

Association Universitaire Limousine pour l'Étude et
la Protection de l'Environnement

<https://www.unilim.fr/asl/index.php?id=413>

ASL N°16 | 2005



SOMMAIRE

- Biodiversité des Orthoptères dans une petite tourbière des Monts d'Ambazac (Haute-Vienne) en relation avec la dynamique végétale.
Lolive N. & Petit Dp. 1 - 13
- Le contrôle intégré de *Galba truncatula* (Mollusca, Lymnaeidae) dans les cressonnières naturelles sur sol acide
Rondelaud D., Hourdin P., Vignoles P. & Dreyfuss G.p. 14 - 22
- Bioaccumulation du chrome et du nickel par *Cladonia portentosa*, *Hedwigia ciliata*, *Armeria arenaria* et *Festuca lemanii* en milieu serpentinique.
Gasté H., Basly J. Ph., Botineau M. & Verger J. P.p. 23 - 33
- Galba truncatula* (Mollusca, Lymnaeidae) : la colonisation de l'habitat au cours de l'année et la dynamique des générations annuelles chez deux populations vivant sur des berges de rivière en amont d'un barrage.
Rondelaud D., Hourdin P., Abrous M., Vignoles P. et Dreyfuss G.p. 34 - 45
- Phytoremédiation du terril de la mine d'or de Chéni pollué par l'Arsenic.
Costa G., Lhernould S., Lejolly D., Bauby C., Cellier J. L., Chucho J., Cousseau G., Galan V., Juan P., Martin A., Peyronnet R., Radet-Taligot C. et Krausz P.p. 46 - 55

CONTENTS

- Biodiversity of Orthoptera in a small peat bog in Monts d'Ambazac (Haute-Vienne) in relation with vegetal dynamics.
Lolive N. and Petit D......p. 1 - 13
- The integrated control of *Galba truncatula* (Mollusca, Lymnaeidae) in natural watercress beds on acid soils.
Rondelaud D., Hourdin P., Vignoles P. and Dreyfuss G.p. 14 - 22
- Bioaccumulation of chromium and nickel by *Cladonia portentosa*, *Hedwigia ciliata*, *Armeria arenaria* et *Festuca lemanii* in serpentine formations.
Gasté H., Basly J. Ph., Botineau M. and Verger J. P.p. 23 - 33
- Galba truncatula* (Mollusca, Lymnaeidae) : the colonisation of the habitat over the year and the dynamics of annual generations in two populations living along river banks upstream from a dam.
Rondelaud D., Hourdin P., Abrous M., Vignoles P. and Dreyfuss G.p. 34 - 45
- Phytoremediation of Chéni mine dump contaminated by Arsenic.
Costa G., Lhernould S., Lejolly D., Bauby C., Cellier J. L., Chucho J., Cousseau G., Galan V., Juan P., Martin A., Peyronnet R., Radet-Taligot C. et Krausz P.p. 46 - 55

BIODIVERSITE DES ORTHOPTERES DANS UNE PETITE TOURBIERE
DES MONTS D'AMBAZAC (HAUTE-VIENNE)
EN RELATION AVEC LA DYNAMIQUE VEGETALE

Nicolas LOLIVE * et Daniel PETIT **

* : Centre Permanent d'Initiatives pour l'Environnement de Haute-Auvergne
Château Saint-Etienne 15000 Aurillac

** : UMR 1061 INRA, Faculté des Sciences et Techniques
123, Av. A. Thomas, 87060 Limoges Cedex

RESUME - Les auteurs analysent la dynamique végétale et les peuplements d'Orthoptères de la tourbière de la Crouzille (Monts d'Ambazac, Haute-Vienne). Les épaisseurs de tourbe sont mises en relation avec la végétation actuelle. Le fond tourbeux abrite une faune orthoptérique originale, les espèces les plus abondantes étant *Chorthippus montanus* et *Conocephalus discolor*. Au cours de l'été, le milieu qui maintient le plus la diversité des Orthoptères est la cariçaie à *Carex rostrata*. Les stades plus évolués de la dynamique végétale subissent une forte érosion en terme de diversité et de densité d'insectes. Cette cariçaie est la formation dont la conservation est prioritaire.

MOTS CLES : Tourbière, dynamique végétale, Orthoptère, biodiversité, Haute-Vienne, Limousin.

SUMMARY – BIODIVERSITY OF ORTHOPTERA IN A SMALL PEAT BOG IN MONTS D'AMBAZAC (HAUTE-VIENNE) IN RELATION WITH VEGETAL DYNAMICS

The authors analyze vegetal dynamics and Orthoptera communities of Crouzille's peat bog (Monts d'Ambazac, Haute-Vienne, France). The depths of dig peat were related to present vegetation. The peaty shallow is characterized by an original orthopteran fauna, the most abundant species being *Chorthippus montanus* and *Conocephalus discolor*. During summer, *Carex rostrata* formation is the environment keeping the highest diversity of Orthoptera. Later stages in the vegetal dynamics undergo dramatic erosion in term of insect diversity and density. Conservation measures should concern the *Carex rostrata* formation in priority.

KEY WORDS: Peat bog, vegetal dynamics, Orthoptera, biodiversity, Haute-Vienne, Limousin.

INTRODUCTION

Les zones humides sont menacées constamment par les activités anthropiques alors qu'elles représentent un intérêt écologique non négligeable. Elles jouent notamment un rôle tampon dans l'écoulement des eaux. Les zones de tourbières sont parmi les plus rares et les plus intéressantes des zones humides car leur formation nécessite des conditions très particulières et le milieu qui est ainsi généré a lui-même des conditions très spécifiques de température, d'humidité, de substratum. La diversité des biotopes leur confère une faune assez

remarquable tant par leur diversité que par que par la présence d'espèces à grande valeur patrimoniale comme le lézard *Zootoca vivipara* ou les libellules du genre *Somatochlora*.

Les tourbières du Limousin occupent une surface d'environ 7500 hectares, soit environ 0,45 % du territoire. Plus de 550 sites tourbeux ont été recensés, répartis sur 145 communes. Les mieux connues dans la région Limousin, des ZNIEFF de type 1, sont incontestablement la tourbière du ruisseau des Dauges (réserve naturelle nationale à Saint-Léger-La-Montagne, 87) et la tourbière du Longeyroux (arrêté de protection de biotope à Meymac, 19). Les surfaces occupées par les alvéoles sont importantes : environ 50 hectares, dont 30 de milieux tourbeux pour les Dauges et 255 hectares pour le Longeyroux.

La tourbière de la Crouzille (commune de St-Sylvestre) est une tourbière de petite taille de la bordure ouest des Monts d'Ambazac, située à moins de 10 Km de la tourbière des Dauges. Il s'agit d'une tourbière ombrogène, c'est-à-dire dont l'alimentation se fait principalement par les eaux de pluie et par le ruisseau des Sagnes.

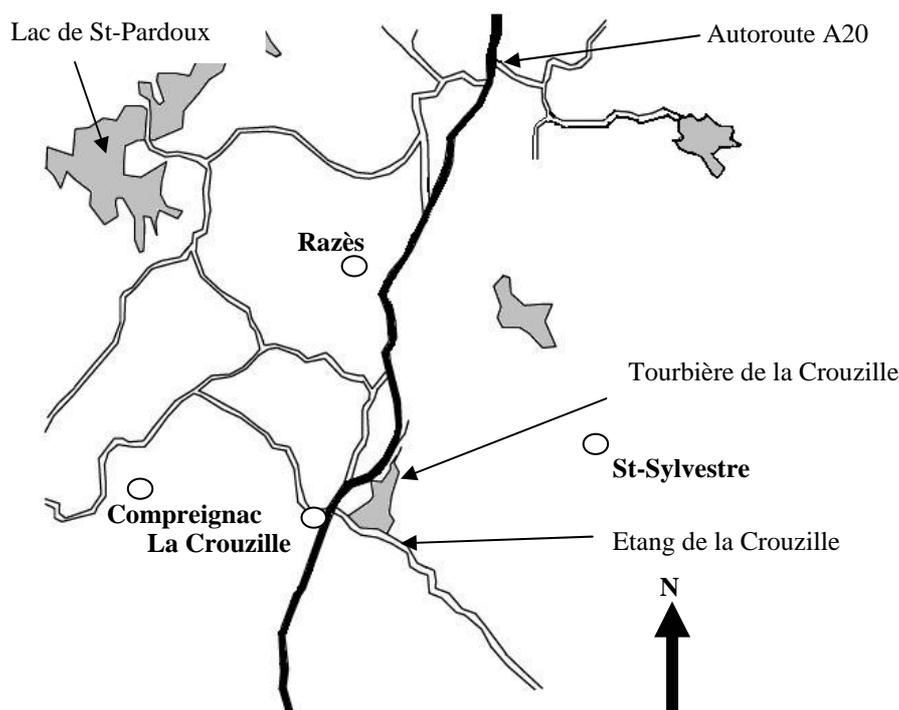
Nous nous proposons d'étudier les peuplements d'Orthoptères en relation avec les groupements végétaux. Cette mise en parallèle des peuplements entomologiques/végétaux permettra de prévoir l'évolution temporelle de la biodiversité des peuplements d'insectes, puisque la dynamique végétale des tourbières est bien établie (BOTINEAU et al., 1998). Par ailleurs, la mise en évidence des stades les plus remarquables nous fournira des éléments pour préconiser des méthodes de conservation.

MATERIEL ET METHODES

1- Présentation du site

L'étang de la Crouzille est situé en bordure ouest des Monts d'Ambazac, sur la commune de Saint-Sylvestre, à une vingtaine de kilomètres de Limoges (figure 1). La zone précise de notre étude est juste en amont de l'étang de la Crouzille, au nord de ce dernier. Elle est traversée par le ruisseau des Sagnes qui constitue l'alimentation principale de la retenue.

Figure - 1. Localisation du site d'étude



L'altitude du site est d'environ 430 mètres (au plus bas). Il est constitué d'une zone de dépression avec un fond quasiment plat et des pentes la bordant. La zone tourbeuse se situe dans la dépression. Les sommets l'entourant culminent à environ 500 mètres.

La superficie du site est d'une douzaine d'hectares toutes formations végétales comprises, la zone humide n'occupant qu'une portion. Il fait partie de la ZNIEFF de type 1 de l'étang de La Crouzille, elle-même comprise dans la ZNIEF de type 2 des Monts d'Ambazac.

L'étymologie même du site montre que nous sommes en présence de zones marécageuses, puisque Sagnes viendrait du gaulois *sagna* ou du bas-latin *sania*, signifiant marais (FALC'HUN, 1981).

L'alimentation se fait principalement par les eaux de pluie et par le ruisseau. Il faut en fait distinguer deux bassins versants qui alimentent la zone : le grand bassin versant du ruisseau des Sagnes et un petit bassin au nord-ouest (fig. 2). Leur surface est respectivement de 235 ha et 45 ha. Les débits moyens correspondant à chaque bassin sont de 60 L/s pour le grand bassin et de 8 L/s pour le petit.

2- Epaisseur de tourbe

La mesure de l'épaisseur de tourbe à différents points du site permet d'évaluer sa distribution dans la tourbière. Nous avons utilisé pour cela une pige graduée de 3 mètres de longueur totale. A chaque relevé nous l'enfonçons jusqu'à atteindre une couche dure où il nous est impossible de continuer. La hauteur de la couche meuble est ainsi mesurée : sédiments fins à proximité d'un ruisseau ou tourbe.

3- Groupements végétaux

Nous avons fondé notre méthode sur la méthodologie des inventaires phytosociologiques de Braun-Blanquet. Cela consiste à dresser la liste des plantes présentes dans une surface au peuplement homogène. Nous affectons à chacune le coefficient de abondance-dominance de la phytosociologie, selon 7 notations différentes :

5 : 75%-100% de recouvrement

4 : 50%-75%

3 : 25%-50%

2 : 10%-25%

1 : 1%-10%

+ : <1%

i : individu isolé

Avec cette méthode, nous pouvons dégager les espèces caractéristiques de chaque milieu et ainsi les définir au mieux pour les comparer avec le plus de rigueur possible.

Pour la réalisation de cet inventaire, huit sorties sur le terrain ont été effectuées : 10/12/02, 06/01/03, 16/01/03, 14/02/03, 26/02/03, 28/02/03, 10/03/03 et 23/05/03.

4- Relevés d'Orthoptères

Les sorties consacrées aux Orthoptères ont eu lieu les 25/07/03 et 02/09/03. Le temps lors de ses sorties était ensoleillé donc propice aux observations. La première a eu lieu en début de saison pour les Orthoptères afin de quantifier la diversité et la densité maximales. La seconde a eu lieu en fin de saison pour voir l'évolution du peuplement à l'issue de la période de sécheresse de l'été 2003 et pour trouver éventuellement des espèces plus tardives.

Les recensements d'Orthoptères ont été effectués sur des surfaces constantes de 9 m² à végétation uniforme. Il faut répéter 5 fois ce protocole par formation végétale et cumuler les

résultats pour pouvoir avoir une bonne idée des peuplements. A chaque recensement, tous les individus s'y trouvant la zone de 9 m² sont systématiquement identifiés puis relâchés à distance. Nous obtenons ainsi une liste complète des espèces avec leur effectif.

Afin de minimiser les risques de contamination entre deux relevés, les périmètres de recherches sont éloignés d'au moins 10 mètres. Le phénomène de bordure est quant à lui évité par une prise de distance de quelques mètres par rapport aux autres formations végétales.

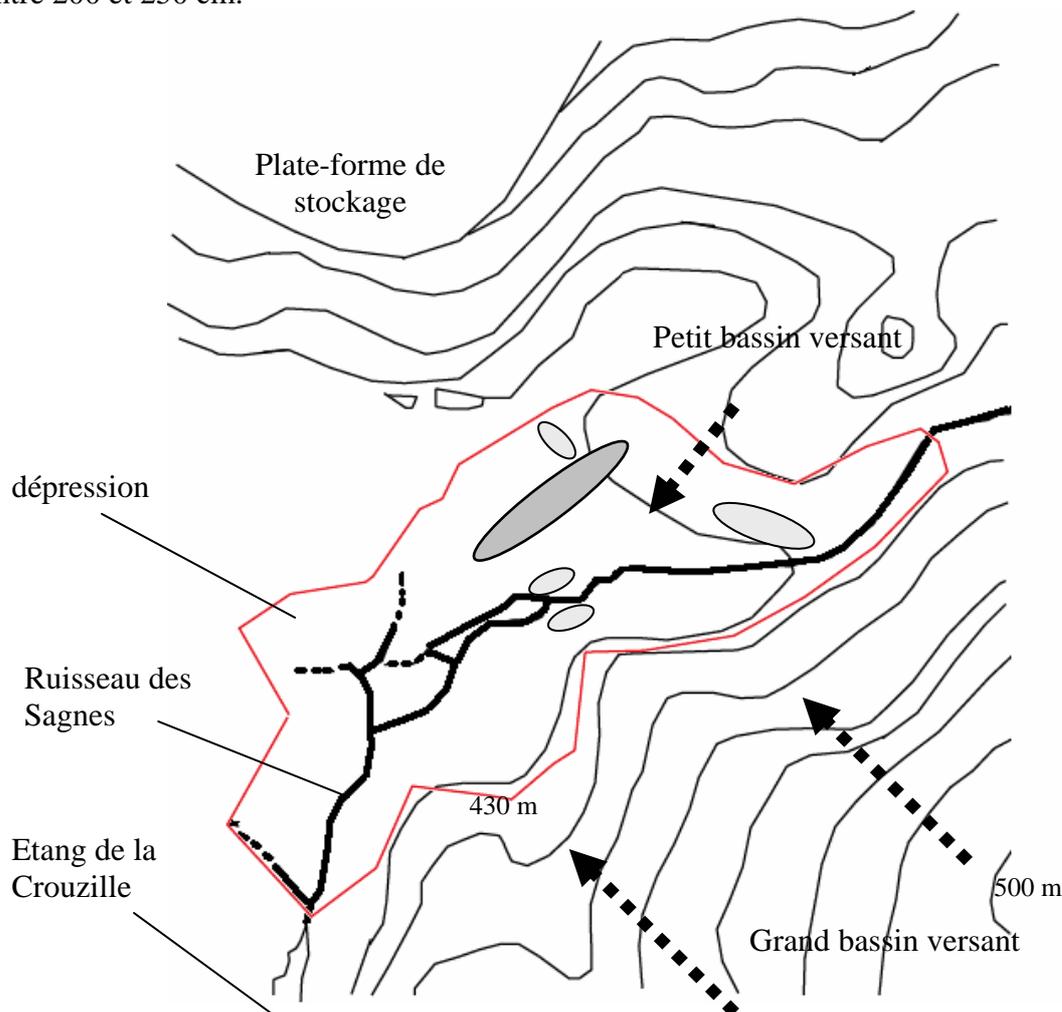
L'analyse factorielle des correspondances a été effectuée grâce au logiciel PAST vers. 1.34 (HAMMER et HARPER, 2001).

RESULTATS

1- Sondages de tourbe

Les résultats des sondages sont reportés sur la figure 2. Tout d'abord, nous observons près des cours d'eau des profondeurs comprises entre 120 et 150 cm. Ces épaisseurs assez importantes correspondent ici à des sédiments fins dus au ruisseau et non à de la tourbe. Cependant, nous ne pouvons pas exclure qu'il y ait des vestiges tourbeux sous ses alluvions.

Figure 2 - Topographie de la tourbière de la Crouzille. Equidistance des courbes de niveaux : 10 m. Ellipses gris clair : profondeur de tourbe entre 150 cm et 180 cm ; ellipse gris foncé : entre 200 et 250 cm.



Les autres mesures représentent réellement des épaisseurs de tourbe. Elles sont très variables et se situent entre 70 cm et 250 cm. La partie où la tourbe est la plus profonde forme un axe orienté SSO-NNE. Cela pourrait s'expliquer par plusieurs phases de creusement au cours du quaternaire comme cela a été montré au Longéroux ; le long de cet axe, les sphaignes se sont installées et ont produit de la tourbe. Petit à petit, le trou s'est comblé puis bombé tout en gardant ses caractéristiques humides et a « contaminé » ses abords. La formation de la tourbe dans ces derniers est donc plus récente et comme cela se joue sur des centaines d'années, la tourbe y est moins épaisse. La tourbière « originelle » du site dans le contexte actuel doit probablement se trouver là où les profondeurs sont maximales. Ceci ne peut rester qu'une hypothèse car sur un même site, les épaisseurs de tourbe peuvent être très différentes pour un même âge (MANNEVILLE *et al.*, 1999). Dans ce cas, ce sont les variations sensibles du milieu ainsi que les différentes phases d'activité qui expliquent les différences d'épaisseurs.

2- Flore et végétation

Chaque relevé contient les espèces rencontrées avec leur plus fort coefficient d'abondance constaté selon les saisons. 99 relevés ont été effectués au total.

Les prospections nous ont permis de nous rendre compte d'un premier fait : les groupements végétaux sont relativement nombreux et leur succession est parfois assez floue. Ils ne sont pas homogènes et peuvent varier dans les proportions en leurs différentes espèces. Les noms des groupements sont conformes à ceux utilisés dans l'Atlas de la flore vasculaire en Limousin (BRUGEL *et al.*, 2001).

Nous avons recensé 102 espèces végétales, en excluant les Bryophytes excepté *Polytrichum commune*. Il sous-estime notamment les Poacées que nous n'avons pas toutes déterminées.

Pour comparaison, la Réserve Naturelle de la tourbière des Dauges comprend 207 plantes vasculaires pour une superficie de 200 ha environ (BOTINEAU *et al.*, 1998 ; CRENL, 2000). La différence significative entre ces deux tourbières est due sans doute à l'écart de superficie, à une plus grande diversité de milieux (en particulier les landes sèches) et à la détermination systématique, sur plusieurs années, de toutes les espèces présentes à la tourbière des Dauges.

Il faut remarquer ici qu'aucune espèce protégée au niveau national n'a été rencontrée. Toutefois, nous avons 8 espèces à grand intérêt patrimonial pour le Limousin car en limite d'aire de répartition (DIREN, 1999) : *Carex nigra*, *Carex rostrata*, *Ceratocarpus claviculata*, *Menyanthes trifoliata*, *Narthecium ossifragum*, *Potentilla palustris*, *Viola palustris*, *Wahlenbergia hederacea*. Hormis *Ceratocarpus claviculata*, toutes sont des espèces strictement de milieu humide et plus précisément de milieu tourbeux.

