

## RÉSILIENCE DES COMMUNAUTÉS INSULAIRES SUBANTARCTIQUES : FACTEURS INFLUENÇANT LA VITESSE DE RESTAURATION ÉCOLOGIQUE APRÈS ÉRADICATION DE MAMMIFÈRES INTRODUIITS

Marc LÉBOUVIER<sup>1</sup>, Jean-Louis CHAPUIS<sup>2</sup>, Jean-Claude GLOAGUEN<sup>3</sup>, Yves FRENOT<sup>1</sup>

### SUMMARY

Cattle were introduced to Amsterdam Island in 1871 and rabbits to the Kerguelen Archipelago in 1874. These herbivorous mammals caused severe damage to these terrestrial ecosystems. Two ecological restoration programs were implemented: cattle eradication from the southern part of Amsterdam Island (55 km<sup>2</sup>) in 1988 and rabbit eradication from three small islands (145 to 165 ha) at Kerguelen from 1992. On Amsterdam Island, in a temperate climate, the recovery of vegetation depended on the degree of damage caused to the environment by cattle. On the less eroded organic soils, recovery of native vegetation (e.g. *Poa novarae*, *Blechnum penna-marina*) was observed 10 years after cattle eradication. Conversely, on the thin and eroded mineral soils, an irreversible level of disturbance occurred: vegetation recovery was very slow and introduced plant species (e.g. *Holcus lanatus*) remained dominant while the cover of autochthonous species (*Scirpus nodosus*, *Blechnum penna-marina*) increased very slowly. Due to the cooler climate, ecological restoration processes were slower at Kerguelen than at Amsterdam Island. For some autochthonous species, such as *Pringlea antiscorbutica* and *Azorella selago*, presence of refuge areas on cliffs inaccessible to rabbits was important for colonization after rabbit eradication. Vegetation changes depended greatly on the climatic changes recently recorded (characterised by a slight increase in temperature and more frequent summer drought). In contrast to the autochthonous species, most of the alien plants (*Taraxacum officinale*, *Senecio vulgaris*...), originating from temperate regions, were favoured by these climatic changes.

### RÉSUMÉ

L'introduction de bovins en 1871 sur l'île Amsterdam et de lapins en 1874 dans l'archipel de Kerguelen a eu un impact considérable sur les écosystèmes terrestres. Deux programmes de restauration écologique ont été mis en place, l'un en 1988 par élimination des bovins de la partie sud de l'île Amsterdam (55 km<sup>2</sup>), le second à partir de 1992 par éradication des

---

<sup>1</sup> UMR-CNRS 6553, Université de Rennes I, Station Biologique, F 35380 Paimpont. E-mail : marc.lebouvier@univ-rennes1.fr, yves.frenot@univ-rennes1.fr

<sup>2</sup> Département Ecologie et gestion de la biodiversité, MNHN (USM 0304, UMR-CNRS 6553, Rennes I), 36, rue Geoffroy Saint-Hilaire, F 75005 Paris. E-mail : chapuis@mnhn.fr

<sup>3</sup> UMR-CNRS 6553, Université de Rennes I, Campus de Beaulieu, 35042 Rennes cedex. E-mail : jean-claude.gloaguen@univ-rennes1.fr

lapins sur trois îles (1,45 à 1,65 km<sup>2</sup>) à Kerguelen. Sur l'île Amsterdam, les capacités et la vitesse de restauration des communautés dépendent du niveau de la perturbation des milieux engendrée par les bovins. Alors qu'une dizaine d'années a suffi à la restauration des communautés végétales sur certains secteurs dont les sols étaient peu dégradés, l'évolution est lente et les espèces introduites restent dominantes sur de larges secteurs où l'érosion du sol atteint un seuil d'irréversibilité. A Kerguelen, les processus de restauration, plus lents, ont été de plus fortement influencés et limités par les changements climatiques récents (sécheresse estivale de plus en plus fréquente) qui bénéficient aux espèces introduites, originaires de régions plus tempérées, et pénalisent les espèces locales pour lesquelles ces conditions sont entièrement nouvelles.

