

Le dispositif exclos/témoin, un outil pour évaluer l'efficacité de la régulation du ragondin



G. Zanetti

Les étangs piscicoles de la Dombes ont bénéficié de 1994 à 1997 d'un programme de restauration des roselières par reprofilage des berges et implantation de rhizomes. Cinq ans après les travaux, l'absence de roselière sur certaines berges réaménagées a soulevé la question de la responsabilité du ragondin, arrivé depuis le début des années 1990, et plus généralement de son impact sur la végétation aquatique. Une étude de cet impact a alors été engagée sur les étangs avec un système d'exclos grillagés et, parallèlement, l'efficacité du piégeage a pu être estimée. Explications.

**Laurence Curtet¹,
Maurice Benmergui¹,
Joël Broyer¹**

¹ ONCFS, CNERA Avifaune migratrice – Birieux.

Une espèce originaire du nord de l'Argentine

Le ragondin (*Myocastor coypus*) est un gros rongeur originaire d'Amérique du Sud. L'engouement pour sa fourrure, surtout à partir de la fin des années 1920, est à l'origine du développement de nombreux élevages en France, comme d'ailleurs dans toute l'Europe,

en Amérique du Nord, au Japon et en Union soviétique. Les populations introduites appartiennent toutes à la sous-espèce *Myocastor coypus bonariensis*, originaire d'Argentine du Nord, qui supporte mal les eaux froides mais qui peut vivre en eaux douces à saumâtres (Jouventin *et al.*, 1996). En France, les animaux échappés d'élevage à partir des années 1960 sont à l'origine de l'établissement de cette espèce dans la nature (Léger & Migot *in* Mougenot & Roussel, 2006).

Dans la plupart des pays où il est établi, le ragondin est classé comme espèce susceptible d'être nuisible, du fait des nombreux dommages causés aux cultures, à la végétation naturelle et aux

aménagements hydrauliques minés par les nombreux terriers (Guichon & Cassini, 2005). Il figure d'ailleurs sur la liste des 100 espèces exogènes les plus invasives au monde (Lowe *et al.*, 2000).

Son impact sur la végétation aquatique reste peu évalué...

Les impacts du ragondin sur les cultures ont été souvent décrits dans la littérature (Abbas, 1988 ; Jouventin *et al.*, 1996), mais son impact sur la végétation naturelle des zones humides est encore peu documenté en Europe. Pourtant, dès les années 1940, Laurie (1946) relatait en Angleterre des cas de disparition de

groupements de végétation aquatique (*Typha sp.*, *Glyceria maxima*) dus au ragondin. L'influence de ce rongeur a également été évoquée pour expliquer la présence de zones de végétation surconsommée dès les années 1960 en Louisiane, en Pologne (Kinler *et al.*, 1987). Les exemples de la Louisiane et du Maryland aux USA constituent les cas les plus documentés depuis les années 1960 jusqu'à nos jours (Fuller *et al.*, 1985 ; Evers *et al.*, 1998 ; Baroch & Hafner, 2002). Plus récemment, en Italie, Bertolino *et al.* (2005) ont évoqué le rôle du ragondin dans la disparition de groupements de macrophytes (*Nuphar lutea*) en zone humide. Il a également été mis en cause dans la disparition d'espèces vulnérables (Scaravelli *in* Prigioni *et al.*, 2005). Des études sur le régime alimentaire apportent également des informations sur les plantes consommées (Abbas, 1991 ; Prigioni, 2005 ; Gourdain, 2006).

A ce jour, l'espèce est présente sur quasiment tout le territoire national (Jouventin *et al.*, 1996 ; Le Louarn & Quéré, 2003). L'ensemble de nos zones humides étant susceptibles d'abriter des populations – dont l'éradication est devenue impossible –, il semble raisonnable d'aborder le problème en termes de préservation de la végétation aquatique, et notamment des roselières, en présence de ce rongeur. Ainsi, dans le cadre d'une politique parfois coûteuse de préservation et de restauration des zones humides, il paraît important d'évaluer l'impact du ragondin sur l'écosystème aquatique et sa compatibilité avec les actions entreprises (Bertolino *et al.*, 2005).