2.1. Formations ligneuses

Les saulaies constituent la formation dominante, mais cette dernière connaît quelques déclinaisons. En effet, elle peut être franchement marécageuse, le long des cours d'eau ou relativement plus sèche avec une prairie au pied. Les saulaies humides sont considérées comme des bois hygrophiles appartenant à l'alliance phytosociologique du *Salicion cinereae*, classe des *Alnetea glutinosea*. Il faut noter ici que les formations à bourdaine et à bouleau font partie de ces bois hygrophiles. Nous y retrouvons notamment *Carex paniculata*, *Agrostis canina*, *Galium palustre*, *Dryopteris carthusiana* et diverses sphaignes. Ce sont des formations tourbeuses relativement peu représentées sur le site, limitées à la frange est. Ces bois tourbeux à sphaignes sont considérés dans la Directive Habitats comme prioritaire en

tant que tourbière boisée, code Natura 2000 91DO (Ministère de l'agriculture et de la pêche *et al.*, 2002). Dans certains cas, *Carex paniculata* constitue des groupements sub-monospécifiques de plus de 100 m². La formation à saule la plus importante est représentée par les saulaies marécageuses à *Caltha palustris*, *Rubus fruticosus*, *Dryopteris carthusiana*, *Galium palustre*, *Solanum dulcamara*, qui appartiennent à l'alliance phytosociologique de l'*Alnion incanae*. Nous pouvons y retrouver de la bourdaine et du tremble. C'est ce type de formation que l'on trouve le long des cours d'eau sur substrat vaseux et mouillé.

Des groupements végétaux de bois sont aussi présents en périphérie de la zone humide avec notamment des bois de chênes, de châtaigniers ou bien des hêtraies. Les deux premiers appartiennent à l'ordre des *Quercetalia robori-petraeae*. On y trouve les accompagnant, *Ilex aquifolium*, *Teucrium scorodonia*, *Deschampsia flexuosa*, *Pteridium aquilinum*, *Lonicera periclymenum*, *Hedera helix* entre autres. Ces bois acidiphiles typiques se classent dans l'alliance du *Quercion robori petraeae*. Bien que fréquent en Limousin, ce type forestier est mal défini quant à l'association ou les associations le constituant. Les hêtraies appartiennent ici à l'ordre des *Fagetalia sylvaticae*, alliance du *Luzulo luzuloidis-Fagion sylvaticae*, sous-alliance de l'*Ilici aquifolii-Fagenion sylvaticae*. Ces bois représentent le stade climacique sur les moyens plateaux limousins, bien qu'ils aient été souvent remplacés, par action anthropique, par des chênaies de substitution sub- ou para- climaciques. Ces trois derniers types de boisement que nous avons sur le site représentent des stades ultimes de l'évolution végétale des pentes sur les moyens plateaux. Ils constituent donc des formations végétales qui n'évoluent plus ou très peu d'un point de vue botanique si elles sont laissées en l'état.

2.2. Formations herbacées

Hormis les parties boisées et les cours d'eau, la zone humide abrite trois formations végétales différentes d'un point de vue phytosociologique. La première est la jonçaille-moliniaie et la moliniaie tourbeuse qui appartiennent à l'association du *Caro verticillati – Molinietum caeruleae*. Ces prairies tourbeuses se classent plus généralement dans l'ordre des *Molinetalia caeruleae*, alliance du *Juncion acutiflori*. Ce type de formation est représenté sur le site principalement à l'ouest, entre le talus et les boisements. Il peut être la résultante d'une dégradation du milieu tourbeux (MANNEVILLE *et al.*, 1999 ; Ministère de l'agriculture et de la pêche *et al.*, 2002). En effet, un assèchement partiel peut conduire à ce type de groupement.

La deuxième est la mégaphorbiaie à *Juncus acutiflorus* et *Angelica sylvestris*, accompagnée par la molinie (*Molinia caerulea*), *Cirsium palustre*, *Lysimachia vulgaris*, *Galium palustre* et *Galium uliginosum*. L'association de ces mégaphorbiaies correspond au *Juncus acutiflori – Angelicetum sylvestris*. Cette formation, assez réduite, est considérée sur la carte établie par LOLIVE (2003) comme une moliniaie, en raison de zones de transition entre ces deux premières formations. Nous les distinguons dans le texte pour une plus grande rigueur.

La troisième est la cariçaie tourbeuse à *Carex rostrata*. Cette laïche constitue l'essentiel de la végétation dont le tapis continu de sphaignes s'est épaissi et s'accroît par le haut. L'abondance des autres espèces reste modeste. C'est un groupement voisin des tourbières bombées actives de la classe des *Oxycocco palustris – Sphagnetalia magellanicae* et de l'ordre des *Erico tetralicis – Sphagnetalia papillosii*. Ce groupement est souvent rattaché aux groupements des bords d'étang, alliance du *Magnocaricion elatae*, ordre des *Magnocaricetalia elatae*, classe des *Phragmito australis – Magnocaricetalia elatae*. Ce groupement occupe principalement l'espace entre les deux groupements à saules et représente une superficie non négligeable.

Cette formation correspond au groupement de tourbières hautes actives (code 51.1) de la Directive Habitat, dans laquelle elle est considérée comme habitat prioritaire. Le

classement de ce groupement parmi ceux qui sont les plus importants à sauvegarder confère au site un intérêt écologique très important. Cependant, si cette formation est non négligeable sur le site, elle reste d'une faible superficie (moins d'un hectare), ce qui en limite son intérêt.

2.3. *Evolution temporelle des formations végétales*

Fort de nos constatations et de nos inventaires (Annexe), nous avons essayé de dégager les grands traits de l'évolution du milieu dans les dernières décennies pour mieux envisager ses transformations futures. Pour cela nous avons tenu compte des photographies aériennes prises par la COGEMA en 1970. Celles-ci nous permettent d'apprécier l'évolution du site sur une trentaine d'années et d'avancer des hypothèses quant à la dynamique des formations végétales. De plus nous avons trouvé des indices de cette dynamique sur le terrain et des pistes dans la bibliographie.

Nous avons donc pu nous rendre compte que les formations à saules sont anciennes même si la taille des arbres reste modeste. Cependant, à la lumière des photographies aériennes, nous constatons une avancée de ces saules sur le reste des formations et notamment sur les cariçaies à *Carex rostrata* et les prairies tourbeuses (moliniaie). Les saulaies sont probablement apparues le long des cours d'eau car ce sont des zones plus riches en éléments nutritifs et en matériaux fins et progressent de part et d'autres de ceux-là. Cette évolution vers un boisement de la zone est normale et irrémédiable mais se fait de manière très lente compte tenu des conditions difficiles qui y règnent. Dans ces saulaies, l'épaisseur des sédiments est d'environ 130 cm. Cette épaisseur relativement importante est le fait d'une accumulation de particules fines. Comme il a été dit précédemment, il pourrait s'agir en profondeur d'une ancienne accumulation de tourbe recouverte ensuite par les alluvions du ruisseau.

Les saulaies semblent aussi gagner sur les cariçaies à *Carex paniculata* qui ont un fonctionnement particulier. En effet, la présence de cette plante signale une fluctuation du niveau de l'eau (MANNEVILLE *et al.*, 1999). Le substrat étant recouvert d'une tranche d'eau de plusieurs centimètres à certaines périodes et simplement humide durant les périodes plus sèches. Par effet de lisère, les saules peuvent coloniser ce milieu mais de manière très lente car les touradons ont des dimensions très importantes, jusqu'à 1,50 mètre, et sont proches les uns des autres, ce qui empêche les autres espèces de se développer. Ce sont donc des formations quasi monospécifiques. L'épaisseur du substrat est la même que dans les saulaies et a probablement la même origine. Des différences doivent tout de même exister, pour expliquer la différence de végétation. Nous constatons même des *Carex paniculata* dans les saulaies marécageuses ce qui est très fréquent en Limousin (BRUGEL *et al.*, 2001). Or, nous avons aussi des zones où les touradons de *Carex paniculata* sont en train de mourir ou sont déjà morts sous des saulaies. L'explication de ce fait assez singulier réside sans aucun doute dans le surcreusement du lit du ruisseau à l'ouest de la levée de terre et ce jusqu'à l'étang. Ce surcreusement a provoqué un certain assèchement des zones les plus proches, ne leur permettant plus d'être inondées une partie de l'année, ce qui a condamné les *Carex paniculata*.

Dans les zones humides, les saulaies ne sont pas amenées à évoluer beaucoup. Cependant en périphérie, du fait d'une surélévation légère du substrat entraînant un certain assèchement, nous notons l'apparition d'une zone de transition à *Carex laevigata*. Cette zone est souvent assez étroite, de l'ordre du mètre. La surélévation s'accroissant, nous avons l'apparition des formations boisées climaciques ou subclimaciques. Nous avons des hêtraies sur les pentes à exposition fraîche et des bois mixtes (chênaies, châtaigneraies) quand les conditions sont plus douces. La présence de ces deux formations n'est peut-être pas

uniquement le fait de l'exposition, mais également de l'action de l'homme. Les bois mixtes remplacent souvent les hêtraies après que celles-ci aient été déboisées.

En ce qui concerne les zones que nous avons précédemment qualifiées de tourbière active, leur évolution est assez facile à prévoir. Les zones à *Carex rostrata*, comme nous l'avons déjà vu, ont tendance à se boiser mais de manière très lente à cause des conditions rigoureuses du milieu et du recouvrement très important du substrat par les sphaignes empêchant ainsi la germination des ligneux (MANNEVILLE *et al.*, 1999). Ces milieux tourbeux ont des épaisseurs de tourbe comprise entre 120 cm et 180 cm. Ces variations sont normales car la fabrication de la tourbe est plus ou moins importante selon les conditions du milieu qui sont relativement variables même dans cette zone d'apparence homogène. La formation de tourbe dans ces zones est *a priori* plus récente que dans les zones de tourbière bombée évoluée. Cependant, grâce à la quantité importante de sphaigne présente, la turbification est encore importante entraînant un épaissement continu de la tourbe. Cet état de fait durera autant que les sphaignes perdureront sur cette zone et que les ligneux resteront dans de très faibles proportions.

Cependant l'évolution vers une tourbière bombée évoluée est obligatoire et se fait par une augmentation des ligneux et sous-ligneux. Le premier à s'installer est la bruyère à quatre angles (*Erica tetralix*) et quelques pieds poussent déjà dans ces cariçaies. Puis nous aurons l'installation de ligneux plus grands comme les saules et les bouleaux, mais aussi la bourdaine. Ce stade d'évolution que nous pouvons presque qualifier d'ultime, est présent sur notre site avec la petite boulaie centrale et une partie de la boulaie et du bois à bourdaine de la frange est. C'est dans ces formations de tourbière bombée évoluée que nous observons les plus grandes épaisseurs de tourbes avec plus de 2 mètres (figure 2). Ces épaisseurs importantes, mises en correspondance avec la végétation, suggèrent que ce sont les zones turfigènes les plus anciennes du site. Cependant, l'épaisseur de tourbe n'est pas toujours proportionnelle à l'âge de la tourbière (MANNEVILLE *et al.*, 1999). Nous ne pouvons donc pas expliquer ici ces grandes variations d'épaisseurs du substrat. Dans ces formations, même si nous avons encore des sphaignes en quantité importante, il est difficile de quantifier la production de tourbe.

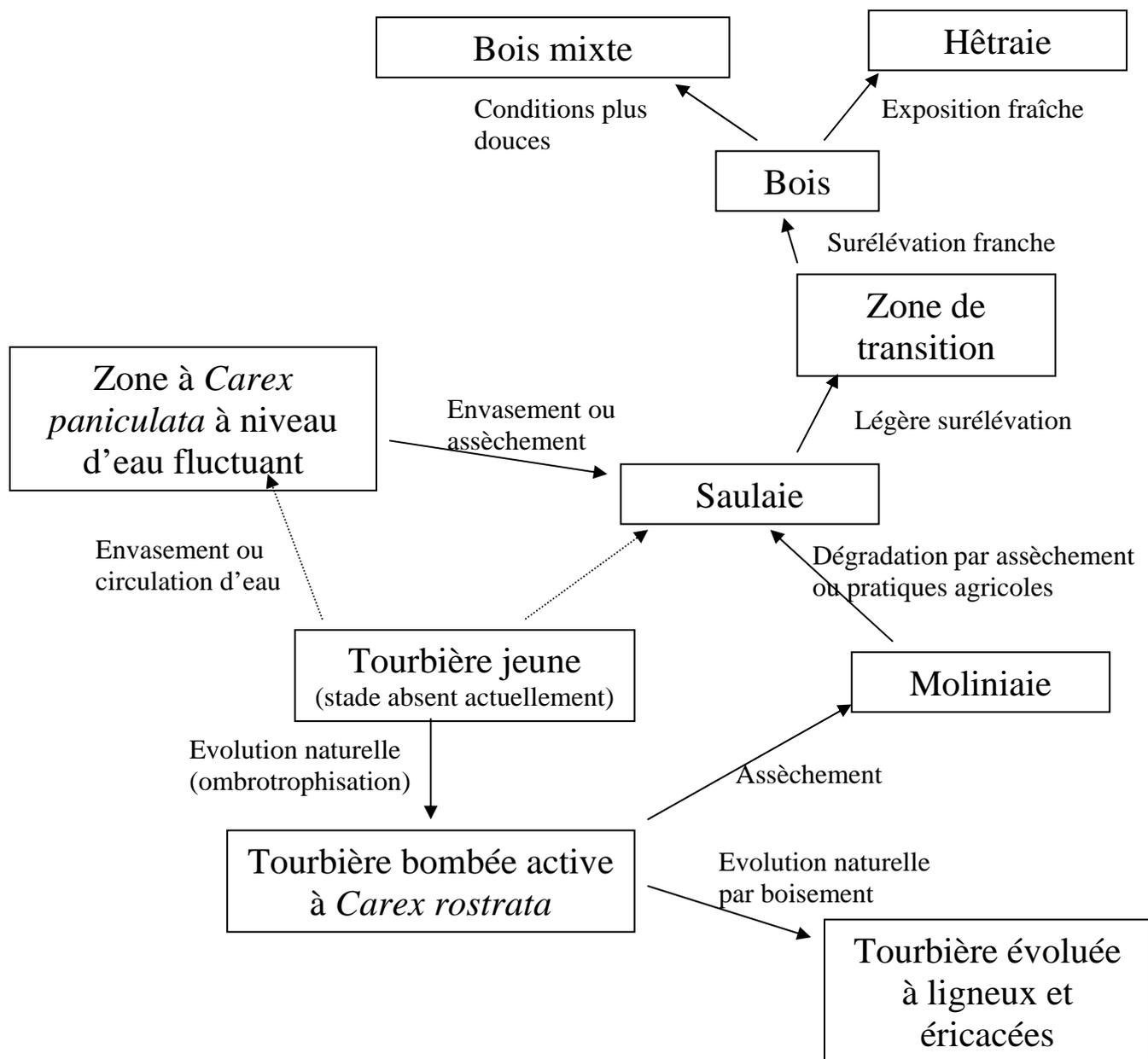
Les prairies tourbeuses constituées par des moliniaies et des jonçaies-moliniaies subiront également une évolution vers un boisement, d'autant plus rapide qu'elles ne sont pas exploitées. Dans ces formations, l'épaisseur de tourbe est moyenne (130 cm) et n'évolue probablement pas très vite du fait de la faible quantité de sphaignes. Ces formations peuvent être le résultat d'une dégradation d'un milieu franchement tourbeux par assèchement ou par exploitation à visées agricoles, comme le pâturage ou le fauchage (Ministère de l'agriculture et de la pêche *et al.*, 2002). Si de telles pratiques ont eu lieu sur le site, aucune trace n'en subsiste ; nous ne pouvons donc qu'en rester au stade des hypothèses.

Les relations supposées entre les différentes formations végétales sont indiquées de manière synthétique dans la figure 3.

La dynamique végétale du site est donc relativement complexe du fait de la multitude des formations présentes. Cependant, l'évolution naturelle vers un boisement a été constatée en comparant la situation d'aujourd'hui et celle d'il y a une trentaine d'années. Cette évolution est normale et se fait sur des dizaines voire des centaines d'années compte tenu des conditions très difficiles de ce milieu (MANNEVILLE *et al.*, 1999).

Figure 3. - Essai interprétatif de la dynamique végétale

Légendes : trait continu = déterminisme probable; tirets = déterminisme inconnu



3- Faune Orthoptérique

Les densités des espèces rapportées à 100 m² sont reportées dans les tableaux I et II. En juillet, la tourbière bombée active (zone à *Carex rostrata*) montre le peuplement en insectes le plus dense avec plus de 200 individus pour 100 m². Il s'agit également de la zone la plus diversifiée parmi les formations de milieux humides. C'est là où nous trouvons la faune la plus spécialisée, avec en particulier *Chorthippus montanus*. Ce criquet a tendance à se raréfier dans les zones humides du nord de la France et remplace *C. parallelus*, une espèce très commune, dans les parties les plus humides. Par rapport au Duges (BONNET et PETIT, 1998), plusieurs espèces n'ont pas été trouvées (*Metrioptera brachyptera*, *Pteronemobius heydenii*) mais la poursuite de l'inventaire dans le futur permettra de compléter la liste actuelle.

Juillet	Code	Cr	Mo	Ju	Cp	Cre	SJ	Zp	somme
<i>Aiolopus thalassinus</i>	Aiotha1	0	0	0	0	0	0	13,3	13,3
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	Choalb1	0	0	0	0	0	0	13,3	13,3
<i>Chorthippus montanus</i>	Chomon1	64,4	13,3	20,4	8,9	61,1	0	0	168,1
<i>Chorthippus parallelus</i>	Chopar1	2,2	31,1	16,7	0	0	0	46,7	96,7
<i>Chrysochraon dispar</i>	Chrydis1	6,7	20	20,	0	0	2,2	0	49,3
<i>Conocephalus discolor</i>	Conodis1	111,1	46,7	9,	2,2	16,7	4,4	2,2	192,6
<i>Leptophyes punctatissima</i>	Leptpun1	0	2,2	1,9	0	0	0	0	4,1
<i>Metroptera roeselii</i>	Metroes1	33,3	13,3	0	0	0	0	2,2	48,8
<i>Oedipoda caerulescens</i>	Oedcae1	0	0	0	0	0	0	4,4	4,4
<i>Omocestus rufipes</i>	Omoruf1	0	0	0	0	2,8	0	6,7	9,5
<i>Omocestus viridulus</i>	Omovir1	0	0	0	0	0	0	6,7	6,7
<i>Phaneroptera falcata</i>	Phafal1	2,2	0	0	0	0	0	0	2,2
<i>Pholidoptera griseoaptera</i>	Phogri1	2,2	0	0	2,2	2,8	6,7	0	13,9
<i>Stethophyma grossum</i>	Stegro1	0	0	3,7	0	0	0	2,2	5,9
Densités pour 100 m²		222,1	126,6	72,4	13,3	83,4	13,3	97,7	

Tableau I. - Densité des Orthoptères dans les différentes formations végétales au mois de juillet. Abréviations : Cr : *Carex rostrata*, Mo : *Molinia caerulea*, Ju : *Juncus sp.*, Zp : Zone perturbée, Cp : *Carex paniculata*, Cre : *C. rostrata* évolué, SJ : *Sparganium* + *Juncus*.

