekker, N.Y., pp. 761-776.
- WOOD-EGGENSCHWILER S., BÄRLOCHER F. (1983). Aquatic hyphomycetes in sixteen streams in France, Germany and Switzerland. *Trans. Br. mycol. Soc.*, 81(2): 371-379.