Etude de cas en Dombes

L'arrivée du ragondin en Dombes remonte au milieu des années 1990 ; il

est aujourd'hui très couramment observé sur l'ensemble des milieux aquatiques du département. La Dombes, région riche de plus de 1 300 étangs piscicoles et écosystème majeur pour une avifaune et une flore diversifiées, abrite dorénavant une population dense de ragondins qui trouve là des conditions d'habitat et de ressources alimentaires très favorables à son développement.

La Dombes a bénéficié de plusieurs programmes d'action en faveur du maintien de la diversité écologique. Les programmes ACNAT et LIFE, conduits sur plusieurs dizaines d'étangs entre 1994 et 1997, visaient à la remise en eau de berges qui tendaient à s'assécher et à s'enfricher. Trois à cinq années après les travaux, les résultats observés n'ont pas toujours été à la hauteur des attentes puisque peu de roselières rivulaires se sont reconstituées comme prévu, malgré le régalage de la terre végétale et



R. Rouxel/ONCFS

Le ragondin est présent sur quasiment tout le territoire national et son éradication est devenue impossible. Aussi, il convient d'adapter les actions de gestion de la végétation aquatique en fonction de cette présence.

l'implantation de rhizomes de roseau commun (*Phragmites australis*). L'herbivorie du ragondin a alors été suspectée d'être le facteur responsable de la difficulté de reconstitution des roselières et a été étudiée sur les étangs entre 2001 et 2004. Parallèlement, nous avons tenté d'évaluer l'efficacité du piégeage de cette espèce sur la reconstitution de la végétation aquatique.

Un système d'exclos grillagés pour étudier l'herbivorie du ragondin...

L'impact du ragondin a été étudié à l'aide du système d'exclos grillagés délimitant un espace inaccessible pour lui, méthode déjà bien éprouvée pour étudier l'herbivorie en milieu aquatique (Evers *et al.*, 1998).

Entre 2001 et 2004, 28 exclos grillagés ont ainsi été installés sur des berges où la reconstitution ou l'extension de roselières était attendue (**tableau 1**). Chaque exclos a été implanté au front d'une roselière, à des profondeurs d'eau compatibles avec le développement du végétal. Il englobait généralement une partie de la ceinture de végétation en place et une zone en eau où quelques nouvelles tiges émergeaient tout juste (zone de progression potentielle). Quelques exclos ont aussi été installés dans des zones déconnectées des ceintures végétales existantes, où quelques tiges d'hélophytes émergeaient. A chaque exclos correspondait un témoin de surface équivalente, implanté dans des conditions similaires (hauteur d'eau, nombre de tiges émergentes, présence d'anciennes tiges). Ce témoin, établi à quelques mètres de l'exclos et délimité par quatre piquets, était accessible au ragondin. La surface moyenne de la zone de progression potentielle de la roselière était de 4,2 m² (± 3,4) à l'intérieur des exclos, et de 4,1 m² (± 3,5) dans les témoins. Les espèces végétales étudiées étaient le roseau commun (*Phragmites australis*), suivi dans 21 exclos, mais aussi la massette (*Typha sp.*) dans 4 exclos et le phalaris (*Phalaris arundinacea*) dans 3 exclos.

Pour ces trois végétaux, le nombre de tiges intactes a été comptabilisé tous les 15 jours dans les zones de progression potentielle des exclos et des témoins. Le suivi a démarré à la fin du mois d'avril (en semaine 17 ou 18) et s'est terminé à la fin de juin (semaine 26 ou 27), permettant

de disposer de cinq relevés successifs. Le nombre de tiges consommées et la hauteur moyenne de la végétation ont été mesurés à chaque passage, en 2002 et 2004 seulement (sur 20 dispositifs au total).

...Et une enquête sur le piégeage

Une information sur les pratiques de piégeage a été collectée par enquête auprès des propriétaires ou des gestionnaires. Du fait de l'imprécision des données recueillies, trois niveaux de piégeage ont été définis : 0 (pas de piégeage), 1 (pression de piégeage moyenne) et 2 (piégeage intensif et régulier).