Septembre	Code	Cr	Mo	Ju	Cp	Cre	SJ	Zp	somme
<i>Aiolopus thalassinus</i>	Aiotha2	0	0	0	0	0	0	2,22	2,22
<i>Chorthippus biguttulus</i>	Chobig2	0	0	0	0	0	0	6,67	6,67
<i>Chorthippus brunneus</i>	Chobru2	0	0	0	0	0	0	26,67	26,67
<i>Chorthippus montanus</i>	Chomon2	37,78	1,85	0	4	31,11	0	0	74,74
<i>Chorthippus parallelus</i>	Chopar2	0	0	0	0	0	0	2,22	2,22
<i>Chrysochraon dispar</i>	Chrydis2	0	0	0	4	0	0	0	4
<i>Conocephalus discolor</i>	Conodis2	6,67	5,55	6,67	0	6,67	2,22	2,22	30
<i>Omocestus rufipes</i>	Omoruf2	0	0	0	0	0	0	2,22	2,22
<i>Pholidoptera griseoaptera</i>	Phogri2	0	0	0	1,33	0	0	0	1,33
densités pour 100 m²		44,45	7,40	6,67	9,33	37,78	2,22	42,22	

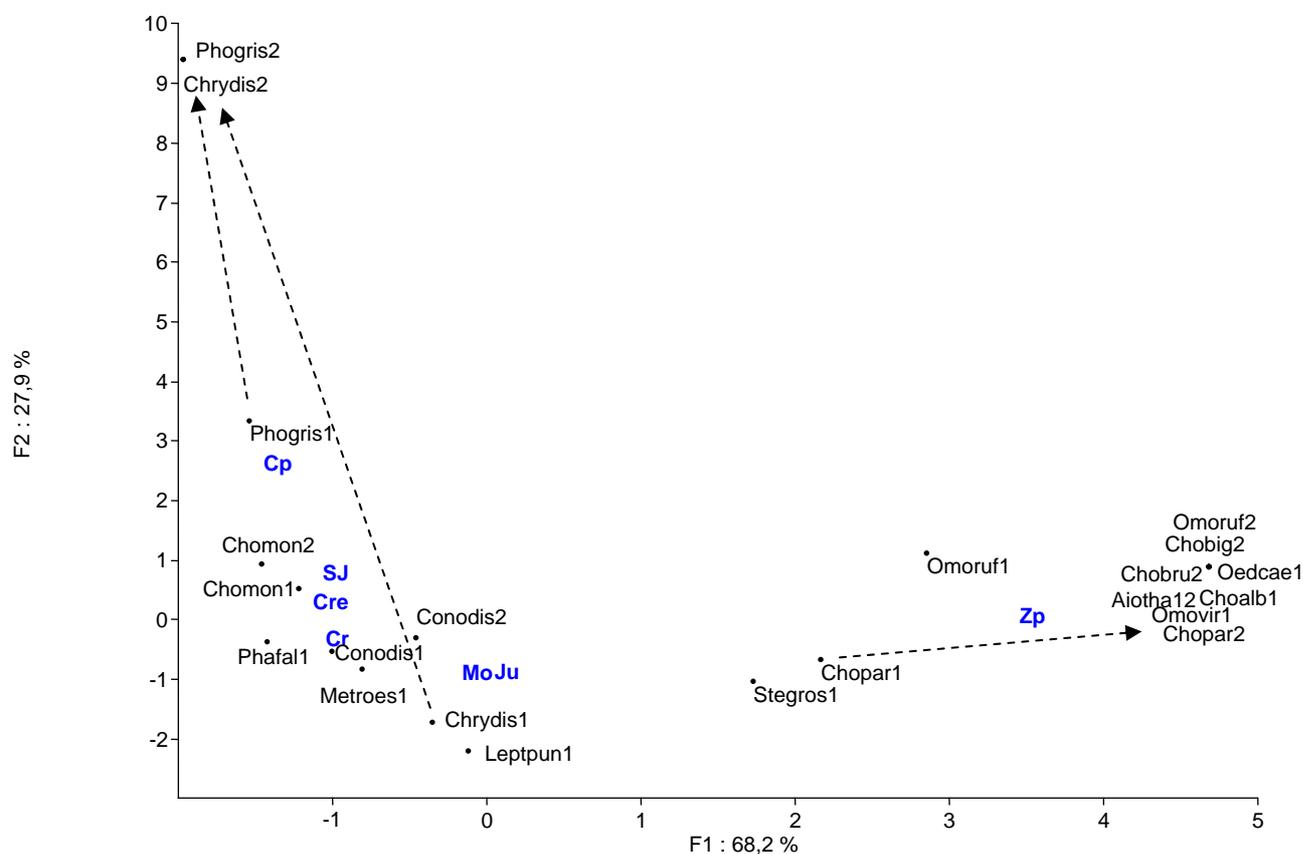
Tableau II. - Densité des Orthoptères dans les différentes formations végétales au mois de septembre. Abréviations : voir tableau I.

Lorsque la zone à *Carex rostrata* évolue, la densité chute brutalement (moins de 100 individus par m²) et nous notons la disparition de trois espèces (*C. parallelus*, *M. roselii* et *P. falcata*). Cependant *C. montanus* se maintient. Le boisement par la bourdaine ou le bouleau entraîne une disparition complète de ces insectes.

La zone perturbée (remblais en contre bas de la plateforme de stockage) présente neuf espèces dont une bonne partie a une large répartition en France, comme *C. albomarginatus*, *Omocestus rufipes* et *Oedipoda caerulescens*. Cependant, il est intéressant de constater la présence d'un criquet peu commun en Limousin *Aiolopus thalassinus*, considéré comme une espèce déterminante (DIREN, 1999).

Les densités ont fortement en septembre chuté dans tous les milieux, ce qui est normal car d'une manière générale, les densités diminuent de moitié entre le mois de juillet et le mois d'août et de même entre août et septembre. Cependant, l'effet de la canicule estivale s'est fait significativement sentir sur les moliniaies et les jonçaiies qui ont perdu plus de 90 % de leurs effectifs. Les formations les plus épargnées sont la cariçaie évoluée (tourbière bombée évoluée) ainsi que la zone perturbée (remblais). Dans ce dernier cas, nous pouvons attribuer cette faible diminution aux bonnes capacités de déplacement et à l'abondance des espèces dans des zones proches de la plate-forme de stockage.

Figure 4. - Projection des relevés et espèces sur le plan F1-F2 de l'A.F.C. Code des espèces et des stations : voir les tableaux I et II. Les flèches indiquent les changements de milieu de 3 espèces au cours de l'été.



En terme de diversité, nous notons une érosion dramatique du nombre d'espèces dans tous les milieux sauf dans la zone perturbée pour les raisons citées précédemment.

L'A.F.C. réalisée (fig. 4) permet d'opposer selon l'axe F1 les insectes de la zone perturbée (Zp) à droite de ceux des zones tourbeuses et Moliniaie-Jonçaises à gauche. *Stethophyma grossum* est l'espèce la plus notable présente à la fois dans les Jonçaises et dans la zone perturbée. Il faut souligner la grande homogénéité des peuplements de tourbière stricte à *Carex rostrata* et de zone humide de type Moliniaie-Jonçaie. *Chorthippus montanus* et *Conocephalus discolor* semblent caractériser particulièrement les Cariçaie à *C. rostrata* mais il faudrait étudier d'autres tourbières pour pouvoir l'affirmer. Certaines espèces présentent des variations dans leurs affinités écologiques au cours de l'été, que nous avons illustrées par des flèches sur l'A.F.C. Les plus notables concernent *Chrysochraon dispar* et dans une moindre mesure *Pholidoptera griseoptera* qui colonisent tardivement les zones à *Carex paniculata*. *Chorthippus parallelus* quant à lui a tendance à fuir le fond tourbeux pour se cantonner à la zone perturbée à la fin de l'été, peut-être pour trouver des sites de ponte favorables.

En conclusion, nous notons une opposition entre la faune de la zone perturbée par rapport à celle que nous trouvons dans la cuvette. En effet, cette zone perturbée est en connexion, en continuité avec les milieux environnants (bords de chemins, friches, aire

dénudée), ce qui facilite les échanges de populations d'espèces à large répartition et donc un maintien de la diversité. En revanche, les formations humides de la cuvette abritent une faune spécialisée dont il n'existe pas d'équivalent à proximité sachant que les formations boisées constituent des obstacles infranchissables pour la plupart des espèces.

CONCLUSIONS

Cette étude nous a permis de constater que cette zone humide est très intéressante d'un point de vue biologique car elle regroupe de nombreux milieux. Nous avons des milieux franchement tourbeux, des milieux humides plus répandus et des milieux boisés caractéristiques de la région. Parmi les milieux tourbeux, la tourbière bombée active et la tourbière boisée ont une valeur patrimoniale très importante aussi bien à l'échelle locale qu'à l'échelle européenne (MANNEVILLE, 2001).

Nos travaux n'ont toutefois pas mis en évidence d'espèces qu'il faut à tout prix préserver, mais seulement des espèces remarquables qui méritent que nous les préservions autant que faire se peut.

Cependant, il est fort possible qu'il reste des espèces intéressantes à découvrir car un travail d'inventaire, pour être le plus exhaustif possible, doit se faire sur plusieurs années.

BIBLIOGRAPHIE

BONNET, E. & PETIT, D., 1998. - Diversité, densité et biomasse des Orthoptères de la ZNIEFF de la source du ruisseau des Dauges. *Ann. Sci. Limousin, n° spécial : 111-120*.

BOTINEAU, M., GHESTEM, A. & VILKS, A. 1998. - La végétation vasculaire de la tourbière des Dauges. *Ann. Sci. Limousin, n° spécial : 55-77*.

BRUGEL, E., BRUNERYE, L. & VILKS, A., 2001. - Plantes et végétation en Limousin, Atlas de la flore vasculaire. CRENL, 863 p.

DIREN Limousin (conseil scientifique régional du patrimoine naturel), 1999. - Réactualisation des inventaires ZNIEFF en Limousin, liste des espèces déterminantes, 22 p.

CONSERVATOIRE REGIONAL DES ESPACES NATURELS DU LIMOUSIN, 2000. - Plan de gestion de la réserve naturelle de la tourbière des Dauges, section A, approche descriptive et analytique de la réserve naturelle de la tourbière des Dauges. CRENL, 40 p.

FALC'HUN, F., 1981. - Les noms celtiques de marais en France in « Les noms de lieux celtiques », 1^{ère} série.

HAMMER, Ø. & HARPER, D.A.T., 2001. - PAST : paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologica Electronica 4(1): 9 pp.* <http://folk.uio.no/ohammer/past>.

LOLIVE, N., 2003. - Bilan environnemental préalable à des travaux dans un fond tourbeux en amont de l'étang de La Crouzille (commune de Saint-Sylvestre, 87). D.E.R. Faculté des Sciences et Techniques de Limoges.

MANNEVILLE, O., 2001. - La diversité des tourbières en France et leur prise en compte dans les politiques de conservation. *Outils pour la conservation de la biodiversité dans les domaines néormal et boréonéormal européen, Naconex, 35-41*.

MANNEVILLE, O., VERGNE, V. & VILLEPOUX, O. & Groupe d'Etude des Tourbières, 1999. - Le monde des tourbières et des marais, France, Suisse, Belgique et Luxembourg. Delachaux et Niestlé, 320 p.

MINISTERE DE L'AGRICULTURE ET DE LA PECHE, MINISTERE DE L'AMENAGEMENT DU TERRITOIRE ET DE L'ENVIRONNEMENT & MUSEUM

NATIONAL D'HISTOIRE NATURELLE, 2002. – Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire, Tome 3, Habitats humides. La Documentation Française, 457 p.

Formations végétales	Appartenance phytosociologique
Bois hygrophiles	Alliance du <i>Salicion cinereae</i> <i>Frangula dodonei</i> , <i>Betula verrucosa</i> , <i>Carex paniculata</i> , <i>Agrostis canina</i> , <i>Galium palustre</i> , <i>Dryopteris carthusiana</i>
Saulaies marécageuses	Alliance de l' <i>Alnion incanae</i> <i>Caltha palustris</i> , <i>Rubus fruticosus</i> , <i>Dryopteris carthusiana</i> , <i>Galium palustre</i> , <i>Solanum dulcamara</i>
Chênaies, châtaigneraies	Ordre des <i>Quercetalia robori-petraeae</i> <i>Ilex aquifolium</i> , <i>Teucrium scorodonia</i> , <i>Deschampsia flexuosa</i> , <i>Pteridium aquilinum</i> , <i>Lonicera periclymenum</i> , <i>Hedera helix</i>
Hêtraie	Ordre des <i>Fagetalia sylvaticae</i>
Prairies tourbeuses	Association du <i>Caro verticillati</i> - <i>Molinietum caeruleae</i>
Mégaphorbiaie	Association du <i>Junco acutiflori</i> - <i>Angelicetum sylvestris</i> <i>Molinia caerulea</i> , <i>Cirsium palustre</i> , <i>Lysimachia vulgaris</i> , <i>Galium palustre</i> , <i>Galium uliginosum</i> .
Cariçaies à <i>Carex rostrata</i>	Classe des <i>Oxycocco palustris</i> - <i>Sphagnetum magellanicae</i> <i>Hydrocotyle vulgaris</i> , <i>Viola palustris</i>
Balaitière	Classe des <i>Cytisetum scopario-striati</i>

Annexe. - Principales formations végétales du site

Le contrôle intégré de *Galba truncatula* (Mollusca, Lymnaeidae) dans des cressonnières naturelles sur sols acides

D. RONDELAUD¹, P. HOURDIN², P. VIGNOLES¹ et G. DREYFUSS¹

¹. UPRES EA n° 3174 / USC INRA, Facultés de Médecine et de Pharmacie, 87025 Limoges.

². Laboratoire de Botanique et de Cryptogamie vasculaire, Faculté de Pharmacie, 87025 Limoges.

RÉSUMÉ : Les Limnées tronquées vivant dans 134 cressonnières naturelles sur sols acides ont été soumises depuis les années 1990 à un contrôle intégré associant l'emploi d'un molluscicide (CuCl₂) à faibles doses (0,1 mg/L) en mars-avril et l'introduction de mollusques prédateurs (*Zonitoides nitidus*) en juin-juillet. Ce traitement a été appliqué en prenant des précautions sur le plan environnemental et sur celui de la santé publique. Une seule année de contrôle a permis d'éliminer *Galba truncatula* des 134 cressonnières et *Omphiscola glabra* de neuf points d'eau (sur les 11 que cette limnée colonise). Deux années successives de contrôle ont été nécessaires pour faire disparaître *O. glabra* des deux autres cressonnières. De faibles concentrations de cuivre ont été trouvées dans la végétation de cinq stations au cours de la première année post-traitement. Le repeuplement de quelques sites par les limnées a été constaté à partir de la deuxième année après le contrôle. Mais aucune recontamination des cressonnières traitées par les métacercaires de *Fasciola hepatica* n'a été trouvée jusqu'à ce jour. Cette technique simple est à proposer aux propriétaires de cressonnières naturelles lorsqu'ils refusent de détruire leurs plantations, malgré la détection de cas de fasciolose parmi leurs proches.

MOTS CLÉS : *Galba truncatula*, contrôle intégré, cressonnières, molluscicide, mollusques prédateurs, Limousin, sols acides.

TITLE : The integrated control of *Galba truncatula* (Mollusca, Lymnaeidae) in natural watercress beds on acid soils.

ABSTRACT : An integrated control of *Galba truncatula* by the use of a molluscicide (CuCl₂) at low doses (0.1 mg/L) in March-April and the introduction of carnivorous snails (*Zonitoides nitidus*) in June-July was applied since the 1990s in 134 natural watercress beds on acid soils. Several precautions to avoid environmental risks and eventual consequences on public health were also applied. At the end of the first year of control, the elimination of *Galba truncatula* from the 134 watercress beds and that of *Omphiscola glabra* from 9 water holes (of the 11 colonized by this lymnaeid) were noted. Two years of control were necessary to eradicate *O. glabra* from the other two beds. Low concentrations of copper in watercress originating from 5 beds were noted during the first year after control. Several beds were recolonized by lymnaeids from the second year post-treatment. However, an epidemiological surveillance of these beds performed during years following snail control did not show any recontamination of watercress by metacercariae of *Fasciola hepatica*. This simple method must be proposed to the owners of natural watercress beds when they refuse to destroy beds in spite of the detection of one or several cases of human fasciolosis among their family and their relations.

KEY WORDS : *Galba truncatula*, acid soils, integrated control, Limousin, molluscicide, predatory snails, watercress beds.

INTRODUCTION

Le cresson de fontaine (*Nasturtium officinale*) fait partie des plantes que l'homme consomme dans son alimentation. Dans la plupart des cas, la crucifère provient d'exploitations commerciales qui sont soumises, de par la loi, à un contrôle annuel de la part des autorités sanitaires. En effet, le principal danger réside dans le fait que le cresson peut servir de support aux larves (métacercaires) d'un parasite : *Fasciola hepatica*. La consommation d'une plante contaminée par ces larves provoque le développement d'une maladie (la distomatose) qui touche le foie de l'homme. L'examen régulier du cresson, provenant de ces exploitations commerciales, par des laboratoires agréés pour des recherches microbiologiques permet aux cressiculteurs d'obtenir un certificat de salubrité ce qui représente, pour le consommateur, une garantie d'avoir une plante "saine", exempte de contamination parasitaire (Ricou, 1966).

Le problème posé par cette plante réside dans le fait qu'elle s'enracine facilement dans n'importe quel point d'eau, pourvu que cette dernière soit courante sur une partie de l'année. Ceci s'est traduit par la prolifération de nombreuses cressonnières naturelles. Sur les sols acides du Limousin, ces plantations se trouvent souvent à l'émergence de sources et leur surface est, dans la plupart des cas, inférieure à 2 m². Depuis 1955, de nombreux cas de distomatose humaine sont dus à ce cresson naturel lorsqu'il est consommé cru (Rondelaud, 1980 ; Rondelaud *et al.*, 2000). Même si les cas locaux de fasciolose chez l'homme sont de moins en moins nombreux depuis les années 1990, la contamination de ces plantations naturelles par le parasite persiste comme le montrent les examens réguliers pratiqués par notre laboratoire depuis 1980 (Dreyfuss *et al.*, 2005).

La désinfection des cressonnières à l'égard des métacercaires de *F. hepatica* passe par l'élimination de mollusques pulmonés d'eau douce (les limnées) car ce sont ces dernières qui assurent le développement larvaire du parasite et la dissémination des métacercaires. Plusieurs molluscicides sont connus depuis longtemps (Moens, 1966) mais ils sont rarement employés en pratique courante en raison de la sensibilisation croissante du public aux risques liés à l'épandage de produits chimiques dans l'environnement. Comme les adeptes du cresson naturel existent encore dans la région du Limousin, il était utile de leur proposer une technique simple, facilement applicable par les intéressés et la moins polluante possible pour éliminer les mollusques de ces cressonnières. Une méthode basée sur l'utilisation d'un molluscicide à faible dose, suivie par celle de mollusques prédateurs trois mois plus tard (Rondelaud et Varelle-Morel, 1994) a donc été mise au point et appliquée depuis une quinzaine d'années sur les cressonnières locales. Le but de cette note est de faire une étude rétrospective sur les conditions d'application de cette technique, les résultats obtenus et les conséquences à terme.

MATERIEL ET METHODES

1. Les stations d'étude

Les 134 cressonnières ont toutes été impliquées dans la survenue de cas de distomatose humaine avant 1990 en raison de plantes cueillies dans ces sites. Les propriétaires (particuliers ou communes) ont été retrouvés et c'est avec leur accord que le contrôle intégré a été appliqué.

Sur ces 134 plantations naturelles de cresson, 98 se trouvent à l'émergence de sources sur les pentes de collines. Vingt et une se situent sur le cours de petits ruisseaux (11 cas), dans des fossés de drainage alimentés par des sources (7 cas) ou dans des canaux d'évacuation pour

l'eau provenant d'étangs placés en amont (3 cas). Les quinze dernières sont localisées dans des fossés longeant des routes ou des chemins. La plupart de ces cressonnières sont entourées de clôtures pour interdire leur accès aux ruminants domestiques. La plupart d'entre elles sont fréquentées par les petits mammifères. Aucun ragondin n'a été trouvé dans ces plantations lors des essais réalisés avec le contrôle intégré.

A l'exception de deux cressonnières situées dans le nord de la Corrèze et d'une autre à l'ouest de la Creuse, les autres plantations sont localisées dans le département de la Haute-Vienne. Leur altitude varie de 245 à 395 m. Elles sont soumises à un climat océanique plus ou moins marqué en fonction des années.

2. Le contrôle intégré des mollusques

Une première investigation dans chaque site en mars permet de déterminer la superficie précise occupée par le cresson, la (ou les) limnée(s) présente(s) : *Galba truncatula*, associé ou non à *Omphiscola glabra*, les effectifs de ces dernières et la présence ou non d'une contamination parasitaire par *F. hepatica* (examen du cresson et des limnées). Deux autres mollusques : *Pisidium casertanum* (Bivalve) et *Succinea putris* (Gastéropode), ont également fait l'objet d'un dénombrement en mars. Enfin, une recherche dans les environs est effectuée afin de vérifier s'il existe en aval une pisciculture qui reçoit l'eau en provenance de la cressonnière (le cuivre utilisé comme molluscicide, même à faibles doses, peut être toxique pour les alevins et les jeunes poissons).

Deux litres d'une solution de CuCl_2 à faible dose (0,1 mg/L) sont dispersés en mars ou en avril (selon les conditions météorologiques locales) à l'aide d'une pompe à main sur chaque mètre carré occupé par la cressonnière. L'épandage se fait directement au contact de l'eau courante et non sur la végétation elle-même. La présence de ce toxique à faible dose perturbe l'activité reproductrice de *G. truncatula* si bien que les pontes du mollusque ont lieu généralement à la fin mai (Rondelaud, 1988).

En juin ou en juillet, par temps ensoleillé, un mollusque prédateur : *Zonitoides nitidus*, est introduit dans chaque habitat à la concentration de 20 adultes par mètre carré de cressonnière. La végétation présente dans le site est alors fauchée pour constituer une couverture végétale de 5 à 10 cm d'épaisseur, non tassée afin de conserver l'humidité le plus longtemps possible. A cette époque de l'année, le prédateur consomme de manière élective les limnées lorsque l'eau stagnante se retire juste avant le dessèchement estival des sites (Rondelaud, 1975).

Un décompte des limnées survivantes et des autres mollusques présents a lieu en septembre après le retrait des restes de la végétation fauchée en juin-juillet et la survenue des premières pluies post-estivales. Si des limnées sont retrouvées dans le site, un contrôle du même type est appliqué l'année suivante.

3. Les précautions prises

Lors de la dispersion du molluscicide dans l'eau de la cressonnière, deux types de précaution ont été prises : *i*) la mise en place de fils répulsifs autour de chaque cressonnière traitée, à 20 cm de hauteur pour interdire leur accès aux Lagomorphes, et *ii*) le dépôt de deux sacs de chaux vive (poids d'un sac, 5 kg) sur la rigole ou le fossé, à 5 m en aval de chaque habitat à limnées afin de limiter au maximum les effets collatéraux du cuivre sur les populations d'Invertébrés aquatiques vivant plus en aval. Cette dernière disposition a été appliquée à la suite

des résultats que Rondelaud (1986) a obtenus en appliquant la même dose de chlorure cuivrique dans des habitats à mollusques situés dans les prairies marécageuses du Limousin.

Sur le plan sanitaire, une analyse du cuivre par spectrophotométrie à absorption atomique a été réalisée en décembre dans les cinq premières cressonnières traitées par le contrôle intégré. Les analyses ont été effectuées sur l'eau courante et les feuilles submergées de *N. officinale* car le cresson est connu depuis longtemps pour concentrer les éléments minéraux dissous présents dans le milieu (Van den Bruel, 1966). Devant les résultats obtenus (voir ci-dessous), la première pousse de la plante a été fauchée à la fin du printemps suivant et transportée sur un milieu plus sec pour y être séchée et brûlée.

Un contrôle au bout d'un an, de 2, de 5 et de 8 années a été réalisé par la suite pour surveiller l'état du cresson sur le plan parasitologique (présence de métacercaires éventuelles) et la recolonisation éventuelle de la cressonnière par des limnées provenant d'autres populations situées plus en aval sur le réseau hydrographique. En effet, ces mollusques sont capables, en hiver et au printemps, de remonter à contre-courant le réseau hydrographique pour aller peupler les sources (Rondelaud *et al.*, 2005) où la température de l'eau qui en sort est généralement un peu plus élevée que dans la rigole ou le fossé situés en aval.

4. Les paramètres étudiés

Les quatre premiers ont été déterminés en mars avant l'application du contrôle intégré : *i*) la superficie de chaque cressonnière, *ii*) l'effectif de chaque espèce de mollusque en mars, *iii*) le nombre de métacercaires de *F. hepatica* dans 1 kg de cresson égoutté par site, et *iv*) l'effectif des *G. truncatula* parasités par le même Digène. Le nombre de mollusques trouvés en septembre pour chaque espèce est également pris en compte. Les valeurs individuelles de chaque variable ont été ramenées à une moyenne, encadrée d'un écart type. Une analyse de variance (Stat-Itcf, 1988) a été utilisée afin de déterminer les niveaux de signification statistique.

Les deux paramètres suivants sont le nombre de cressonnières contaminées par *F. hepatica* dans les années post-traitement et celui des points d'eau recolonisés par la limnée.

Enfin, la dernière variable est la concentration en cuivre trouvée dans la végétation ou l'eau courante.

RESULTATS

1. Les caractéristiques des cressonnières avant le contrôle

La superficie moyenne des cressonnières (Tableau I) est réduite : moins de 2 m², et ne présente pas de variation significative par rapport au peuplement en limnées (*G. truncatula*, ou *G. truncatula* et *O. glabra*).

Les effectifs des limnées dans ces points d'eau sont assez faibles : moins de 50 *G. truncatula* et moins de 90 *O. glabra* par site. Si la cressonnière est colonisée par les deux espèces, le nombre de *G. truncatula* est significativement moins important ($F = 5,1$; $P < 5\%$).

Caractéristiques	Cressonnières avec <i>Galba truncatula</i>	Sites avec <i>G. truncatula</i> et <i>Omphiscola glabra</i>
Nombre de points d'eau	123	11
Superficie (m ²) *	1,7 ± 0,7	1,5 ± 0,9
Effectif total de : - <i>G. truncatula</i> * - <i>O. glabra</i> *	31,4 ± 9,2 0	13,2 ± 5,7 50,7 ± 21,8
Effectif total de : - <i>Pisidium casertanum</i> ** - <i>Succinea putris</i> *	87,4 ± 34,9 21,7 ± 17,4	Non réalisé 14,6 ± 8,3
Contamination par <i>Fasciola hepatica</i> avant le contrôle intégré : - Nombre de cressonnières - Nombre de métacercaires par site contaminé *** - Nombre de <i>G. truncatula</i> infestés par site contaminé	17 2,3 ± 0,7 3,5 ± 1,2	3 3,5 ± 1,1 1,7 ± 1,3

Tableau I. Quelques caractéristiques des cressonnières avant l'application du contrôle intégré. Les relevés ont été réalisés en mars. *, moyennes et écarts types résultant des décomptes effectués sur la superficie totale de chaque cressonnière. **, valeurs obtenues en filtrant la vase de chaque site (les cinq premiers centimètres) sous l'eau du robinet et en ramenant les chiffres à 1 m² de vase. ***, valeurs pour 1 kg de cresson égoutté par site.

La pisidie est un Bivalve qui vit enfoui dans la vase des points d'eau étudiés. Sa densité n'a été calculée que dans cinq cressonnières et les chiffres obtenus montrent que cette espèce a les plus forts effectifs au mètre carré. Les effectifs des succinées ne présentent pas de différence significative entre les deux types de stations.

Dans 20 cressonnières, des métacercaires de *F. hepatica* ont été notées sur le cresson en faible nombre et des *G. truncatula* ont été trouvés porteurs de formes larvaires du Digène. Aucune différence significative n'a été relevée entre les moyennes.

2. Les résultats du contrôle intégré

L'application du contrôle intégré s'est traduite par la disparition de *G. truncatula* et de *P. casertanum* en une seule année (Tableau II). Dans le cas d'*O. glabra*, une deuxième année de contrôle a été nécessaire pour éliminer cette limnée de deux cressonnières.

Les effectifs de la succinée ne présentent pas de différence significative entre les deux années et la chute des moyennes par rapport aux valeurs notées sur le tableau I doit simplement être rapportée aux effets du dessèchement estival.

Mollusques	Première année	Deuxième année *
<i>Galba truncatula</i>	0	0
<i>Omphiscola glabra</i>	1,7 ± 1,2 *	0
<i>Pisidium casertanum</i>	0	0
<i>Succinea putris</i>	7,4 ± 3,7	9,5 ± 1,2

Tableau II. Les résultats du contrôle intégré sur quatre espèces de mollusques vivant dans 134 cressonnières naturelles du Limousin. Les effectifs ont été décomptés en septembre après la survenue des premières pluies post-estivales. *, deux cressonnières seulement.

Les mollusques mésophiles ou de haies (*Arion ater*, *Cochlicopa lubrica*, *Deroceras laeve*) n'ont pas présenté de variations numériques significatives lors des décomptes effectués en septembre (résultats non représentés). Ceci est dû au fait que ces diverses espèces colonisent tardivement les cressonnières traitées (à la mi-juillet).

3. Les conséquences à terme

Caractéristiques	Nombre d'années après le contrôle intégré			
	1 année	2 années	5 années	8 années **
Concentrations en cuivre * :				
- dans la végétation	0,4 ± 0,3	0	Non réalisé	Non réalisé
- dans l'eau courante	0	0	Non réalisé	Non réalisé
Nombre de cressonnières recolonisées :				
- par <i>G. truncatula</i>	0	0	1	3
- par <i>O. glabra</i>	0	1 ***	0	5
- par les deux limnées	0	0	0	1

Tableau III. Les conséquences à terme du contrôle intégré dans les 134 cressonnières naturelles. *, dans les cinq premières plantations traitées. **, ces résultats ne concernent que les 82 premières cressonnières car les autres points d'eau ont été traités après 1998. ***, la cressonnière a été traitée à nouveau par un contrôle intégré sur une année.

De faibles concentrations de cuivre (Tableau III) ont été trouvées dans la végétation des cinq premières cressonnières traitées par le contrôle intégré alors que ce métal était absent dans l'eau courante. Les analyses se sont révélées négatives au cours de la seconde année.

Des cressonnières ont été recolonisées dans les années qui ont suivi l'application du contrôle. La première a été ré-envahie au bout de deux années. Des limnées ont été trouvées dans d'autres sites au bout de 5 et de 8 années. Le contrôle du cresson dans ces différents sites n'a pas montré de contamination par les métacercaires de *F. hepatica*.

DISCUSSION

L'application d'un contrôle intégré des limnées, associant un molluscicide à faible dose et l'emploi de mollusques prédateurs, permet donc d'éliminer la Limnée tronquée de ses habitats en une seule année de contrôle et *O. glabra* à la fin d'une ou de deux années. Ceci démontre que la technique proposée par Rondelaud et Vareille-Morel (1994) pour éradiquer les limnées dans les cressonnières naturelles se révèle efficace, même si son utilisation a suscité quelques points de divergence :

- Le premier se rapporte aux concentrations de cuivre notées dans le cresson au cours de l'année qui suit le contrôle. En effet, des teneurs plus élevées en cuivre (de 3 à 40 mg par kg de cresson) ont été rapportées par Van den Bruel (1966) dans des analyses effectuées à Rouen (teneur habituellement admise dans la plante : 6 mg pour 1 kg de cresson) alors que l'eau prélevée dans les mêmes cressonnières n'en contenait pas. D'autre part, plusieurs zones du Limousin sont connues pour contenir de très faibles concentrations en cuivre dissous dans leurs eaux courantes. Dans ces conditions, l'emploi d'un autre molluscicide tel que le niclosamide a été proposé par certains propriétaires mais le dosage plus difficile de ce dernier produit et le risque omniprésent d'une contamination environnementale non maîtrisée ont interdit l'emploi d'un molluscicide autre que CuCl_2 . Il était, d'autre part, plus simple de faire accepter par les adeptes de cresson naturel que la pousse de la plante lors de la première année post-contrôle soit détruite afin qu'il n'y ait pas de risque sur le plan de la santé publique.

- Le second point est la destruction de *P. casertanum* dans les cressonnières. En effet, l'absorption du cuivre par la vase a entraîné la destruction de ce bivalve dans toutes les cressonnières traitées. Même si la mise en place de sacs de chaux en aval sur la rigole ou le fossé a été critiquée par certains particuliers, elle a fortement limité les effets collatéraux du cuivre sur les autres pisiidies car toutes les plantations traitées par ce contrôle intégré ont été envahies à nouveau par *P. casertanum* dans les deux années qui ont suivi le contrôle.

- Le dernier point porte sur les modalités de la recolonisation des cressonnières par les limnées. En effet, la migration à contre-courant des limnées pour remonter vers les sources ou vers l'extrémité des rigoles de drainage superficiel est connue depuis longtemps (Rondelaud, 1983). Mais on ne peut éliminer totalement le fait que certaines limnées, notamment *O. glabra*, aient survécu au contrôle intégré et repeuplé les cressonnières. Cette suggestion a été émise dans le cas de la station repeuplée par *O. glabra* lors de la deuxième année post-contrôle (voir le tableau III). Cependant, la recolonisation plus tardive de quelques plantations par les limnées et l'absence de celles-ci dans les autres cressonnières huit années après le contrôle appuient l'idée d'une remontée des mollusques à partir de populations situées plus en aval. Un travail récent (Rondelaud *et al.*, 2005) montre que ces migrations de limnées vers les sources existent dans les eaux sur sols acides.

Même s'il existe encore des imperfections dans l'application de ce contrôle intégré dans les cressonnières naturelles du Limousin, son emploi permet cependant d'éliminer le risque d'une contamination des sites par le parasite puisque les mollusques responsables ont disparu. La surveillance épidémiologique réalisée dans les cressonnières traitées au cours des années suivantes confirme ce fait puisque la plante examinée était vierge de métacercaires de *F. hepatica*. Le faible coût du molluscicide (une très faible quantité suffit) et l'absence de frais pour *Z. nitidus* (des populations importantes de ce mollusque existent à partir de juin dans les

prairies marécageuses sur sols acides) sont des arguments pour appliquer cette méthode dans les cressonnières sur sols acides dans le cas où les adeptes du cresson naturel refusent de détruire leurs plantations, malgré la détection d'une distomatose à *F. hepatica* parmi leurs proches.

REMERCIEMENTS

L'un des auteurs est très redevable aux 132 propriétaires de cressonnières pour leur aide lors de l'application du contrôle intégré et les discussions fructueuses qu'il a eues avec ces particuliers. Ses remerciements vont également aux maires de deux communes qui ont accepté que le contrôle des mollusques soit appliqué dans des fossés longeant des chemins vicinaux.

BIBLIOGRAPHIE

- DREYFUSS G., VIGNOLES P. & RONDELAUD, D., 2005.- *Fasciola hepatica*: epidemiological surveillance of natural watercress beds in central France. *Parasitol. Res.*, **95**, 278-282.
- MOENS R., 1966.- Les animaux nuisibles au cresson. Les mollusques. *In* : Colloque d'information scientifique sur les animaux nuisibles dans les cressonnières, Gembloux, le 18 mai 1966, par le Centre de Recherches Agronomiques de Gembloux, Belgique. Editions MOSA, Profondeville, 30-49.
- RICOU G., 1966.- Les mesures prises en France. *In* : Colloque d'information scientifique sur les animaux nuisibles dans les cressonnières, Gembloux, le 18 mai 1966, par le Centre de Recherches Agronomiques de Gembloux, Belgique. Editions MOSA, Profondeville, 68-74.
- RONDELAUD D., 1975.- La prédation de *Lymnaea (Galba) truncatula* Müller par *Zonitoides nitidus* Müller, moyen de lutte biologique. *Ann. Parasitol. Hum. Comp.*, **50**, 55-61.
- RONDELAUD D., 1980.- Données épidémiologiques sur la distomatose humaine à *Fasciola hepatica* L. dans la région du Limousin, France. Les plantes consommées et les limnées vectrices. *Ann. Parasitol. Hum. Comp.*, **55**, 393-405.
- RONDELAUD D., 1983.- Les réseaux de drainage superficiel et leur colonisation par *Lymnaea truncatula* Müller. A propos de quatre années d'observations en Haute-Vienne, France. *Ann. Rech. Vét.*, **14**, 57-63.
- RONDELAUD D., 1986.- Le contrôle mixte et alterné de *Lymnaea truncatula* Müller par voie chimique et biologique. Premiers essais expérimentaux sur le terrain. *Ann. Rech. Vét.*, **17**, 15-20.
- RONDELAUD D., 1988.- Les effets d'une concentration sub létale de molluscicide (CuCl₂) sur l'activité reproductrice et les déplacements du mollusque hôte, *Lymnaea truncatula* Müller. *Ann. Rech. Vét.*, **19**, 273-278.

- RONDELAUD D. & VAREILLE-MOREL C., 1994.- The chemical and biological control of *Lymnaea truncatula* in natural watercress beds in the Limousin region (France). *Parasite*, **1**, 89-92.
- RONDELAUD D., DREYFUSS G., BOUTEILLE B. & DARDÉ M.L., 2000.- Changes in human fasciolosis in a temperate area. About some observations over a 28-year period in central France. *Parasitol. Res.*, **86**, 753-757.
- RONDELAUD D., HOURDIN P., VIGNOLES G. & DREYFUSS G., 2005.- The contamination of wild watercress with *Fasciola hepatica* in central France depends on the ability of several lymnaeid snails to migrate upstream towards the beds. *Parasitol. Res.*, **95**, 305-309.
- STAT-ITCF, 1988.- Manuel d'utilisation. Institut technique des céréales et des fourrages, Service des études statistiques, Boigneville, 210 p.
- VAN DEN BRUEL W.E., 1966.- Document annexe. *In* : Colloque d'information scientifique sur les animaux nuisibles dans les cressonnières, Gembloux, le 18 mai 1966, par le Centre de Recherches Agronomiques de Gembloux, Belgique. Editions MOSA, Profondeville, 78-87.

Bioaccumulation du chrome et du nickel par *Cladonia portentosa*, *Hedwigia ciliata*, *Armeria arenaria* et *Festuca lemanii* en milieu serpentinique
(Lande du Cluzeau, Haute-Vienne)

H. GASTE¹, J. Ph. BASLY¹, M. BOTINEAU¹ et J.P. VERGER²

¹ : *Faculté de Pharmacie – 2, rue du Dr Marcland – 87025 Limoges Cedex.*

² : *Maître de Conférences – 103, avenue de Louyat – 87100 Limoges.*

RESUME : Les milieux serpentiniques du Limousin donnent naissance à des magnésisols et constituent une source naturelle de métaux lourds, susceptibles de pollution du sol en ces éléments. Sur le site de la lande du Cluzeau (Haute-Vienne), nous avons recherché le comportement de quatre plantes (*Cladonia portentosa*, *Hedwigia ciliata*, *Armeria arenaria* et *Festuca lemanii*) dans la fixation de deux métaux lourds (Nickel et Chrome). Aucune de ces plantes n'est hyperaccumulatrice et ne peut servir pour la phytoremédiation. *Armeria arenaria* et *Festuca lemanii* accumulent davantage que *Cladonia portentosa* et *Hedwigia ciliata*.

MOTS CLES : Serpentinites et magnésisols, bioaccumulation, nickel et chrome, *Cladonia portentosa*, *Hedwigia ciliata*, *Armeria arenaria* et *Festuca lemanii*.

TITLE: Bioaccumulation of chromium and nickel by *Cladonia portentosa*, *Hedwigia ciliata*, *Armeria arenaria* et *Festuca lemanii* en milieu serpentinique (Lande du Cluzeau, Haute-Vienne).

ABSTRACT: In the Limousin region (France), serpentine formations are linked to landscape morphologically, characterised by a clear karstification. Rock decomposition had lead to the constitution of magnesisols, deeply mobisted by magnesium, iron and heavy metals exudation. On the heath of Cluzeau (Haute-Vienne), we have studied nickel and chromium accumulation into four plant species. We detected no species to be a bioaccumulator. *Armeria arenaria* and *Festuca lemanii* are more bioaccumulator than *Cladonia portentosa* and *Hedwigia ciliata*.

KEY WORDS: Serpentine and magnesisols, nickel and chromium, bioaccumulation, *Cladonia portentosa*, *Hedwigia ciliata*, *Armeria arenaria* and *Festuca lemanii*.

INTRODUCTION

Les métaux lourds sont des éléments traces constituant moins de 0,1 % de la croûte terrestre. Le protocole métaux lourds de la convention de Genève désigne par le terme « métaux lourds », les métaux et leurs composés qui ont une masse volumique supérieure à 4,5 g/cm³. Une partie d'entre eux sont des oligo-éléments essentiels aux processus biologiques (fer, magnésium, cobalt, cuivre, zinc, molybdène, nickel...) mais ils deviennent toxiques lorsqu'ils sont présents en excès dans les cellules. Par contre d'autres oligo-éléments non essentiels sont toxiques à de faibles concentrations (cadmium, chrome, plomb, mercure...). Ces éléments peuvent conduire à des phénomènes de pollution c'est-à-dire une accumulation en quantité telle que l'élément peut induire un danger pour les organismes vivants ou compromettre l'usage qui est habituellement fait du milieu récepteur.