Résultats

Une dynamique végétale plus forte dans les exclos

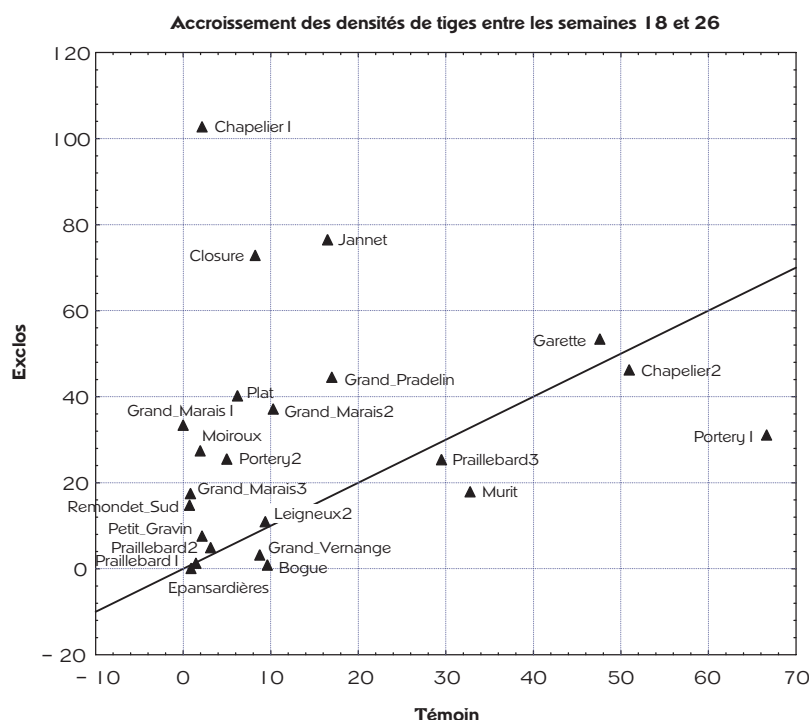
Pour mesurer les différences de développement de la végétation entre exclos et témoin associé, nous y avons comparé la densité des tiges (nombre/m²) et leur hauteur moyenne.

Afin de respecter l'hypothèse de similarité de situation entre exclos et témoin au premier relevé en ce qui concerne les densités de tiges, quatre dispositifs nettement déséquilibrés ont été retirés de l'analyse. Un autre dispositif a également été retiré du fait de ses densités de

Tableau 1 – Caractéristiques des unités d'échantillonnage suivies

Dispositif	Année	Eau/Assec	Piégeage	Espèce
Moguet 1	2001	eau	0	phalaris
Portery 1	2002	eau	1	phragmite
Leigneux 1	2001	eau	0	phalaris
Murit	2004	eau	0	phragmite
Bogue	2004	eau	2	typha
Moguet 2	2002	eau	0	phalaris
Grand-Vernange	2004	eau	0	phragmite
Chapelier 2	2002	assec	2	phragmite
Praillebard 3	2004	eau	2	phragmite
Epansardières	2002	eau	1	typha sp.
Praillebard 1	2002	eau	2	phragmite
Leigneux 2	2002	assec	0	phragmite
Praillebard 2	2002	eau	2	typha sp.
Petit-Gravin	2004	eau	2	phragmite
Garette	2001	eau	1	phragmite
Remondet-Sud	2004	eau	0	phragmite
Grand-Marais 3	2002	eau	0	phragmite
Portery 2	2002	eau	1	phragmite
Moiroux	2001	eau	1	typha sp.
Grand-Vaudan	2004	eau	1	phragmite
Grand-Marais 2	2002	eau	0	phragmite
Grand-Pradelin	2004	eau	2	phragmite
Grand-Marais 1	2001	eau	0	phragmite
Plat	2004	eau	1	phragmite
Jannet	2001	eau	1	phragmite
Closure	2004	eau	0	phragmite
LaGlane	2001	eau	0	phragmite
Chapelier 1	2001	eau	2	phragmite