Les causes de pollution par les métaux lourds peuvent être d'origine humaine (dépôts atmosphériques concernant surtout Zn et Pb, la fertilisation phosphatée avec Cd, les lisiers et les boues apportant Zn et Cu) et d'origine naturelle (fond géochimique local). Dans cette dernière optique, le cas des roches ultrabasiques et des sols qu'elles génèrent est particulièrement révélateur. Présentes à des degrés divers dans le monde entier (Afrique du Sud, Etats-Unis, Nouvelle-Calédonie, Nouvelle-Zélande, péninsule des Balkans, Ecosse, Suède, Portugal, Italie, France...), l'altération de ces roches conduit à des sols très particuliers. Outre le magnésium et le fer provenant de l'altération des minéraux ferromagnésiens et libérés en grande quantité, on y rencontre des taux anormalement élevés de métaux lourds toxiques comme le nickel, le chrome, le cobalt, le cadmium. Une analyse chimique moyenne de ces roches et des horizons pédologiques non hydromorphes des sols de La Roche-l'Abeille (à faible distance de la lande du Cluzeau) est donnée à titre indicatif (tableau I, d'après Nkanika Wa Rupiya, 1979). Elle témoigne de la similitude et de l'homogénéité de ces roches

Eléments principaux	Teneur moyenne dans les ultrabasiques	Serpentinite de La Roche-l'Abeille
Eléments majeurs		
SiO ₂	43,87	40,33
Al ₂ O ₃	34,80	1,84
Fe ₂ O ₃	13,48	7,84
CaO	3,50	0,15
Na ₂ O	0,56	0,08
K ₂ O	0,0048	0,06
MgO	33,86	35,50
Eléments traces		
Cr ₂ O ₃	2336	3153
MnO	2090	1137
CoO	191	702
NiO	2540	2473
CuO	13	23

Tableau I : Composition chimique moyenne de la serpentine de La Roche-l'Abeille. Les teneurs en oxydes des éléments majeurs sont exprimées en pour cents pondéraux, celles des éléments trace en ppm (d'après Nkanika Wa Rupiya, 1979).

Les conditions extrêmes de ces sols exercent une forte pression de sélection sur les plantes, ce qui conduit à des formations remarquables qui tranchent dans le paysage environnant et qui possèdent une végétation spécifique (annexe 1).

Les espèces serpentiphytes peuvent être classées en deux groupes : le premier regroupe les plantes tolérantes à la serpentinite capables de survivre dans ce milieu mais poussant mieux ailleurs et le second rassemble les plantes serpenticoles, qui sont uniquement retrouvées sur ces substrats.

Lorsqu'elles sont exposées à des teneurs élevées en métaux lourds, même s'il s'agit d'éléments indispensables à leur métabolisme (zinc, cuivre, manganèse...), la plupart des plantes adoptent une réponse dite d'exclusion en freinant l'absorption et la translocation des métaux lourds vers les organes aériens. Toutefois, certaines espèces de la flore des sols serpentiques montrent un comportement totalement différent, consistant en une accumulation massive d'un ou plusieurs métaux dans les organes aériens. Par convention, les seuils de concentration dans les feuilles définissant l'hyperaccumulation varient selon le métal considéré : 100 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de matière sèche (MS) pour le cadmium, 1000 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS pour le plomb, le nickel, le chrome, le cobalt et le cuivre, 10000 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS pour le zinc et le manganèse (Brooks, 1998). Environ 800 espèces hyperaccumulatrices de métaux lourds, principalement le nickel, sont connues parmi les plantes vasculaires.

Les espèces résistantes aux fortes concentrations de métaux lourds présentes dans les sols serpentiques constituent de très bons modèles d'étude dans la recherche fondamentale sur l'évolution, l'écologie et la physiologie (Robinson *et al.*, 1996, Zayed et Terry., 2003). Mais, les plantes hyperaccumulatrices (Marmioli *et al.*, 2004) présentent également un intérêt pratique puisqu'elles pourraient théoriquement être utilisées pour extraire les métaux lourds des sols pollués (phytoextraction). Malheureusement, leur faible productivité rend souvent leur utilisation aléatoire.

Ces dernières années, la contamination de l'environnement par le chrome est devenue un problème majeur. Sous sa forme hexavalente (Cr IV), il est hautement toxique pour les animaux et les végétaux.

Très localement, le nickel peut contaminer les eaux douces et le milieu terrestre à la suite de l'altération et de l'érosion naturelles de matériaux géologiques. A plus grande échelle, le nickel est principalement rejeté dans l'environnement à la suite d'activités humaines comme l'exploitation minière, l'incinération de déchets... A doses élevées, le nickel devient toxique. Pour les personnes sensibles, il peut entraîner une allergie par contact avec la peau ou par sa présence excessive dans la nourriture entraînant des manifestations cutanées et respiratoire (asthmes). De plus, les composés du nickel sont cancérigènes pour le nez et les poumons.

A cause de leurs propriétés physico-chimiques, les sols serpentiques sont peu favorables à la végétation. L'exudation du fer qui les colore fortement en brun-rouge et la très faible teneur en aluminium qui limite l'argilogénèse en fait des milieux chauds et secs. La forte concentration en magnésium du sol bloque la capacité des plantes à puiser des nutriments spécialement le calcium, très peu présent, avec lequel il rentre en compétition. En outre, d'importants nutriments comme le potassium, le phosphore et l'azote sont retrouvés en très faible quantité. Enfin, la richesse en métaux lourds toxiques (nickel, chrome, cobalt...) constitue un autre facteur de spéciation de la végétation.

Les sols serpentiques non hydromorphes sont peu profonds, à faible capacité de rétention en eau et à chimisme très particulier. Ils constituent, selon la nomenclature (Baize et Girard, 1995) des magnésisols lithiques (superficiels et graveleux) ou leptiques (de faible profondeur).

Les capacités d'absorption de métaux lourds par les plantes présentes sur les sols serpentiniques en Haute-Vienne sont peu connues. Ainsi quatre plantes fréquentes sur le site serpentinique du Cluzeau (Haute-Vienne), ont été choisies pour être dosées en chrome et en nickel: ce sont *Cladonia portentosa* (nomenclature selon Clauzade et Roux, 1985), *Hedwigia ciliata* (nomenclature selon Watson, 1968), *Armeria arenaria* et *Festuca lemanii* (nomenclatures selon Kerguelen, 1993).

L'objectif de cette étude est d'étendre les connaissances sur les réponses de ces espèces végétales poussant sur ces sols riches en métaux lourds qu'ils contiennent.

MATERIEL ET METHODES

1. Le milieu d'étude

La lande du Cluzeau fait partie d'un ensemble de petits massifs de roches ultrabasiques bien localisés, orientés d'ouest en est, de La Porcherie à l'est jusqu'à Vayres à l'ouest. Elle est située sur les communes de Meuzac et Château-Chervix (annexe 2). Une comparaison avec quelques aspects du site de Bettu sera brièvement évoquée.

Présentation du site

Comme les autres landes serpentiniques de la région, c'est une pelouse sèche, ouverte, avec de nombreux affleurements rocheux dominant les prairies alentour sur roches acides.

Le matériel végétal

Il est représenté par quatre espèces réparties sur des aspects différents du substratum permettant d'appréhender les rôles pionniers des lichens et mousses en milieux rocheux lithiques et des plantes à fleurs sur sols plus profonds :

- *Cladonia portentosa* (annexe 3-A) est un Lichen, résultat de la symbiose entre un champignon supérieur et une algue. Contrairement aux plantes supérieures, les lichens ne possèdent pas de racines mais parfois des rhizines dont le rôle principal est de fixer le lichen à son substrat. Les lichens ont aussi la possibilité d'absorber les ions lors de la désagrégation de la roche par les acides libérés dans le sol, mais ils dépendent très largement de l'air pour leur nutrition. Ils possèdent une grande capacité à absorber et concentrer les substances contenues dans la pluie mais ne disposent pas de système d'excrétion efficace. En désagrégeant la roche en s'incrétant dans le substrat, ils contribuent ainsi, avec le temps, à la genèse du sol.
- *Hedwigia ciliata* (annexe 3-D) fait partie du groupe des Bryophytes. Elles ne possèdent pas d'appareil racinaire et ainsi ne prélèvent pas d'élément du sol. L'absorption des minéraux est assurée par toute la surface de la plante en contact avec l'eau et ses substances dissoutes. Ce sont des végétaux très résistants et, à ce titre, constituent avec les lichens, des espèces pionnières capables de coloniser des milieux minéraux dont ils assurent la dégradation biologique primaire. Ils participent alors à la formation des sols permettant aux végétaux supérieurs plus exigeants de s'installer à leur tour.

- *Armeria arenaria* (annexe 3-B), plante supérieure de la famille des Plumbaginacées, est une plante herbacée vivace avec des feuilles en rosette. En Limousin, cette espèce n'est retrouvée que dans les milieux serpentiniques.
- *Festuca lemanii* (annexe 3-C) fait partie de la famille des Poacées (= Graminées). C'est une plante herbacée vivace, très touffue, souvent de couleur gris-vert, également localisée sur ces milieux en Limousin (serpentinophyte locale).

2. Techniques d'analyse

21 – Prélèvement des échantillons

Les plantes sont prélevées par temps sec avec racines, tiges et feuilles pour les plantes vasculaires. Elles sont débarrassées des éléments terreux grossiers adhérents avant d'être conditionnées séparément dans des sacs plastiques fermés.

Les échantillons de sol sont recueillis sous les plantes prélevées et mis en attente dans des sacs du même type.

Les plantes collectées ont été lavées ; puis séparées en tiges, feuilles et racines dans le cas de *F. ovina* et *A. arenaria*. Les échantillons ont été ensuite séchés à l'étuve pendant 24 heures à une température de 70°C pour enfin être réduits en fine poudre à l'aide d'un mortier et d'un pilon.

22 – Préparation et minéralisation du matériel végétal

Les broyats de plantes ont été déposés dans des bombes en téflon (réacteurs à digestion par micro-ondes) à raison de 20mg par tube et mélangés avec de l'acide nitrique HNO₃ à 69 % et du peroxyde d'hydrogène H₂O₂ (5:1, v/v). La combinaison de l'acide nitrique avec le peroxyde d'hydrogène permet de décomposer les échantillons organiques en les transformant en dioxyde de carbone et eau.

Les tubes ont ensuite été placés dans un four micro-onde Microwave Sample Préparation System Multiwave 3000 de Anton Paar. Ce four est conçu pour chauffer simultanément une douzaine de réacteurs à pression modérée. Les réacteurs sont placés sur un plateau rotatif qui tourne sur lui-même en continu de sorte que chacun des réacteurs reçoit une énergie moyenne identique.

Le four a été programmé pour porter les échantillons à une température de 210°C (20 minutes), puis cette température a été maintenue pendant 10 minutes pour enfin chuter à 0°C pendant 20 minutes.

Les minéralisats obtenus ont été placés dans des fioles jaugées de 10ml, puis de l'eau distillée a été rajoutée jusqu'au trait de jauge.

Les minéralisats ont enfin été filtrés à l'aide de seringues munies de filtre Minisart RC4 Sartorius d'une taille de pores de 0,2 µm.

23 – Préparation et minéralisation des sols

Les échantillons de sols ont également été séchés à l'étuve pendant 24 heures à une température de 105°C. Par la suite, ceux-ci ont été tamisés à travers un tamis à trous ronds de 2mm de diamètre afin de séparer la terre fine (fraction inférieure à 2 mm) sur laquelle sont réalisées les analyses.

Pour connaître le pH, les échantillons de sols tamisés ont été mis en suspension dans de l'eau distillée à raison de 10 g de sol mélangé à 25 ml d'eau distillée. Le pH a été mesuré à l'aide d'un pHmètre Inolab WTW level 2 muni d'une électrode SenTix 41 WTW. Les pH ont été mesurés à une température ambiante de 23,4°C après x heures de contact sur le surnageant non agité.

Pour extraire les métaux lourds, les échantillons de sols sont introduits dans des tubes à raison de 500 mg par tube puis mélangés à de l'acide nitrique HNO₃ à 69 % et de l'acide chlorhydrique HCl à 37 % (3:1, v/v). L'eau régale ainsi obtenue est un excellent solvant pour les échantillons inorganiques. Les tubes ont été placés dans un four micro-onde Microwave Sample Préparation System Multiwave 3000 de Anton Paar. Le four a mis 30 minutes pour amener la température à 100°C puis 15 minutes pour atteindre 150°C, 15 minutes pour arriver à 200°C pour enfin chuter à 0°C et maintenir cette température pendant 25 minutes.

Les minéralisats ont été déposés dans des fioles jaugées de 25 ml puis de l'eau distillée a été rajoutée jusqu'au trait de jauge.

Des seringues munies de filtres à seringues Minisart RC4 Sartorius d'une taille de pores de 0,2 µm ont été utilisées pour filtrer les minéralisats.

24 – Dosage du nickel et du chrome

Les matériels végétal et minéral sont analysés par spectrophotométrie atomique de flamme. Cette technique est basée sur le principe que les atomes libres peuvent absorber la lumière d'une certaine longueur d'ondes. La longueur d'onde d'absorption d'un élément lui est spécifique. La détermination spectroscopique d'espèces atomiques peut seulement être réalisée à partir d'un échantillon à l'état gazeux. Il faut de la chaleur pour faire passer l'échantillon à l'état gazeux. La chaleur est générée par une flamme. La spectrophotométrie de flamme analyse seulement les solutions.

Un atomiseur de flamme consiste en un nébuliseur qui convertit l'échantillon en un aérosol, grâce au brûleur. L'atomisation se produit dans la flamme qui est alimentée par de l'acétylène et de l'air (température de 1400 °C).

Des gammes étalons de 0,5, 1, 1,5 et 2 ppm de Cr et de Ni ont été réalisées à partir de solutions mères de Cr et de Ni de 1000 ppm.

Les échantillons de plantes et de sols ont été soumis à une analyse de leur contenu en chrome et nickel par spectrométrie d'absorption atomique à flamme grâce à un spectromètre SpectrAA220 de Varian.

RESULTATS ET DISCUSSION

Les résultats d'analyse (concentrations de Ni et de Cr ainsi que pH des sols) sont regroupés dans le tableau ci-dessous (tableau II).

Echantillons	pH	Concentration moyenne en Ni ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de matière sèche - MS)	Concentration moyenne en Cr ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de matière sèche - MS)
A – Sols (horizon humifère)			
<i>Cladonia portentosa</i>	6,3	861,8	1219,7
<i>Hedwigia ciliata</i>	6,2	633,6	974,1
<i>Armeria arenaria</i>	6,3	848,2	1157,3
<i>Festuca lemanii</i>	6,2	814,3	1179,2
B – Plantes			
<i>Cladonia portentosa</i>		42,4	0
<i>Hedwigia ciliata</i>		35,7	8,0
<i>Armeria arenaria</i>			
Racines		150,7	54,7
Feuilles		80,3	35,7
<i>Festuca lemanii</i>			
Racines		258,4	49,5
Feuilles		32,5	0
Tiges		42,6	0
Fleurs		53,4	2,4
Site de Bettu			
<i>Festuca lemanii</i>			
Racines		435 (264)*	n. d.
Feuilles		127 (75)	n. d.

Tableau II : A- Valeurs des pH mesurés à 23,4°C et concentrations en Ni et Cr ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de MS) de sols serpentiniques recueillis au Cluzeau (Haute-Vienne) aux lieux de récolte de *Cladonia portentosa*, *Hedwigia ciliata*, *Armeria arenaria* et *Festuca lemanii*.

B- Concentrations en Ni et Cr ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de MS) d'échantillons de *Cladonia portentosa*, *Hedwigia ciliata*, *Armeria arenaria* et *Festuca lemanii*.

* : écart type.

Le pH du sol est le facteur le plus important contrôlant la solubilité d'un métal. A de faibles pH, la majorité des métaux sont plus solubles dans le sol et mobiles. Ceci augmente leur accessibilité aux plantes. En plus du pH, d'autres facteurs affectent la disponibilité des métaux comme les contenus en argile et en matière organique des sols.

Les pH des sols recueillis aux sites de récolte de *C. portentosa*, *H. ciliata*, *A. arenaria* et *F. lemanii* sont respectivement 6,3 ; 6,2 ; 6,3 et 6,2. Les pH mesurés sont assez homogènes malgré les lieux de récolte différents des sols. Dans l'intervalle de pH {6,1, 6,5} les sols sont considérés comme légèrement acides, ce qui tranche avec les pH acides des sols du Limousin. Les sols serpentiniques sont généralement caractérisés par des pH légèrement acides à neutres allant de 6,1 à 7,3 (Freitas *et al.*, 2003). Ainsi, la disponibilité de nickel et de chrome par les plantes n'est pas maximale si on ne considère que le pH. La pauvreté des sols serpentiniques en matière organique,

qui réduit la disponibilité des métaux, accentue l'effet des pH légèrement acides sur la mobilité des métaux.

La gamme de valeurs de nickel couramment observées dans les sols sur roches acides situe entre 2 et 60 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS.

Les concentrations en nickel dans les sols analysés sont donc très élevées par rapport aux sols développés sur les roches acides du Limousin avec un maximum de 861,8 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS correspondant au sol de *C. portentosa* et un minimum de 633,6 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS pour le sol de *H. ciliata*. Toutefois des teneurs de nickel beaucoup plus importantes atteignant la valeur de 2348 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS ont été mesurées dans des sols portugais serpentiniques (Freitas *et al.*, 2003). Mais, sur ces mêmes sols portugais des concentrations de nickel de 102 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS sont retrouvées, ce qui montre une forte hétérogénéité dans le contenu en nickel. Cette différence de variation du contenu en nickel entre les deux sites (Cluzeau et Portugal) peut s'expliquer par le fait que l'aire du milieu serpentinique au Portugal s'étend sur 8000 ha alors que le site du Cluzeau ne possède qu'une superficie de 132 ha. Des prélèvements étendus sur l'ensemble du milieu serpentinique du Cluzeau devraient être effectués afin de mieux appréhender les propriétés de la zone étudiée.

Les concentrations de nickel de 848,2 (*A. arenaria*), 861,8 (*C. portentosa*), 814,3 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS (*F. lemanii*) sont elles assez homogènes. La valeur mesurée dans le sol de *H. ciliata* est relativement éloignée des autres concentrations (633,6 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS).

Le contenu en chrome dans les sols non serpentiniques varie en général de 0 à 200 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS (Becquer *et al.*, 2003) mais dépasse 4000 $\mu\text{g.g}^{-1}$ sur les sols serpentiniques du Queensland (Australie) (Batianoff et Specht, 1991) et près de 7000 au Portugal (ci-après). Les quantités de chrome dans les sols varient de 1219,7 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS pour le sol de *C. portentosa* à 974,1 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS pour le sol de *H. ciliata*. De même que pour le nickel, les concentrations de chrome sont assez homogènes dans les sols de *A. arenaria* (1157,3 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS), *C. portentosa* (1219,7 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS) et *F. lemanii* (1179,2 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS). On retrouve, comme dans le cas du nickel, une valeur de chrome dans le sol de *H. ciliata* inférieure aux autres.

Les concentrations de chrome rentrent dans l'intervalle de valeurs mesurées à partir de sols serpentiniques portugais (Freitas *et al.*, 2003) qui se situent entre 200 et 6822 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS. Comme dans le cas du nickel, les sols portugais présentent des concentrations en chrome très fortes et variables par rapport au sol du Cluzeau.

Les concentrations en chrome dans les sols sont supérieures à celles du nickel. Il apparaît que les proportions de nickel et de chrome sont généralement assez variables selon les sites et le point de prélèvement. Ainsi les sols serpentiniques portugais (Freitas *et al.*, 2003) contiennent également plus de chrome que de nickel (200 à 6822 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS de chrome contre 102 à 2348 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS de nickel) tandis que dans des sols australiens (Wenzel *et al.*, 2003), le nickel (2580 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS) est majoritaire par rapport au chrome (1910 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS).

Les quantités de nickel et de chrome dans le sol de *H. ciliata* sont notablement inférieures (633,6 et 759,8 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS de Ni et de Cr respectivement), cela pourrait s'expliquer par le fait que le sol retrouvé au niveau d'*H. ciliata* est moins évolué que celui retrouvé sous les autres plantes.

Les espèces non-serpentinophytes contiennent en général de très faibles concentrations foliaires de nickel variant de 0,1 à 5 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS tandis que celles retrouvées chez les espèces serpentinophytes oscillent en général entre 20 et 100 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS (Freitas *et al.*, 2003). Les valeurs de nickel dosées dans les feuilles de *A. arenaria* et *F. lemanii* sont respectivement de 80,3 et de 32,5 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS, ce qui est en accord les résultats évoqués précédemment.

Il n'apparaît aucune corrélation entre la quantité de nickel absorbée par les plantes et les très fortes concentrations de ce métal dans le sol. L'assimilation de nickel chez les plantes étudiées est relativement variable selon la plante et l'organe considérés. Ainsi les plus fortes quantités de nickel sont retrouvées dans les racines de *F. lemanii* avec 258,4 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS tandis que les feuilles, les fleurs et les tiges n'en contiennent respectivement que 32,5 ; 53,4 et 42,6 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS.

Dans une précédente étude (Verger *et al.*, 2001) effectuée sur le massif serpentinique de Bettu (Corrèze, Limousin, France) les concentrations de nickel retrouvées chez *F. lemanii* étaient, respectivement, dans les feuilles et les racines, de 127 et de 435 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS. Les quantités de nickel chez *F. lemanii* dans la lande du Cluzeau sont donc approximativement divisées de moitié. Cet écart peut être attribué aux différences de composition et de propriétés physico-chimiques des sols. Les valeurs du pH étant semblables, il faudrait connaître les contenus en chrome et en nickel du sol du massif de Bettu afin de pouvoir comparer avec les valeurs obtenues sur le site du Cluzeau. De même chez *A. arenaria*, une concentration de 150,7 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS a été retrouvée dans les racines tandis que les feuilles n'en contiennent que 80,3 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS.

Les différences de concentrations de Ni entre les parties aériennes et terrestres sont plus marquées chez *F. lemanii* que chez *A. arenaria* mais chez ces deux espèces le nickel est surtout retrouvé au niveau des racines. Ces deux espèces répondent donc aux forts taux de nickel par exclusion du métal dans les racines afin d'en minimiser la toxicité.

Enfin les quantités de nickel présentes chez *C. portentosa* et chez *H. ciliata* sont respectivement 42,4 et 35,7 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS. Les Lichens et les Bryophytes trouvent moins d'éléments minéraux assimilables dans les sols initiaux développés sur la roche. L'accumulation de nickel est plus importante chez *Cladonia portentosa* que chez *H. ciliata*. Ceci est dû à la forte capacité d'accumulation du partenaire fongique du lichen. Une mesure de la composition de l'air sur le site du Cluzeau devrait être effectuée afin de connaître les capacités d'accumulation de ces deux espèces. Les analyses existant à ce jour (ADEME, 1997) montrent une très faible teneur atmosphérique à proximité du site d'étude.

Aucune des plantes analysées n'est donc hyperaccumulatrice de nickel puisque la limite caractérisant une plante hyperaccumulatrice de nickel est de 1000 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS (Brooks, 1998).

Les concentrations de chrome retrouvées chez les plantes sont beaucoup moins importantes que celles de nickel alors que les sols étudiés contiennent plus de chrome que de nickel, ceci est lié à la biodisponibilité plus faible du Cr. En effet, la valeur maximale observée dans les racines de *A. arenaria* est de 54,7 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS.

Une concentration un peu plus faible de 35,7 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS est observée dans les feuilles d' *A. arenaria*. Chez *F. lemanii*, du chrome n'est retrouvé qu'au niveau des racines avec une concentration de 49,5 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS et dans les fleurs avec 2,4 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS. Les faibles concentrations de chrome retrouvées chez *A. arenaria* et *F. lemanii* ne sont pas étonnantes puisque le chrome a une faible solubilité à l'intervalle de pH auquel les plantes sont exposées (6,17 à 6,30). De plus le chrome est rarement accumulé par les plantes. *H. ciliata* présente une faible concentration de chrome avec 8 $\mu\text{g.g}^{-1}$ MS. Enfin aucune trace de chrome n'est retrouvée chez *C. portentosa*. Chez ces deux dernières espèces les faibles quantités de chrome mesurées peuvent être dues à la faible disponibilité du chrome dans le sol. Il se peut également que les deux espèces, notamment *C.*

portentosa, n'absorbent pas le chrome. De même que pour le nickel, une analyse de chrome dans l'air permettrait de mieux appréhender ces résultats et une étude de l'absorption de chrome par les plantes en milieu pollué permettrait d'invalider ou de confirmer les hypothèses précédentes.

Ainsi aucune des plantes choisies n'est hyperaccumulatrice de chrome puisqu'aucune concentration foliaire n'atteint la limite de 1000 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de MS définissant l'hyperaccumulation (Brooks, 1998).

CONCLUSION

Les sols serpentiniques du Cluzeau contiennent de fortes concentrations de nickel et de chrome qui sont assez homogènes. Mais, cette forte quantité de métaux n'est pas proportionnelle à l'accumulation de métaux par les plantes. L'absorption de nickel et de chrome est variable selon l'espèce végétale et le métal considéré et les propriétés physico-chimiques du sol (pH, proportions de matière organique, d'argile...). Aucune des plantes étudiées n'est hyperaccumulatrice des métaux étudiés, mais celles-ci contiennent des quantités de nickel et de chrome qui seraient toxiques pour des espèces non-serpentinophytes.

Parmi les quatre espèces analysées, *A. arenaria* et *F. lemanii* sont strictement limitées, en Limousin, aux milieux serpentiniques ce qui en fait des plantes à aire restreinte et à ce titre elles doivent être protégées. La seconde paraît même être une serpentinophyte dépassant le niveau local mais l'état actuel des connaissances à son sujet demande une certaine prudence.

Bien que nulle plante étudiée ne soit actuellement utilisée dans l'extraction de métaux lourds, il semblerait que *A. arenaria* ait attiré l'attention de chercheurs du C.N.R.S. de Montpellier afin de mesurer ses capacités en phytostabilisation et/ou phytoremédiation. Le problème est que cette espèce produit une faible biomasse ce qui limite son intérêt au profit de plantes faiblement accumulatrices mais à fort rendement comme le maïs.

Les milieux serpentiniques ne présentent pas seulement un potentiel pour la phytoremédiation mais ce sont surtout de petits îlots d'espèces remarquables. En effet, de nombreuses espèces sont endémiques à la serpentine, c'est-à-dire qu'elles ne sont présentes que sur ce milieu et que leur survie dépend de leur préservation.

BIBLIOGRAPHIE

- A.D.E.M.E. (1997). Retombées atmosphériques de métaux en France : estimation par dosage dans des mousses. Paris, 188 pp.
- BAIZE D. & GIRARD M.C. (1995). Référentiel pédologique. I.N.R.A., 332 pp.
- BATIANOFF G.N. & SPECHT L. (1991). Queensland (Australia) serpentine vegetation in the vegetation of ultramafic soils – Intercept Ltd, PO Box 716, Andover, Hampshire, SP10IYG. U.K., 109-28.
- BECQUER T., QUANTIN C., SICOT M. & BOUDOT J. P. (2003). Chromium availability in ultramafic soils from New-Zealand. *Sc. t. Env.*, **301**, 251-261.
- BROOKS R. R. (1998). Plants that accumulate Heavy metals. CAB International, Wallingford, 384 pp. Cité par H. Freitas, M.N. V. Prasad, J. Pratas (2003). Analysis of serpentinophytes from north-east of Portugal for trace metal accumulation-relevance to the management of mine environment. *Chromosph.*, **54**, 1625-642.
- CLAUZADE G. & ROUX C. (1985). Liken of Okcidenta Europo. Ilustrita determinlibro. Bull. Soc. Bot. Centre-Ouest, n-s **7**, Royan, 893 pp.
- FREITAS H., PRASAD M.N.V. & PRATAS J. (2003). Analysis of serpentinophytes from north-east of Portugal for trace metal accumulation-relevance to the management of mine environment. *Chromosph.*, **54**, 1625-642.
- KERGUELEN M. (1993). Index synonymique de la flore de France. *Collec. Patrimoines Naturels*, 8. M.N.H.N., Paris, 198 pp.
- MARMIROLI M., GONNELLI C., MAESTRI E., GABBRIELLI R. & MARMIROLI N. (2004). Localisation of nickel and mineral nutrients Ca, K, Fe, Mg by scanning electron microscopy microanalysis in tissues of the nickel-hyperaccumulator *Alyssum bertolonii* Desv. and the non-accumulator *Alyssum montanum* L.. *Plant Biosyst.*, **138**, 231-243.
- NKANIKWA WA RUPIYA P. (1979). Etude géochimique des métaux lourds dans les sols développés sur le massif de serpentine de la Roche l'Abeille (Haute-Vienne, France). Thèse de 3^{ème} cycle, Géochimie appliquée, Orléans, 120 pp.
- ROBINSON B. H., BROOKS R. R., KIRKMAN N., GREGG P. E. H. & GREMIGNI P. (1996). Plant-available elements in soils and their influence on the vegetation over ultramafic (« serpentine ») rocks in New Zealand. *Journal of the Royal Society of New Zealand*, **46**, 457-468.
- VERGER J.P., BOTINEAU M., VILKS A., GIOAN M., SIRIEIX D., RELIAT K. & LEROUGE C. (2001). Le massif serpentinique du Bettu (Corrèze, Limousin, France). *Boccone*, **13**, 583-587.
- WATSON E.V. (1968). British Mosses and Liverworts. *Cambridge Univ. Press*, 495 pp.
- WENZEL W. W., BUNKOWSKI M., PUSCHENREITER M. & HORAK O. (2003). Rhizosphere characteristics of indigenously growing nickel hyperaccumulator and excluder plants on serpentine soils. *Envir. Poll.*, **123**, 131-138.
- ZAYED A. M. & TERRY N. (2003). Chromium in the environment : factors affecting biological remediation. *Plant and Soil*, **249**, 139-156.

Galba truncatula (Lymnaeidae): la colonisation de l'habitat au cours de l'année et la dynamique des générations annuelles chez deux populations vivant sur des berges de rivière en amont d'un barrage

D. RONDELAUD¹, P. HOURDIN², M. ABROUS¹, P. VIGNOLES¹ et G. DREYFUSS¹

1. UPRES EA n° 3174, "Biodiversité des Digènes" (associée à l'INRA), Facultés de Médecine et de Pharmacie, 87025 Limoges Cedex.

2. Laboratoire de Botanique et de Cryptogamie vasculaires, Faculté de Pharmacie, 87025 Limoges Cedex.

RÉSUMÉ - Des investigations malacologiques ont été réalisées pendant trois années sur deux habitats de *Galba truncatula*, situés sur des berges de rivière en amont d'un barrage afin d'étudier la colonisation des différentes zones de l'habitat par les limnées en fonction du niveau de l'eau, de déterminer la dynamique des générations annuelles du mollusque et d'analyser les capacités de la limnée à s'exonder. Les deux habitats présentent un retrait quotidien de l'eau, ce qui permet l'étude des berges pendant plusieurs heures. De mars à décembre, les limnées des deux populations suivent les variations saisonnières du niveau de l'eau mais peu d'entre elles suivent le retrait quotidien de celle-ci. Deux générations annuelles de *G. truncatula* ont été notées dans ces habitats, la première à partir du début de juillet et la seconde en décembre. De juillet à octobre, les limnées en activité effectuent d'assez grands déplacements (25 à 44 cm) lorsque l'eau se retire chaque jour mais elles présentent aussi une réaction de fuite vers les zones émergées lorsque celle-ci remonte. Durant la même période, la croissance des mollusques qui suivent chaque jour le retrait de l'eau est significativement plus rapide que celle des mollusques qui ne se déplacent que dans la même zone de leur habitat. Ces résultats suggèrent que les populations de *G. truncatula* vivant sur le bord de ces rivières seraient parfaitement adaptées à leur habitat.

MOTS CLÉS: *Galba truncatula*, berges de rivière, écologie, éthologie, Limousin, sols acides.

SUMMARY - *Galba truncatula* (Lymnaeidae): the colonisation of the habitat over the year and the dynamics of annual generations in two populations living along river banks upstream from a dam.

ABSTRACT - Malacological investigations in two habitats of *Galba truncatula*, located along river banks upstream from a dam, were carried out over three years to study the colonization of the different zones of the habitat by snails in relation to seasonal water-level variations, to determine the dynamics of snail's annual generations, and to analyse the ability of the snail to emerge from water. These snail habitats showed a daily retirement of water, thus permitting the study of snails on banks for several hours per day. From March to December, snails followed the seasonal variations of water-level. However, only a few of them were observed following the daily retirement of water. Two annual generations of *G. truncatula*, the first from the onset of July and the second in December, were noted in these habitats. From July to October, non aestivating snails travelled a mean of 25 to 44 cm when water retired every day. However, they escaped water rising by taking refuge in the still emerged zones of the habitats. When snails

followed the daily retirement of water, their growth from July to October was significantly quicker than that of snails which only moved in the same zone of their habitat. The populations of *G. truncatula* living along river banks would be completely adapted to their habitat.

KEY WORDS: *Galba truncatula*, acid soils, ecology, ethology, Limousin, river banks.

INTRODUCTION

Le mollusque *Galba truncatula* O.F. Müller 1774 vit dans des habitats de nature variée, notamment sur les berges des ruisseaux ou celles des rivières (Taylor, 1965). Si l'écologie du mollusque est bien connue à l'heure actuelle dans le cas des populations qui vivent aux extrémités les plus périphériques d'un réseau hydrographique comme dans les rigoles de drainage superficiel (Moens, 1991, par exemple), il n'en est pas de même pour les colonies situées le long des cours d'eau. En effet, la localisation particulière des habitats ne permet pas de mener des études sur le mollusque au cours des mois d'hiver lorsque l'eau est à son plus haut niveau. Les investigations dans ces gîtes à *G. truncatula* ne peuvent donc être réalisées que lors du retrait des eaux à partir du mois d'avril jusqu'à la fin novembre.

Des observations préliminaires réalisées dans la région du Limousin (Dreyfuss *et al.*, 1997) montrent que la répartition des habitats de *G. truncatula* est discontinue le long des rivières et que les effectifs du mollusque dans chacun de ses gîtes sont très variables. Le suivi d'une population sur une année montre l'existence d'une seule génération annuelle, avec le dépôt des pontes à la mi-juillet et le développement des jeunes en août-septembre (Vareille-Morel *et al.*, 1998). Cependant ces premières observations ne peuvent être généralisées aux autres populations de limnées vivant dans le même type d'habitat si bien que nous nous sommes posé les trois questions suivantes: quel est le nombre exact de générations annuelles pour *G. truncatula* dans les habitats situés sur les berges des rivières ? Quelles sont les variations d'effectif au cours de l'année ? Quelles sont les zones colonisées par les mollusques en fonction du niveau de l'eau ? Pour répondre à ces trois questions, des observations bimensuelles ont été réalisées pendant trois années successives dans deux habitats de *G. truncatula*, situés sur des berges de rivière et présentant un retrait quotidien de l'eau sur la plus grande partie de l'année.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

1. Les zones d'étude

Les deux populations de *G. truncatula* vivent sur la commune de Saint-Priest-Taurion, département de la Haute-Vienne (Fig. 1). La première colonie peuple une berge longue de 35 m, sur la rive droite de la Vienne, au niveau du terrain de sports tandis que la seconde occupe une aire de 30 m de longueur, sur la rive droite du Taurion, au pied du pont (celui de la route D 29) qui enjambe cette rivière. La figure 2 montre un transect de l'une des berges. La zone supérieure (Z1) est le plus souvent exondée. Elle est constituée par un sol nu (la berge de la Vienne) ou par un groupement de *Dactylis glomerata*, mêlé à quelques rochers (la berge du Taurion). Le haut de la pente (zone Z2) est colonisé par *Glyceria fluitans* et quelques espèces rudérales. La bande inférieure de la zone Z2 et la zone Z3 (dépourvue de macrophytes) sont envahies par un sédiment vaseux. Les zones Z4 et Z5 correspondent au lit de la rivière et sont constitués respectivement par du sable et par le socle rocheux, recouvert par endroits de galets et d'un

Fig. 3. Les variations du niveau de l'eau au niveau de la berge de la Vienne à Saint-Priest-Taurion (Haute-Vienne) de 2001 à 2003: *i*) la hauteur de l'eau au point le plus bas de la zone Z5 (3a), *ii*) la hauteur de la zone exondée (3b), *iii*) la largeur de berge recouverte par l'eau (mesurée depuis le point le plus bas de l'habitat) (3c), et *iv*) la largeur de la zone exondée (3d). Les mesures ont été réalisées tous les 15 jours, à 16 heures de l'après-midi. Les chiffres obtenus lors des trois années ont été ramenés à des moyennes, encadrées chacune d'un écart type.

sédiment sablo-vaseux. En dehors de *G. truncatula*, la malacofaune comprend *Physella acuta* et *Radix balthica* (sur la zone Z5). Les zones Z1 et Z2 sont peuplées, en plus, par *Succinea putris*, *Trichia sericea* et *Zonitoides nitidus* (sur une partie des berges).

Au niveau de ces deux habitats, l'eau courante présente une baisse quotidienne de son niveau car les deux berges sont situées à 10 km en amont du barrage du Palais-sur-Vienne. La figure 3 montre les fluctuations quotidiennes du niveau, mesurées tous les 15 jours sur les berges de la Vienne au cours des trois années. L'amplitude de cette diminution n'est que de quelques centimètres au cours des mois d'hiver. Par contre, de juillet à septembre, l'eau baisse chaque jour sur une hauteur moyenne de 28 à 35 cm (Fig. 3a, b), ce qui découvre une largeur de 82 à 113 cm (Fig. 3c, d). L'émersion des zones de la berge pendant plusieurs heures de suite permet donc de suivre facilement les déplacements des limnées sur les différentes zones de la berge, d'effectuer les comptages ou de mesurer leur hauteur de coquille.

2. Distribution des limnées sur l'habitat au cours de l'année

Des investigations bimensuelles ont été réalisées de mars à décembre sur ces deux berges pendant trois années consécutives (2001-2003). Aucune observation n'a été effectuée en janvier et février en raison des faibles variations quotidiennes du niveau de l'eau (Fig. 3).

Au cours des autres mois, chaque relevé porte sur trois quadrats de 2 m² chacun (longueur: 1 m; largeur: 2 m, depuis la zone Z1 à la zone Z5) afin de procéder au décompte des mollusques en fonction de trois paramètres: *i*) l'effectif des mollusques sur chaque zone de l'habitat (de Z1 à Z5) lorsque cela est possible, quelle que soit leur taille, *ii*) la hauteur de la coquille pour 100 individus choisis au hasard sur la zone la plus peuplée de la berge (les limnées sont remises en place après les mesures), et *iii*) la présence de pontes. Des moyennes, accompagnées de leurs écarts types, sont calculées pour chaque paramètre en tenant compte de la date du relevé et de la zone considérée sur la berge (ou de la superficie prospectée, soit 2 m²).

3. Comportement des mollusques lors de l'exondation quotidienne

Des investigations bimensuelles ont été réalisées dans les deux habitats entre mars et décembre 2003 afin de déterminer si les limnées suivent le retrait de l'eau lors de l'exondation quotidienne. Des mollusques mesurant plus de 5 mm de hauteur ont été marqués dans ce but à l'aide de points rouges (résistant à l'eau) sur les premiers tours de la coquille et ont été placés dans la zone correspondant au niveau de l'eau le plus haut avant le retrait quotidien de celle-ci. Les observations ont porté *i*) sur la distance linéaire parcourue par les limnées lors de l'exondation (celle située en ligne droite entre la zone de départ et le point où chaque limnée est observée lorsque l'eau est à son niveau le plus bas) et *ii*) sur le temps que mettent les limnées pour quitter les zones les plus basses de l'habitat et regagner la zone la plus haute lorsque l'eau remonte. Les valeurs individuelles notées pour les distances linéaires sont ramenées à des moyennes, encadrées des écarts types correspondants, en fonction de la date du relevé. Une analyse de variance à un seul facteur (Stat-Itcf, 1988) a été utilisée pour déterminer les niveaux de signification statistique.

4. Perturbations liées à l'étiage des rivières

Des relevés bimensuels ont été réalisés de juillet à octobre 2003 pour déterminer si les limnées, qui sont fixées sur le substrat dans leurs habitats et qui ne sont pas recouvertes chaque jour par l'eau courante, restent en vie ou sont décédées. Ces dernières sont alors examinées sous loupe binoculaire pour déterminer la cause de leur décès. Les résultats ont été exprimés sous forme de pourcentages.

Les limnées vivantes qui ne se déplacent qu'à la limite des zones Z2-Z3 et celles qui suivent chaque jour le retrait de l'eau (elles sont peu nombreuses) sont mesurées tous les 15 jours sous une loupe binoculaire, munie d'un micromètre oculaire, afin de déterminer leur hauteur de coquille et suivre leur croissance de juillet à novembre. Après les mesures, les limnées sont remises sur place dans le lieu exact où elles étaient positionnées. Des moyennes et les écarts types correspondants ont été calculés à partir des valeurs individuelles avant d'être traitées par une analyse de variance à un seul facteur.

RÉSULTATS

1. L'occupation de l'habitat au cours de l'année

Les fréquences correspondant à l'occupation des cinq zones de l'habitat lors de l'exondation quotidienne sont précisées sur le tableau I. Ces pourcentages se rapportent aux relevés réalisés de mars à décembre.