Figure 1 – Accroissement des densités de tiges (nombre de tiges/m²) dans la zone de progression des exclos et témoins entre les semaines 18 et 26 (n = 23 dispositifs)



La droite représente un accroissement identique dans l'exclos et le témoin. Les points au-dessus de la droite caractérisent un accroissement supérieur dans l'exclos par rapport au témoin.

tiges très éloignées du restant du jeu de données. Après retrait de ces cinq dispositifs, la situation initiale n'était pas différente entre exclos et témoin (Wilcoxon, $p = 0,123$). Les valeurs moyennes des densités de tiges étaient de 5,0 tiges/m² ($\pm 5,3$) dans les exclos et de 4,1 tiges/m² ($\pm 4,8$) dans les témoins. Les 23 dispositifs retenus ne concernaient plus que deux espèces végétales, le phragmite et le typha.

Ensuite, nous avons calculé l'accroissement de la densité de tiges entre le premier et le dernier relevé pour les exclos et les témoins. En moyenne, cet accroissement est plus souvent supérieur dans les exclos que dans les témoins (figure 1), et cette différence est statistiquement significative (test t échantillon apparié, $p = 0,018$). La moyenne d'accroissement en densité de tiges est de + 30 tiges/m² (± 27) pour les exclos, contre + 14 tiges/m² (± 18) pour les témoins.

Les dispositifs proches de la droite sur la figure 1 se caractérisent par des accroissements similaires dans l'exclos et le témoin. Il s'agit, soit d'accroissements forts (points éloignés de l'ordonnée à l'origine), soit d'accroissements quasiment

nuls (points proches de l'ordonnée à l'origine), témoignant d'une absence de potentiel de développement de la rose-lière. Les deux dispositifs installés sur des

étangs en assec comme indiqué dans le tableau 1 montrent ainsi des différences d'accroissement négligeables entre exclos et témoin.

Globalement, on observe donc bien une différence de croissance entre les exclos et les témoins sur la période de suivi (figure 2).

Pour l'étude de la hauteur de la rose-lière, un dispositif supplémentaire présentant des valeurs éloignées du reste du jeu de données a été retiré. Le test t ($p = 0,003$) montre que l'accroissement est statistiquement plus important dans les exclos (figure 3). Les valeurs moyennes d'accroissement sur 8 semaines sont respectivement de + 79 cm (± 31) et de + 61 cm (± 28) pour les exclos et témoins.

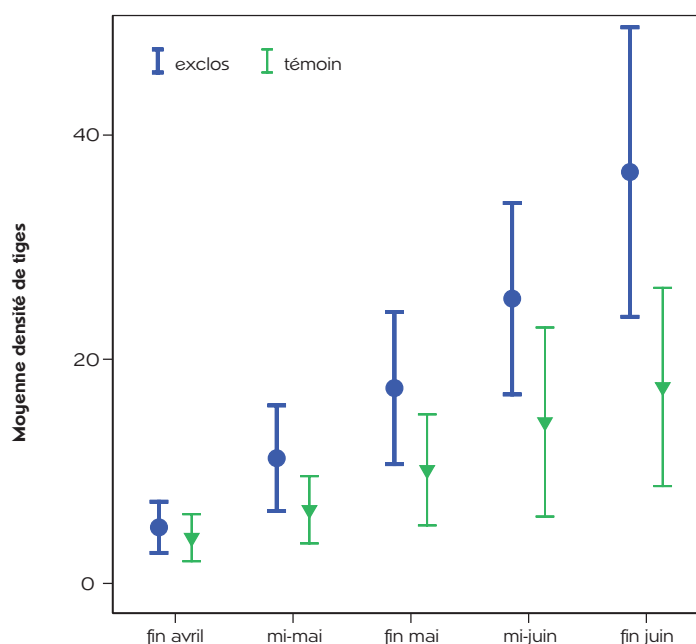
Des tiges consommées ont été observées dans 13 témoins sur 20. La pénétration accidentelle de ragondins dans des exclos explique la présence de tiges consommées dans 3 exclos.