Des variations dans les fréquences s'observent en fonction des différents mois de l'année. La zone la plus haute de l'habitat (Z1) n'est colonisée qu'en mars et début avril. A l'inverse, la zone à *Glyceria fluitans* (Z2) est peuplée tout au long de l'année. Après les deux maxima (82,6-83,8 %) notés en avril, on constate une diminution régulière de la fréquence jusqu'à la fin juillet (à 5 %), suivie d'un accroissement progressif jusqu'à la fin décembre.

Les trois autres zones ne sont colonisées que sur une partie de l'année. C'est le cas de la zone Z3 que les mollusques peuplent à partir d'avril et la fréquence de l'occupation s'accroît jusqu'à la fin juin (à 73,2 %). Par la suite, on note une diminution progressive des pourcentages jusqu'au début septembre et une remontée ultérieure, particulièrement nette en novembre et décembre. La zone Z4 n'est peuplée qu'à partir de juin et la fréquence de l'occupation s'accroît jusqu'au début de septembre (à 63,6 %) avant de diminuer par la suite jusqu'à la fin novembre. Enfin, la zone la plus basse (Z5) ne reçoit la visite que de quelques limnées entre juillet et octobre si bien que les pourcentages ne dépassent pas 4 %.

2. La dynamique des populations

La densité des *G. truncatula* (Fig. 4a) présente deux variations entre mars et décembre. La première est la plus importante et se déroule de la fin juin au début de septembre, avec un pic à 237 individus (sur 2 m²) au début de juillet. Malgré cette densité importante, il faut noter la chute marquée que l'effectif des limnées présente de la fin juillet jusqu'au début septembre : les valeurs de la fin septembre s'inscrivent dans le même ordre de grandeur que celles notées au printemps. La deuxième variation numérique est plus faible et se produit en décembre avec un pic culminant à 73 individus/2 m² à la fin du mois.

Les variations numériques de la densité constatées sur le figure 4a montrent l'existence de deux générations annuelles dans le cas de ces *G. truncatula*. Cette interprétation est confirmée par :

Fig. 4. La dynamique des deux populations de *Galba truncatula* entre mars et décembre: *i*) la densité des limnées sur un quadrat de 2 m² (4a), *ii*) l'effectif des juvéniles mesurant 2 mm de hauteur ou moins (4b) et *iii*) le nombre de pontes sur un quadrat de 2 m² (4c). Les chiffres obtenus au cours des trois années ont été ramenés à des moyennes, encadrées chacune d'un écart type. (*, absence de décomptes en raison de la trop faible amplitude de l'exondation journalière).

- l'évolution des juvéniles (< 2 mm) au cours de l'année (Fig. 4b). On observe également un premier pic au début de juillet (75 %), suivi d'une chute rapide à la fin juillet et de la persistance d'un effectif faible (< 10 %) sur les berges jusqu'à la fin septembre. Un deuxième pic (31 %) s'observe également à la fin décembre.

- les périodes de pontes au cours de l'année (Fig. 4c). La première débute au début de juin, est maximale au début de juillet (47 pontes/2 m²) et se termine à la fin du même mois. La seconde commence à la mi-novembre et est maximale à la fin décembre (à 12 pontes/2 m²). Dans ce dernier cas, il faut noter l'amplitude de l'écart type sur chaque pic, traduisant les variations numériques qui existent entre les quadrats prospectés.

3. Comportement des limnées lors de l'exondation

Les distances linéaires parcourues par les limnées hautes de 5 mm et plus sont présentées sur la figure 5 en regard de la date des relevés. Si les longueurs sont assez faibles de mars à mai et de novembre à décembre, ce n'est pas le cas pour les limnées observées de juillet à la fin septembre car l'on note des valeurs moyennes de 25,4 à 44,3 cm parcourues lors du retrait quotidien de l'eau. La comparaison de ces moyennes par l'analyse de variance montre la présence d'une différence significative ($F = 19,12$; $P < 0,1$ %) entre les valeurs notées en juillet-septembre et celles relevées sur les autres mois de l'année.

Fig. 5. Les distances linéaires parcourues par des limnées hautes de 5 mm et plus sur deux berges de rivière à Saint-Priest-Taurion (Haute-Vienne) par rapport à la date des relevés (de mars à décembre 2003). Les mesures ont été réalisées avec 286 limnées au total. (*, absence de décomptes en raison de la trop faible amplitude de l'exondation journalière).

Lorsque l'eau remonte chaque jour, les limnées ne réagissent pas de la même manière en fonction de la date des relevés. De mars à début juin et de novembre à décembre, les limnées se laissent submerger par l'eau sans réaction de fuite. Par contre, de la fin juin à la fin octobre, les limnées précèdent la remontée de l'eau en rampant vers les zones les plus hautes de l'habitat. Les temps mesurés pour parcourir 40 cm de berge exondée, humide sont de $332,7 \pm 65,7$ s pour des limnées hautes de 5 mm (résultats non représentés). Lorsque l'eau est à son niveau le plus haut, la plupart des mollusques restent émergés pendant 30 à 80 minutes avant de s'immerger à nouveau. Il est intéressant de noter alors les variations de coloration que les limnées présentent au niveau de leur coquille: si celle-ci est foncée sur un sédiment très riche en eau, elle devient pratiquement blanche lorsque le sol s'assèche si bien qu'il est alors difficile de discerner ces limnées par rapport aux galets qui sont pratiquement de même couleur.

4. Perturbations liées à l'étiage des rivières

Dates des relevés (2003)	Nombre de limnées examinées	Pourcentages de limnées		
		En activité	Fixées et en vie	Décédées
10 juillet	402	70,3	12,7	17,0
22 juillet	678	57,5	25,3	17,2
11 août	435	44,4	19,2	36,4
22 août	511	36,2	14,3	49,5
10 septembre	241	29,2	11,7	59,1
21 septembre	178	22,3	10,2	68,5
10 octobre	154	18,4	9,1	72,5
21 octobre	137	15,2	8,2	76,6

Tableau II. La distribution de *Galba truncatula* sur les berges au cours de l'étiage des rivières par rapport à leur activité et leur état physiologique.

Le tableau II présente les taux de survie et de mortalité chez les limnées au cours de l'été 2003. C'est le contingent des limnées en activité qui paie le plus lourd tribut au cours de ces trois mois car 55,1 % d'entre elles vont décéder. A l'inverse, celles qui se fixent sur le substrat ont plus de chances de survivre (17,1 % de mortalité seulement). La mortalité s'accroît donc au cours des trois mois de l'étiage. L'examen des coquilles vides provenant des limnées en activité montre que la prédation exercée par le mollusque *Zonitoides nitidus* (coquilles avec des lacunes) est assez faible (4,7 % sur 1053 mollusques décédés) et se produit en juillet. Les coquilles brisées, témoignant de l'attaque d'autres Invertébrés comme les Carabiques, représentent le contingent le plus important (66,1 %) et s'observent au cours des trois mois de l'étude. Les coquilles vides et entières, résultant de la prédation de Punaises aquatiques (comme *Nepa cinerea*) ou de sangsues représentent 10,9 % des décès. Enfin, les coquilles provenant de limnées fixées sur le substrat (18,2 %) ont toutes subi une prédation à partir d'Invertébrés vivant dans le sol (résultats non représentés).

Une étude complémentaire a été réalisée en mesurant tous les 15 jours la hauteur de coquille chez les limnées vivantes qui ne se déplacent qu'à la limite des zones Z2-Z3 au cours de l'exondation quotidienne et celles qui suivent chaque jour le retrait de l'eau.

Fig. 6. La hauteur de coquille chez deux contingents de *Galba truncatula* de juillet à novembre 2003: *i*) les limnées qui restent au cours de l'étiage à la limite des zones Z2 et Z3 (en hachurés) et *ii*) les mollusques qui suivent chaque jour le retrait de l'eau (en noir). Les deux contingents de limnées n'ont pas été différenciés lors du relevé n° 1 de juillet (histogramme blanc) car ils proviennent de juvéniles issus des mêmes pontes. Abréviations : Sept. (septembre). Oct. (octobre). Nov. (novembre).

Si l'on considère la figure 6, on constate que les premiers mollusques présentent une croissance réduite jusqu'à début octobre car leur coquille n'est haute que de 3,4 mm à cette date. Par la suite, l'immersion régulière de la zone chaque jour se traduit par une croissance plus rapide des mollusques jusqu'à 6,2 mm en moyenne à la fin novembre. A l'inverse, les limnées qui suivent chaque jour le retrait de l'eau ont une croissance plus régulière et atteignent la limite de 7 mm à la fin septembre. La comparaison des moyennes par l'analyse de variance montre que les hauteurs de ces dernières limnées sont significativement plus grandes, aussi bien au début du mois d'octobre ($F = 24,4$; $P < 0,1$ %) qu'à la fin novembre ($F = 11,7$; $P < 0,1$ %).

DISCUSSION

De mars à décembre, les limnées des deux populations suivent les variations saisonnières du niveau de l'eau mais peu d'entre elles suivent le retrait quotidien de celle-ci. Ce comportement est en accord avec ce que les auteurs (voir la revue de Taylor, 1965) ont observé dans d'autres habitats à *G. truncatula* comme ceux situés à la périphérie d'un réseau de drainage superficiel dans les prairies marécageuses. En raison de la présence de *G. fluitans*, la zone Z2 peut être considérée comme la zone permanente de chaque habitat tandis que les zones Z3 à Z5 ne sont peuplées que temporairement (quelques mois) à la suite de l'accroissement des effectifs lié aux pontes de la fin juin et de juillet. L'une des raisons de cette colonisation temporaire peut résider dans la recherche de nourriture par les limnées sur ces dernières zones car les algues unicellulaires bleues ou vertes, consommées généralement pas ces limnées (Kendall, 1953), semblent rares sur les berges de rivière et ne forment pas le tapis algal que l'on observe au printemps dans les autres types d'habitats à *G. truncatula*. L'existence de quelques mollusques qui suivent chaque jour le retrait de l'eau, notamment de juillet à novembre, est plus délicate à interpréter car la recherche de nourriture n'est probablement pas la seule cause de ce comportement atypique. Un élément de réponse est apporté par l'existence d'individus parasités par des Digènes (notamment par *Haplometra cylindracea*) parmi ces mollusques (65,0 % sur 20 limnées disséquées en octobre et novembre 2003). Dans ce cas, on peut invoquer la nécessité d'un contact permanent avec l'eau pour expliquer leur comportement car les mollusques parasités par *F. hepatica* sont plus dépendants de la nappe aquatique que leurs congénères non infestés (Rondelaud, 1974).

Le fait que deux générations annuelles de *G. truncatula* se succèdent au cours de l'année dans les habitats étudiés concorde avec ce qui existe dans d'autres gîtes à Limnées tronquées, situés dans l'Europe de l'ouest (Kendall, 1953 ; Heppleston, 1972 ; Morel-Vareille, 1973 ; Smith, 1981) ou encore en Afrique du Nord (Goumghar *et al.*, 2001 ; Mekroud *et al.*, 2002). Cependant, dans le cas des berges de rivière sur sol acide, il existe une discordance entre les résultats de la présente étude et ceux rapportés par Vareille-Morel *et al.* (1998) car ces auteurs ne décrivent qu'une génération annuelle dans d'autres habitats situés sur les berges de la Creuse et de la Vienne, avec dépôt des pontes en juillet et début août. A notre avis, la présence d'une autre génération annuelle, certes mineure, dans les habitats de Saint-Priest-Taurion ne peut s'expliquer que par l'existence du retrait quotidien de l'eau dans ces deux sites, ce qui favoriserait la croissance de quelques limnées (voir la figure 6) et permettrait le dépôt de quelques pontes à partir de la mi-novembre lorsque l'eau immerge la zone Z2. Deux arguments appuient cette interprétation : *i*) le faible nombre de pontes observés à la mi-décembre (12/2 m² : Fig. 4c) alors que l'effectif des limnées sur un quadrat de la fin septembre à novembre est similaire à celui noté de mars à juin (28 à 41 individus/2 m² : Fig. 4a), et *ii*) la large amplitude de l'écart type sur l'effectif des pontes à la fin décembre, ce qui traduit des variations numériques importantes entre les zones prospectées.

Les distances parcourues par certaines limnées de juillet à septembre lors du retrait quotidien de l'eau (25,4 à 44,3 cm) et les temps assez faibles qu'elles mettent pour parcourir 40 cm de berge (5 min 30 sec en moyenne) permettent de suggérer que les populations de *G. truncatula* vivant sur le bord de ces deux rivières seraient parfaitement adaptées à leur habitat. Un argument en faveur de cette interprétation réside dans le changement de coloration que présente la coquille des limnées entre la fin juin et octobre selon l'état d'hydratation du milieu de vie. Malgré cette capacité, on peut s'interroger sur la réaction de fuite que présentent les limnées dans leur habitat entre juillet et octobre lorsque l'eau remonte chaque jour alors que ces mollusques ne le font pas le reste de l'année. De telles réactions ont déjà été décrites chez cette limnée lorsqu'elle se trouve en présence d'un prédateur : elle se réfugie dans l'eau si l'agresseur

est terrestre ou au contraire sur les zones émergées de son habitat si le prédateur est aquatique (Rondelaud, 1978). Mais elles n'ont jamais été observées en l'absence d'un agresseur si bien qu'il faut rechercher une cause pour expliquer ce phénomène. A notre avis, l'explication la plus logique serait de rapporter ce fait aux exigences respiratoires de la limnée car la respiration pulmonaire est maximale lorsque les conditions sont favorables alors que la respiration cutanée de l'animal, à partir de l'oxygène dissous dans l'eau, domine au cours des mois d'hiver ou lors de conditions défavorables (Russell-Hunter, 1978).

REMERCIEMENTS

Les auteurs adressent leurs remerciements à M. le Maire de la commune de Saint-Priest-Taurion et au personnel communal pour les facilités qu'ils ont mises à leur disposition pour l'étude des mollusques sur les berges des deux rivières pendant trois années.

BIBLIOGRAPHIE

- DREYFUSS G., VAREILLE-MOREL C. & RONDELAUD D., 1997.- Les habitats de *Lymnaea truncatula* Müller (Mollusque) le long de deux rivières. *Ann. Limnol.*, **33**, 67-72.
- GOUMGHAR M.D., VIGNOLES P., RONDELAUD D., DREYFUSS G. & BENLEMLIH M., 2001.- Relations entre les générations annuelles de *Lymnaea truncatula* (Mollusca Gastropoda: Lymnaeidae), l'altitude et la nature de ses habitats dans le centre du Maroc. *Rev. Méd. Vét. (Toulouse)*, **152**, 457-462.
- HEPPLESTON P.B., 1972.- Life history and population fluctuations of *Lymnaea truncatula* Müller, the snail vector of fascioliasis. *J. Appl. Ecol.*, **9**, 235-248.
- KENDALL S.B., 1953.- The life-history of *Limnaea truncatula* under laboratory conditions. *J. Helminthol.*, **27**, 17-28.
- MOENS R., 1991.- Factors affecting *Lymnaea truncatula* populations and related control measures. *J. Med. Appl. Malacol.*, **3**, 73-84.
- MEKROUD A., BENAKHLA A., BENLATRECHE C., RONDELAUD D. & DREYFUSS G., 2002.- First studies on the habitats of *Galba truncatula* (Mollusca Gastropoda: Lymnaeidae), the snail host of *Fasciola hepatica*, and the dynamics of snail populations in northeastern Algeria. *Rev. Méd. Vét. (Toulouse)*, **153**, 181-188.
- MOREL-VAREILLE C., 1973.- Contribution à l'étude du cycle biologique de *Lymnaea truncatula* dans le nord-ouest du Limousin. *Rev. Méd. Vét. (Toulouse)*, **124**, 1447-1457.
- RONDELAUD D., 1974.- Le cycle d'activité journalier de *Galba truncatula* Müller et sa relation avec le parasitisme. *Ann. Parasitol. Hum. Comp.*, **49**, 427-434.
- RONDELAUD D., 1978.- Le comportement des Limnées tronquées (*Lymnaea (Galba) truncatula* Müller) saines ou infestées par *Fasciola hepatica* L. en présence de leurs prédateurs. *Ann. Parasitol. Hum. Comp.*, **53**, 63-74.

Annales Scientifiques du Limousin, 2005, **16**.

RUSSELL-HUNTER W.D., 1978.- Ecology of freshwater pulmonates. In: Pulmonates. Vol. 2A: Systematics, evolution and ecology, by FRETTER, V. and PEAKE J., eds. Academic Press, London, 335-383.

SMITH G., 1981.- A three-year study of *Lymnaea truncatula* habitats, disease foci of fascioliasis. *Br. Vet. J.*, **17**, 329-342.

STAT-ITCF, 1988.- Manuel d'utilisation. Institut technique des céréales et des fourrages, Service des études statistiques, Boigneville, 210 p.

TAYLOR E.L., 1965.- Fascioliasis and the liver-fluke. FAO Agricultural Studies, Roma, n° 64, 235 p.

VAREILLE-MOREL C., RONDELAUD D., DREYFUSS G., 1998.- *Galba truncatula* (Gastropoda, Lymnaeidae) : preliminary findings on the ecology and ethology of populations living along river banks. *Haliotis*, **27**, 35-42.

Légende des figures.

- Fig. 3. Les variations du niveau de l'eau au niveau de la berge de la Vienne à Saint-Priest-Taurion (Haute-Vienne) de 2001 à 2003: *i*) la hauteur de l'eau au point le plus bas de l'habitat (3a), *ii*) la hauteur de la zone exondée (3b), *iii*) la largeur de berge recouverte par l'eau (mesurée depuis le point le plus bas de l'habitat) (3c), et *iv*) la largeur de la zone exondée (3d). Les mesures ont été réalisées à 16 heures. Les chiffres obtenus au cours des trois années ont été ramenés à des moyennes, encadrées chacune d'un écart type.
- Fig. 4. La dynamique des deux populations de *Galba truncatula* entre mars et décembre: *i*) la densité des limnées sur un quadrat de 2 m² (4a), *ii*) l'effectif des juvéniles mesurant 2 mm de hauteur ou moins (4b) et *iii*) le nombre de pontes sur un quadrat de 2 m² (4c). Les chiffres obtenus au cours des trois années ont été ramenés à des moyennes, encadrées chacune d'un écart type. *, absence de décomptes en raison de la trop faible amplitude de l'exondation journalière.
- Fig. 5. Les distances linéaires parcourues par des limnées hautes de 5 mm et plus sur deux berges de rivière à Saint-Priest-Taurion (Haute-Vienne) par rapport à la date des relevés (de mars à décembre 2003). Les mesures ont été réalisées avec 286 limnées au total. *, absence de décomptes en raison de la trop faible amplitude de l'exondation journalière.
- Fig. 6. La hauteur de coquille chez deux contingents de *Galba truncatula* de juillet à novembre 2003: *i*) les limnées qui restent au cours de l'étiage à la limite des zones Z2 et Z3 (en hachurés) et *ii*) les mollusques qui suivent chaque jour le retrait de l'eau (en noir). Les deux contingents de limnées n'ont pas été différenciés lors du relevé n° 1 de juillet car ils proviennent de juvéniles issus des mêmes pontes. Abréviations : Sept. (septembre). Oct. (octobre). Nov. (novembre).

Mois Relevés	Mars		Avril		Mai		Juin		Juillet		Août		Septembre		O
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1
Nombre total de limnées*	738	685	469	557	576	774	648	954	2088	4267	2951	2214	1331	576	667
Limnées (%)															
- zone Z1	43,9	52,5	11,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
- zone Z2	56,1	47,5	83,6	82,8	65,7	47,3	36,3	19,0	12,1	5,0	8,1	11,3	4,3	8,2	17,2
- zone Z3	0	0	5,3	17,2	34,3	52,7	61,4	73,2	52,8	60,3	45,3	37,2	31,4	32,7	38,3
- zone Z4	0	0	0	0	0	0	2,3	7,8	34,7	31,9	42,9	48,7	63,6	57,4	42,4
- zone Z5	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	2,8	3,8	2,8	0,7	1,7	2,1

Tableau I. L'occupation des cinq zones de l'habitat entre mars et novembre. *, les pourcentages ont été calculés par rapport aux limnées décomptées *i)* sur les six quadrats lors de chaque relevé, et *ii)* pendant les trois années de l'étude.