Le suivi photographique (voir photos) illustre visuellement le phénomène décrit.

Influence du piégeage

Le niveau de piégeage tel que nous l'avons décrit n'influence pas significativement les différences d'accroissement des densités de tiges entre exclos et témoins (test de Kruskal-Wallis, $p = 0,837$).

Figure 2 – Evolution moyenne de la densité des tiges (phragmite et typha) dans les exclos et témoins en fonction du temps (rond = exclos, triangle = témoin ; n = 23 dispositifs)



Etat initial :



exclos fin avril



témoin fin avril

Le même dispositif après 8 semaines :



exclos fin juin



témoin fin juin

Un exemple des différences de développement de la végétation qu'on peut observer entre exclos et témoin associé, avec le dispositif n° 2 sur l'étang Grandmarais.

D'après la [figure 4](#), il ressort pourtant que, dans les témoins, la consommation de tiges est plus élevée sur les étangs peu ou pas piégés.

Discussion

Un impact indéniable du ragondin sur la dynamique végétale

Les résultats montrent un net écart de croissance de la roselière entre exclos et témoins : alors qu'aucune différence n'est observée initialement, la densité de tiges est significativement plus élevée dans les exclos – presque du double – 8 semaines plus tard. Les végétaux y sont également plus développés.

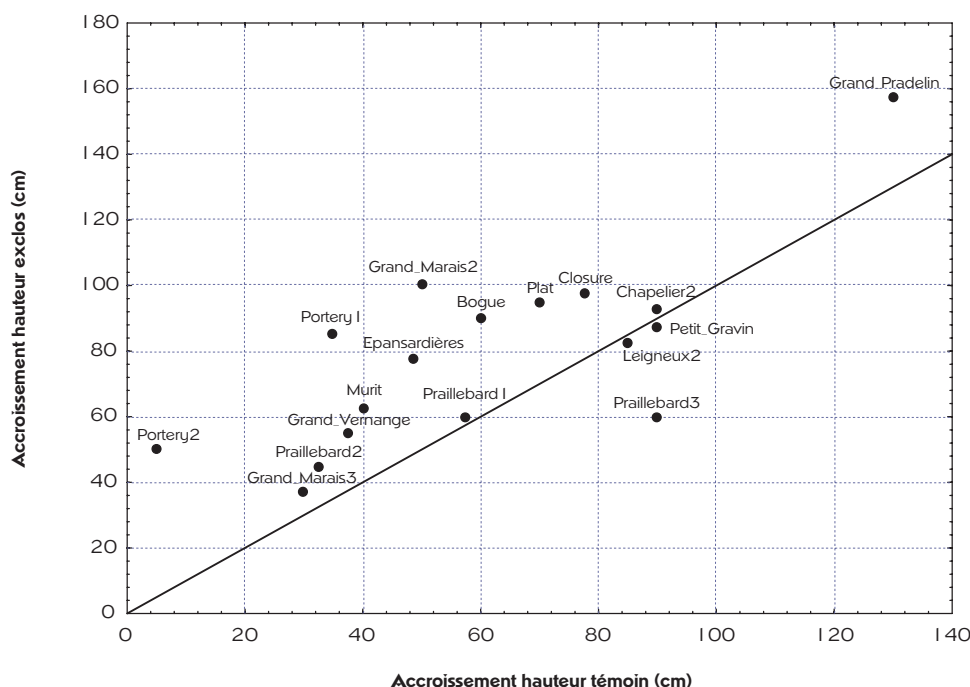
L'expérimentation a porté principalement sur le roseau commun (*Phragmites australis*), les phragmitaies constituant

un habitat majeur pour l'avifaune sur les étangs dombistes : héron pourpré (*Ardea purpurea*), blongios nain (*Ixobrychus minutus*), rousserolle turdoïde (*Acrocephalus arundinaceus*) et effarvate (*A. scirpaceus*)... Cette étude n'a duré que 8 semaines, jusqu'à la fin du mois de juin, ne permettant pas d'observer une roselière en plein développement. Cependant, sa poursuite sur certains dispositifs jusqu'à la mi-juillet confirme bien les résultats présentés ici. Le suivi photographique réalisé en parallèle aux mesures quantitatives met en évidence des résultats plus frappants encore car d'autres espèces végétales, non suivies dans le cadre du protocole, se développent aussi dans l'exclos, comme le rubanier rameux (*Sparganium ramosum*), la carotte aquatique (*Oenanthe aquatica*), ou encore le jonc diffus (*Juncus effusus*)...

Utilisé comme faucardeur en Louisiane à une certaine époque !

De nombreuses espèces végétales sont donc consommées par le ragondin, et l'impact mis en évidence dans cette étude ne représente probablement qu'une partie de ses effets sur l'écosystème aquatique. Un ragondin consomme quotidiennement entre 25 et 41 % de son poids en aliments aqueux (Gosling, 1974 in Jouventin *et al.*, 1996), et les déchets qu'il laisse représentent 40 à 85 % du poids total des plantes coupées (Vinogradov, 1965 in Jouventin *et al.*, 1996). D'après Le Louam & Quéré (2003), sa consommation journalière varie entre 800 g et 1,5 kg. On sait par exemple qu'en Louisiane, dans des conditions de forte densité de l'espèce, son herbivorie pouvait réduire la biomasse végétale de 40 % dans des

Figure 3 – Accroissement en hauteur des roselières (cm) dans la zone de progression des exclos et témoins entre les semaines 18 et 26 (n = 17 dispositifs)



La droite représente un accroissement identique dans exclos et témoin. Les points au-dessus de la droite caractérisent un accroissement supérieur dans l'exclos par rapport au témoin.

marais saumâtres (Chabreck *et al.*, 1959 in Baroch & Hafner, 2002). Le ragondin était d'ailleurs utilisé à une certaine époque comme faucardeur de la végétation aquatique dans les plans d'eau (Baroch & Hafner, 2002) ! Son régime alimentaire est connu pour être peu sélectif, notamment en saison de végétation (Prigioni *et al.*, 2005). Des études dans son aire d'origine ont montré qu'il se nourrit de la végétation disponible dans

l'eau et sur les berges à moins de 10 m de l'eau (Guichon & Cassini 2005). Abbas (1991) note qu'il se reporte sur les plantes terrestres en cas de raréfaction de la végétation aquatique. Le ragondin consomme donc ce qu'il trouve ; l'offre alimentaire, qu'il s'agisse d'hélophytes ou de macrophytes, est importante et diversifiée sur les étangs dombistes et il n'a probablement pas à s'éloigner de l'étang pour s'alimenter.

Le potentiel de croissance des roselières peut être très affecté...

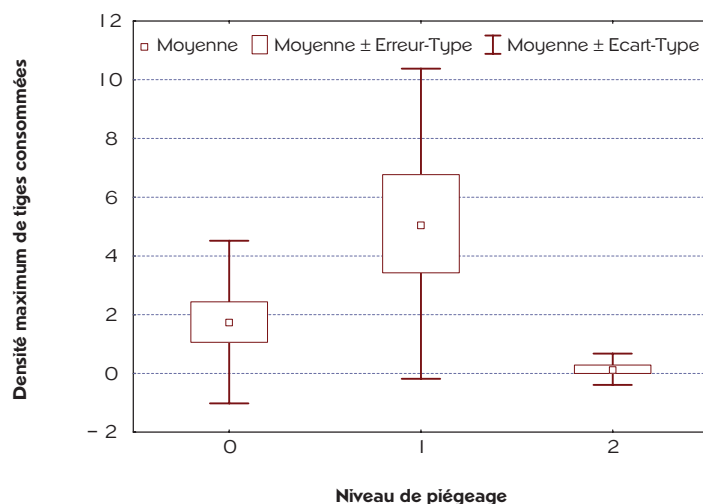
Les plantes aquatiques sont également utilisées pour construire des radeaux et des aires de repos. On peut également supposer qu'un pâturage régulier des plantes aquatiques contribue à l'épuisement des réserves des organes de stockage présents dans le sédiment et assurant la pérennité et la multiplication de ces plantes. Par conséquent, le potentiel de croissance d'une roselière peut être altéré.