Phytoremédiation du terril de la mine d'or de Chéni pollué par l'Arsenic

G. COSTA^{1*}, S. LHERNOULD¹, D. LEJOLLY¹, C. BAUBY², J.L. CELLIER²,
J. CHUCHE², G. COUSSEAU², V. GALAN², P. JUAN², A. MARTIN², R. PEYRONNET²,
C. RADET-TALIGOT², P. KRAUSZ¹

¹ *Laboratoire de Chimie des Substances Naturelles, Equipe de Glycobiologie Forestière, Faculté des Sciences et Techniques de Limoges - 123, avenue Albert Thomas – 87060 Limoges Cedex – France. Tél : 33 (0) 555 45 72 16, mail : guy.costa@unilim.fr; http ://www.unilim.fr/glycophy*

² *Master d'écosystème et des populations, option environnement Limoges (87), Faculté des Sciences et Techniques de Limoges - 123, avenue Albert Thomas – 87060 Limoges Cedex – France.*

RÉSUMÉ - L'arsenic (As) est un polluant métalloïde normalement présent dans l'environnement. Co-produit de l'extraction du minerai d'or, l'arsenic constitue le principal polluant des terrils miniers comme le terril de la mine de Chéni en Haute Vienne (87). Au cours de ce travail, nous avons démontré qu'il est possible de re-végétaliser un terril riche en As (8 g.kg⁻¹ de substrat) grâce à un apport de terre exempte de polluants. Ce traitement diminue à la fois la contamination des plantes, mais améliore également la rétention de l'eau dans le sol, diminuant ainsi l'expression des contraintes hydriques. La stabilisation des sols par les plantes est importante car elle permettra de réduire l'érosion du terril et, donc, la fuite de polluant vers les cours d'eau bordant cette friche industrielle.

MOTS CLÉS : Arsenic, mine, Colonisation végétale, Germination, Phytoremédiation, Biomasse.

TITLE: Phytoremediation of Chéni mine dump contaminated by Arsenic.

SUMMARY - In the future, it's planned to planish the Cheni's mill dump to integrate it in the landscape. That will make the re-vegetalisation easier. We can intend a Cheni's earth (70%) and topsoil mix. This solution seems to be a good trade-off between a plant rational development and a low-cost. The presence of a first vegetational cover will permit humus establishment which will favour coming of others plants and thus begin a vegetational dynamic. A combination of metal immobilising agents and metal tolerant plants has been utilised in order to reduce the environmental impact of the acidic metal contaminated Jales mine spoil tips (Bleeker *et al.* 2002). The final aim is to get a perennial vegetational cover.

KEY WORDS: Arsenic, Gold-mine, Germination, Phytoremediation, Biomass.

INTRODUCTION

L'activité minière, et plus particulièrement l'extraction de l'or, était encore très active en Haute-Vienne il y a dix ans. Aujourd'hui, toutes les mines sont fermées et ne persistent que les terrils miniers produits par cette exploitation. Le travail présenté ici a pour objectif de révégetaliser les terrils miniers, riches en arsenic (As), car ces derniers ont été laissés en friche à la suite de l'arrêt des exploitations aurifères.

L'arsenic est un élément naturel qui se comporte comme un métal. Sa présence dans l'environnement est à la fois naturelle et due à certaines activités humaines. L'arsenic se présente sous de nombreuses formes différentes. Il peut exister sous une forme organique ou inorganique, l'arsenic inorganique étant généralement considéré comme le plus toxique. Dans le milieu naturel, on trouve de l'arsenic assez abondamment dans la croûte terrestre et en petites quantités dans la roche, le sol, l'eau et l'air. On le retrouve dans de nombreux minéraux. Environ un tiers de l'arsenic dans l'atmosphère provient de sources naturelles comme les volcans ; le reste résulte d'activités humaines. A cause de la contamination géologique naturelle, de fortes concentrations d'arsenic peuvent être observées dans l'eau potable provenant de puits profonds. C'est particulièrement le cas au Bangladesh. Des procédés industriels tels que l'exploitation minière, la fonte de minerais et les centrales électriques au charbon contribuent tous à la présence d'arsenic dans l'air, l'eau et le sol. Ainsi, l'extraction de l'or s'accompagne de la production de boues chargées en sulfites : pyrite, arsénopyrite, galène, acide arsénique et dérivés (Roussel *et al.*, 2002). De ce fait, As est classiquement utilisé comme un marqueur de roches aurifères (BRGM, 2003). La contamination de l'environnement est également imputable à des pesticides agricoles et à des substances chimiques utilisées dans le traitement du bois qui contiennent de l'arsenic.

Les organismes vivants, qu'ils soient terrestres ou aquatiques, réagissent de diverses façons à une exposition à l'arsenic. Les effets dépendent de la forme chimique de l'arsenic, de la nature du milieu environnant et de la sensibilité biologique propre à chaque espèce. Des individus ou des populations entières peuvent être touchés. Les effets néfastes comprennent entre autres la mort, une mauvaise croissance et une incapacité à se reproduire. Là où l'arsenic a contaminé l'environnement naturel, le nombre d'espèces différentes recensées est fortement réduit. Les plantes accumulent rarement une quantité élevée d'arsenic parce qu'elles résistent mal à l'arsenic présent dans le sol et finissent par mourir ou deviennent très chétives. La dose absorbée par les plantes dépend non seulement de la teneur en arsenic, mais aussi des propriétés physiques du sol. Le seuil de toxicité des plantes est de voisin de 40 mg.kg⁻¹ (Sheppard, 1992). En général, les sols sablonneux ou humides sont plus susceptibles d'être contaminés par l'arsenic que les sols denses ou secs. Le rabougrissement et le noircissement des racines et du rebord des feuilles sont des symptômes d'une intoxication par l'arsenic. Les plantes-racines, notamment les betteraves et les radis, sont plus susceptibles de renfermer une concentration élevée d'arsenic. Les fruits comme les tomates, les baies et les pommes présentent beaucoup moins de risque parce qu'ils absorbent et emmagasinent très peu d'arsenic. Les haricots verts sont de bons indicateurs de la présence d'arsenic dans le sol parce qu'ils résistent très mal à cette substance.

L'objectif de ce travail est de tester la faisabilité d'une méthode de re-végétalisation sur un terril minier pollué par As. Le terril de la mine de Chéni, près de Saint-Yrieix-la-Perche dans le sud de la Haute Vienne (87), est une friche industrielle de 600 000 tonnes riche de 8 g As.kg⁻¹ de substrat (figure 1). La re-végétalisation de ce substrat passe à la fois par l'inventaire de l'existant et par un essai de mélange de substrats (substrat pollué et substrat horticole). Le potentiel de croissance et de développement des plantes testées sur ces nouveaux substrats sera une première évaluation du coût de la re-végétalisation de cette friche industrielle.

MATERIEL & METHODES

Matériel biologique

Trois plantes ont été retenues pour cette étude : *Deschampsia flexuosa* ou la canche flexueuse, *Cytisus scoparius* ou le genêt à balais et *Calluna vulgaris* ou la callune vulgaire (figure 2). Ces plantes se développent dans certaines zones du site minier de Chéni et sont connues pour être résistantes à As. Le projet de re-végétalisation ne nous a pas conduit à tester la sensibilité et/ou la résistance des plantes, mais simplement à collecter les plantes paraissant les plus résistantes. Nous avons choisi ces plantes pionnières dans l'espoir d'induire une dynamique spontanée de colonisation du terril.

Le substrat de culture

Le substrat de culture utilisé pour cette expérience est constitué à la fois par du matériel prélevé sur le site de la mine de Chéni, et par du terreau horticole (terreau horticole fertiligène NFU 44-571). Les caractéristiques physico-chimiques de la terre de Chéni ont été décrites par Roussel *et al.* (2002). C'est un sol de texture limono-sableuse contenant 0,3 % de M.O. et 8 mg As.kg⁻¹ de sol à 15 cm de la surface. Le pH_{H2O} est 3,9. L'effet d'un apport de terre horticole au substrat de Chéni a été réalisé suivant quatre modalités différentes : un traitement contrôle (C) correspondant à une culture sur 100 % de terreau horticole, un traitement I (Chéni 50) correspondant à un apport 50 % de terreau horticole et 50 % de terre de Chéni, un traitement 2 (Chéni 70) correspondant à un apport 30 % de terreau horticole et 70 % de terre de Chéni, et un traitement 3 (Chéni 100) correspondant à un apport 100 % de terre de Chéni. Chaque traitement a été reproduit quatre fois.

Sur ces différents milieux, nous avons réalisé des tests de germination (germination en boîte de Pétri sur 45 jours), des tests de culture croissance (culture en pot de 50 ml sur 2 mois), et des tests de développement (culture en pot de 850 ml sur une année). Les cultures ont été conduites en serre au cours de l'année 2003.

Dosage de As

As a été dosé au spectrophotomètre à absorption atomique (Spectro Aa-600 Various) avec une lampe As (Photron Hollow Cathode Lamp) après digestion de 500 mg de matière fraîche dans un cocktail constitué de 50 mM HNO₃ et 250 mM HCl. L'hydrolysate a été lyophilisé puis repris dans 50 ml d'eau ultra pure.

RESULTATS

Taux de germination

La figure 3 montre l'influence du traitement sur la germination des semences de *D. flexuosa*. Le traitement Chéni 100 se traduit par un blocage de la germination avec des taux de germination ne dépassant jamais 15 %, quel que soit le genre étudié. Pour ce traitement, le temps de latence est de plus de 10 jours avant les premières germinations. Les traitements Chéni 70 et 50 permettent un meilleur taux de germination avec respectivement 30 % et 70 % de germination. Sur les trois espèces choisies, seules les semences de *D. flexuosa* ont germées. De ce fait, le reste des expériences a été réalisé avec *D. flexuosa*.

Croissance en longueur & production de biomasse

La croissance en longueur des plantes montre une corrélation positive avec la teneur du substrat en terre de Chéni (figure 4). Les plantes contrôles ont une croissance continue et soutenue alors que les plantes se développant sur des substrats partiellement enrichis en terre de Chéni ont toujours une croissance inférieure. Cependant ? à l'exception du traitement Chéni 100, il faut noter que la croissance des plantes est possible et semble se maintenir sur toute la durée de l'expérience. La biomasse produite par les plantules après 2 mois de culture est toujours inférieure à celle produite par les plantes témoins (figure 5). La production de biomasse décroît ici progressivement avec l'enrichissement des sols en terre de Chéni. Le pourcentage de matière sèche chute de 25 % pour le traitement Chéni 70 par rapport au témoin et de plus de 90 % pour le traitement Chéni 100. Le traitement Chéni 50 donne des résultats intermédiaires (figure 5).

Teneur en As

La teneur en arsenic des plantes augmente avec la concentration en As dans le milieu de culture (figure 6). Si la teneur en As du traitement Chéni 100 est ajustée à 100 %, le pourcentage en As des traitements Chéni 70 et 50 est respectivement de 33 et de 90 %.

DISCUSSION

La canche flexueuse (*Deschampsia flexuosa*) est la seule espèce que nous avons réussi à faire germer sur des sols pollués par As. La concentration en As du sol, sa texture, mais également les conditions de germination et la qualité des semences peuvent expliquer ces premiers résultats. En effet, Smolders *et al.* (1995) montrent l'importance de la scarification dans l'aptitude germinative de la callune. Outre la germination, on peut imaginer des difficultés de croissance des plantes sur ces substrats pollués. En effet, la callune a besoin d'un symbiote fongique. Le champignon, en favorisant la nutrition des plantes, facilite l'installation des végétaux sur les friches. De ce fait, les champignons mycorhiziens peuvent représenter des partenaires de phytoremédiation importants (Fitz *et al.* 2002).

Pour la canche flexueuse, toutes les expérimentations vont dans le même sens, plus la proportion de la terre du Chéni augmente, plus la germination est tardive et ralentie, et plus la croissance est faible et inférieure à celle des plantes témoins. A la différence des travaux de Brizzi *et al.* (2000), nous n'avons pas observé d'effet stimulant de la croissance des plantes pour des concentrations faibles en As. De plus, pour des concentrations de 8 mg As. kg⁻¹ sol, la croissance des plantes est totalement bloquée. En quelques semaines, elles dépérissent. De plus on constate un très fort lessivage du sol dans ces conditions avec l'apparition de crevasses simulant ce que nous avons observé sur le site (figure 1). Si la teneur en As de la callune est positivement corrélée avec la teneur en As du sol, on peut noter que les plantes se développant sur Chéni 50 montrent une accumulation supérieure en As du fait d'une meilleure croissance. La production de grandes quantités de biomasse permet ainsi d'extraire de plus quantité d'arsenic du sol. Pour les autres traitements, et plus particulièrement pour le traitement Chéni 70, la concentration en polluant augmente dans le sol, mais ici la production de biomasse est faible limitant ainsi la quantité de métalloïde extrait.

Si l'objectif est à la fois de re-végétaliser le milieu tout en immobilisant As dans les plantes, il semble important de choisir une stratégie conduisant à un apport important de substrat exogène sur le terri. En faisant un petit calcul, il faudrait apporter environ 300000 t de terre au terri actuel si l'on veut réussir un programme de re-végétalisation de cette friche. Une fois As immobilisé dans les plantes, se pose la question du traitement des végétaux contaminés.

BIBLIOGRAPHIE

- BLEEKER P.M., ASSUNÇÃO A.G.L., TEIGA P.M., DE KOE T. & VERKLEIJ J.A.C., 2002. - Revegetation of the acidic, As contaminated Jales mine spoil tips using a combination of spoil amendments and tolerant grasses, *Sci. Total Env.*, **300**, 1-13.
- BRGM, 2003. - Guide méthodologique de l'arsenic appliqué à la gestion des sites et sol pollués. Rap.BRGM 52066, 71.
- BRIZZI M., NANI D., PERUZZI M. & BETTI L., 2000. - Statistical analysis of the effect of high dilutions of arsenic in a large dataset from a wheat germination model, *Homeopathy*, **89**, 63-67.
- COMPÈRE B., 1998. - Partage de l'arsenic entre sol, substrat et biosphère dans les sols pollués par l'industrie minière, exemple de la Petite Faye (Creuse). TER de Biologie Faculté des Sciences & Techniques de Limoges.
- FITZ W.J. & WENZEL W.W., 2002. - Arsenic transformations in the soil-rhizosphere-plant system : fundamentals and potential application to phytoremediation, *J. Biotech.*, **99**, 259-278.
- GRANT C. & DOBBS A.J., 1970. - The growth and metal content of plants grown in soil contaminated by a copper/chrome/arsenic wood preservative, *Envi. Poll.*, **14**, 213-226.
- MAYSONNADE M., 1995. - Evolution morphologique des haldes des mines de Chéni (87). TER de Biologie Faculté des Sciences & Techniques de Limoges.
- MINETTE F., 1997. - Etude expérimentale de germination de *Festuca rubra* et *Lotus corniculatus* sur les sols des bassins de décantation des anciens sites miniers aurifères de la Petite Faye et de Chéni. TER de Biologie Faculté des Sciences & Techniques de Limoges.
- ROUSSEL C., C. NÉEL, H. BRIL., 2000. - Minerals controlling the solubility of As and Pb in an abandoned gold mine tailings. *Sci. Tot. Environ.*, **263**, 209-219.
- SMOLDERS A.J.P., DEN HARTOG C. & ROELOFS J.G.M., 1995; - Germination and seedling development in *Stratiotes aloides* L., *Aqua. Bot.*, **51**, 269-279.
- SHEPPARD S.C., 1992. - Summary of phytotoxic levels of soil arsenic. *Water air soil pollut.*, **64**, 539-550.

Fig. 1. Photographie du terril minier de Chéni (Haute Vienne, 87) prise du côté ouest de l'installation. La friche industrielle est isolée des cultures par un remblai afin de limiter la dispersion des matériaux pollués. Le site est aujourd'hui totalement clôturé et contrôlé par une société privée en charge de sa réhabilitation.

Fig. 2. Photographie présentant les trois espèces végétales les plus représentées sur cette friche : *Deschampsia flexuosa* ou la canche flexueuse, *Cytisus scoparius* ou le genêt à balais, et *Calluna vulgaris* ou la callune vulgaire.

Fig. 3. Nombre de germination de *Deschampsia flexuosa* en fonction des traitements : Contrôle, substrat composé de 100 % de terre horticole; Chéni 50, substrat composé de 50 % de terre horticole et 50 % de terre de Chéni; Chéni 70, substrat composé de 30 % de terre horticole et 70 % de terre de Chéni; Chéni 100, substrat composé de 100 % de terre de Chéni. Chaque point représente la moyenne de quatre répétitions. Les expériences ont été conduites deux fois.

Fig. 4. Croissance en longueur de *Deschampsia flexuosa* en fonction des traitements : Contrôle, substrat composé de 100 % de terre horticole; Chéni 50, substrat composé de 50 % de terre horticole et 50 % de terre de Chéni; Chéni 70, substrat composé de 30 % de terre horticole et 70 % de terre de Chéni; Chéni 100, substrat composé de 100 % de terre de Chéni. Chaque point représente la moyenne de quatre répétitions. Les expériences ont été conduites deux fois.

Fig. 5. Production de biomasse sèche de *Deschampsia flexuosa* en fonction des traitements : Contrôle, substrat composé de 100 % de terre horticole; Chéni 50, substrat composé de 50 % de terre horticole et 50 % de terre de Chéni; Chéni 70, substrat composé de 30 % de terre horticole et 70 % de terre de Chéni; Chéni 100, substrat composé de 100 % de terre de Chéni. Chaque point représente la moyenne de quatre répétitions. Les expériences ont été conduites deux fois.

Fig. 6. Teneur en As exprimée en $\mu\text{g As.g}^{-1}$ MS de *Deschampsia flexuosa* en fonction des traitements : Contrôle, substrat composé de 100 % de terre horticole; Chéni 50, substrat composé de 50 % de terre horticole et 50 % de terre de Chéni; Chéni 70, substrat composé de 30 % de terre horticole et 70 % de terre de Chéni; Chéni 100, substrat composé de 100% de terre de Chéni. Chaque point représente la moyenne de quatre répétitions. Les expériences ont été conduites deux fois.

Liste des figures

Figure 1 : Photographie du terril minier de Chéni (Haute Vienne, 87) prise côté ouest de l'installation. La friche industrielle est isolée des cultures par un remblai afin de limiter la dispersion des matériaux pollués. Le site est aujourd'hui totalement clôturé et contrôlé par une société privée en charge de sa réhabilitation.

Figure 2 : Photographie présentant les 3 espèces végétales les plus représentées sur cette friche : *Deschampsia flexuosa* ou la canche flexueuse, *Cytisus scoparius* ou le genêt à balais, et *Calluna vulgaris* ou la callune vulgaire.

Figure 3 : Nombre de germination de *Deschampsia flexuosa* en fonction des traitements : Contrôle, substrat composé de 100 % de terre horticole; Chéni 50, substrat composé de 50 % de terre horticole et 50 % de terre de Chéni; Chéni 70, substrat composé de 30 % de terre horticole et 70 % de terre de Chéni; Chéni 100, substrat composé de 100 % de terre de Chéni. Chaque point représente la moyenne de quatre répétitions. Les expériences ont été conduites 2 fois.

Figure 4 : Croissance en longueur de *Deschampsia flexuosa* en fonction des traitements : Contrôle, substrat composé de 100 % de terre horticole; Chéni 50, substrat composé de 50 % de terre horticole et 50 % de terre de Chéni; Chéni 70, substrat composé de 30 % de terre horticole et 70 % de terre de Chéni; Chéni 100, substrat composé de 100 % de terre de Chéni. Chaque point représente la moyenne de quatre répétitions. Les expériences ont été conduites 2 fois.

Figure 5 : Production de biomasse sèche de *Deschampsia flexuosa* en fonction des traitements : Contrôle, substrat composé de 100 % de terre horticole; Chéni 50, substrat composé de 50 % de terre horticole et 50 % de terre de Chéni; Chéni 70, substrat composé de 30 % de terre horticole et 70 % de terre de Chéni; Chéni 100, substrat composé de 100 % de terre de Chéni. Chaque point représente la moyenne de quatre répétitions. Les expériences ont été conduites 2 fois.

Figure 6 : Teneur en As exprimée en $\mu\text{g As g}^{-1}\text{ MS}$ de *Deschampsia flexuosa* en fonction des traitements : Contrôle, substrat composé de 100 % de terre horticole; Chéni 50, substrat composé de 50 % de terre horticole et 50 % de terre de Chéni; Chéni 70, substrat composé de 30 % de terre horticole et 70 % de terre de Chéni; Chéni 100, substrat composé de 100% de terre de Chéni. Chaque point représente la moyenne de quatre répétitions. Les expériences ont été conduites 2 fois.