Le cumul de tous ces éléments peut donc laisser entrevoir une altération sérieuse des groupements de végétation aquatique des étangs. D'autant plus qu'à l'herbivorie du ragondin s'additionne probablement celle d'autres espèces (Evers *et al.*, 1998), notamment le cygne tuberculé qui est actuellement en expansion en Dombes.

Un piégeage peu efficace

Analysé globalement, le piégeage tel qu'il est pratiqué en Dombes ne semble pas significativement améliorer la situation. Une information essentielle, le niveau d'abondance du ragondin, fait certes défaut dans ce travail. La seule conclusion que l'on puisse tirer est qu'en

Figure 4 – Variation de la densité maximale de tiges consommées en fonction de la pression de piégeage dans les témoins (test de Kruskal-Wallis, p = 0,002)



présence de piégeage, il subsiste généralement une différence d'accroissement statistiquement significative entre les témoins et les exclos. Notons tout de même que les attaques de tiges ont surtout été constatées dans les témoins installés sur des étangs peu ou pas piégés. En Dombes, le piégeage est loin d'être pratiqué sur tous les étangs. Sur nombre d'entre eux, le ragondin n'est jamais piégé, ce qui limite forcément l'efficacité du piégeage – même intensif – dans le voisinage.

Sur deux étangs en assec, nous avons cependant observé un accroissement identique de la végétation hors de l'exclos et à l'intérieur, ce qui pourrait indiquer que l'impact du ragondin est moins important en période d'assec. Si cette hypothèse se confirmait, l'assec pourrait être utilisé comme un « répit » dont il faudrait tenir compte dans les projets de reconstitution des ceintures végétales. Il conviendrait par exemple, après travaux

de reprofilage des berges, de laisser au moins une saison végétative complète s'écouler avant la remise en eau de l'étang. Ce phénomène avait déjà été testé en milieu fluvial (Curtet, 2007).

Le dispositif exclos/témoin : un outil de suivi potentiel

Dans la mesure où il convient d'apprendre à « vivre avec » le ragondin, le dispositif exclos/témoin peut être recommandé comme un outil de contrôle de l'efficacité du piégeage. Cet outil pourrait permettre d'ajuster la pression de prélèvement à l'échelle de l'étang, de sorte que la présence – inévitable – du rongeur soit contenue dans des limites compatibles avec la dynamique de la végétation hélophyte.

Le bon positionnement du dispositif en début de saison, à la sortie des premières tiges, est essentiel, ainsi que la similarité des conditions initiales entre exclos et témoin. Un suivi bimensuel n'est pas indispensable, hormis peut-être pour

contrôler l'état de l'exclos qui peut être endommagé et devenir alors accessible au ragondin. Un suivi tous les mois, d'avril à fin juillet, permettra de suivre le développement comparé de la végétation dans l'exclos et dans le témoin. Le dénombrement des tiges permet un suivi assez fin, mais dans certains cas une simple cartographie du recouvrement de végétation pourrait suffire à décrire la différence de développement de la végétation entre exclos et témoin. La présence de tiges coupées, de pâturage dans le témoin renseigne également sur l'activité du ragondin.

Conclusion

Le piégeage du ragondin, tel qu'il est pratiqué généralement en Dombes, n'est sans doute pas une réponse suffisante pour garantir le développement de la végétation aquatique. L'herbivorie de cette espèce est probablement



A. Ducros/ONCFS

Exemple de tiges de roseau commun coupées par le ragondin et rejetant à partir de bourgeons latéraux. Un pâturage régulier finit par altérer les capacités de repousse de la végétation.



La gestion du ragondin, en maints endroits l'un des enjeux de la conservation des zones humides. Le dispositif exclos/témoin peut permettre d'en contrôler l'efficacité.

responsable d'une altération des ceintures de végétation aquatique, avec des conséquences importantes sur l'habitat de l'avifaune aquatique.

La gestion du ragondin sera donc l'un des enjeux de la conservation de l'écosystème de cette zone humide, le dispositif « exclos/témoin » pouvant permettre d'en contrôler l'efficacité à l'échelle de chaque étang.

Remerciements

Nous remercions la DIREN Rhône-Alpes, l'Agence de l'Eau RMC et la Région Rhône-Alpes pour leur soutien financier, les stagiaires Audrey Ducros, Gaël Zanetty et Arnaud Mouly pour leur contribution à l'acquisition des données, ainsi que la Fondation Vérots et les propriétaires privés pour nous avoir donné accès à leurs étangs.

Bibliographie

- Abbas, A. 1988. Impact du ragondin (*Myocastor coypus* Molina) sur une culture de maïs (*Zea mays* L.) dans le marais Poitevin. *Acta Oecologica. Oecol. Applic.* 9 (2) : 173-189.
- Abbas, A. 1991. Feeding strategy of coypu (*Myocastor coypus*) in central

western France. *Journ. Zool.* 224 : 385-401.

- Baroch, J. & Hafner, M. 2002. Biology and natural history of the nutria, with special reference to nutria in Louisiana. In : *Nutria (Myocastor coypus) in Louisiana. Technical Report prepared for the Louisiana Department of Wildlife and Fisheries* : 3-87.

– Bertolino, S., Perrone, A. & Gola, L. 2005. Effectiveness of coypu control in small Italian wetland areas. *Wildl. Soc. Bull.* 33 (2) : 714-720.

- Curtet, L. 2007. Restauration de roselières : l'expérience de Printegarde, sur le Rhône. *Faune Sauvage* 278 : 57-60.

– Evers, E., Sasser, C.E., Gosselink, J.G., Fuller, D.A. & Visser, J.M. 1998. The impact of Vertebrate Herbivores on Wetland Vegetation in Atchafalaya Bay, Louisiana Estuaries 21 (1).

– Fuller, D.A., Sasser, C.E., Johnson, W.B. & Gosselink, J.G. 1985. The effect of herbivory on vegetation on islands in Atchafalaya Bay, Louisiana Wetlands 4 : 105-114.

- Gourdain, P. 2006. Etude sur la structure et la dynamique de population de ragondin *Myocastor coypus* sur la réserve naturelle du lac de Grand Lieu. Mém. Master 1, Fac. Sc. Nantes/SNPN. 24 p.

– Guichon, M.L. & Cassini, M.H. 2005. Population parameters of indigenous populations of *Myocastor coypus*.

the effect of hunting pressure. *Acta Theriologica* 50 (1) : 125-132.

- Jouventin, P., Micol, T., Verheyden, C. & Guédon, G. 1996. Le ragondin : Biologie et méthodes de limitation des populations. ACTA. 155 p.

– Kinler, N.W., Linscombe, G. & Ramsey, P.R. 1987. Nutria. In : *Wild Furbearer Management and Conservation in North America*. Novak, M., Baker, J.A., Obbard, M.E. & Malloch, B. (éd.), Ontario : 327-343.

– Laurie, E. M. O. 1946. The coypu (*Myocastor coypus*) in Great Britain. *J. Anim. Ecol.* 15 : 22-34.

– Le Louam, H. & Quéré, J.-P. 2003. *Les rongeurs de France – Faunistique et biologique*, 2^e édition revue et augmentée. Ed. INRA. 260 p.

– Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. & De Poorter, M. 2000. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species. A selection from the global invasive species database. In : *Alien 12*. ISSG, IUCN. 12 p.

- Mougnot, C. & Roussel, L. 2006. Peut-on vivre avec le ragondin ? Les représentations sociales reliées à un animal envahissant. *Nature, Sciences & Sociétés* 14 : 22-31.

– Prigioni, C., Balestrieri, A. & Remonti, L. 2005. Food habits of the coypu, *Myocastor coypus*, and its impact on aquatic vegetation in a fresh water habitat of NW Italy. *Folia Zool.* 54 (3) : 269-277. ■