## INTRODUCTION

L'isolement extrême, la faible diversité spécifique des communautés terrestres constituent les caractéristiques les plus notables des îles des Terres Australes et Antarctiques Françaises situées dans le sud de l'océan Indien. Elles sont également marquées par la dysharmonie de leurs chaînes trophiques : alors que les décomposeurs sont majoritaires et les prédateurs quasi absents, la phytophagie est dévolue à quelques insectes dont l'impact sur la végétation demeure très réduit (Vernon *et al.*, 1998).

Dans ces conditions, l'introduction de mammifères herbivores (les bovins en 1871 sur l'île Amsterdam, 37°50'S-77°30'E), le Lapin en 1874 dans l'archipel de Kerguelen, 49°30'S-70°E) a eu un impact considérable sur les écosystèmes terrestres, en réduisant la richesse spécifique des communautés végétales, en modifiant leur structure (Chapuis *et al.*, 1994), en favorisant les processus d'érosion du sol, en intervenant indirectement sur les communautés animales (invertébrés, oiseaux) par altération de leurs habitats (Weimerskirch *et al.*, 1988 ; Tréhen *et al.*, 1990). L'évolution de communautés végétales perturbées par des herbivores introduits ont fait l'objet de plusieurs études dans d'autres îles subantarctiques. Citons par exemple les observations effectuées en Géorgie du sud après la mise en place d'exclos protégeant de l'action du Renne (*Rangifer tarandus*) (Kightley & Lewis Smith, 1976 ; Leader-Williams *et al.*, 1987) ou sur l'île Macquarie après un programme de réduction des effectifs du lapin par introduction de la myxomatose (Copson & Whinam, 1998). Dans les îles françaises, à l'impact des herbivores se sont surimposées les conséquences de l'introduction d'autres mammifères, en particulier la Souris domestique sur les peuplements d'invertébrés (Le Roux *et al.*, 2002), et le Chat sur les peuplements aviaires (Pascal 1980). Plus récemment, avec l'installation de bases permanentes au début des années 1950, de nombreuses espèces d'invertébrés et de plantes ont été introduites et se sont établies (Chevrier *et al.*, 1997 ; Frenot *et al.*, 2001).

Face à la dégradation de ces systèmes insulaires, deux programmes de restauration écologique ont été mis en place, l'un en 1988 sur l'île Amsterdam (55 km<sup>2</sup>), avec élimination des bovins de la partie sud de l'île (Decante *et al.*, 1987 ; Micol & Jouventin, 1995), le second dans l'archipel de Kerguelen, par éradication du lapin de l'île Verte (150 ha) en 1992, de l'île Guillou (145 ha) en 1994 et de l'île aux Cochons (165 ha) en 1997-2002 (Chapuis *et al.*, 1995 ; Chapuis & Barnaud, 1995 ; Chapuis *et al.*, 2001). Le suivi de ces opérations permet d'illustrer le rôle de quelques facteurs clés agissant sur la vitesse de réponse des communautés après éradication de mammifères introduits et sur leur organisation spatiale au sein des îles traitées. Dans les deux cas présentés, l'intervention sur l'écosystème a consisté à

supprimer les mammifères introduits à l'origine de la perturbation des écosystèmes et à analyser la résilience de ces écosystèmes au travers de processus d'autorestauration. Nous ne mentionnons pas ici les opérations menées expérimentalement (plantations de *Phyllica* à Amsterdam, ensemencement d'espèces autochtones sur l'île aux Cochons à Kerguelen) pour apprécier les possibilités d'orienter ou accélérer l'évolution des communautés.

## RÉSILIENCE DES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES SUR L'ÎLE AMSTERDAM

L'île Amsterdam (Fig. 1) occupe une place particulière au sein des îles subantarctiques françaises en raison de la proximité de la convergence sub-tropicale, induisant un climat tempéré (11,2 °C en moyenne pour le mois le plus froid, 17° C pour le mois le plus chaud), mais aussi en raison des épisodes récents de son histoire. En effet, à basse altitude, entre la côte et 400 m environ, les systèmes écologiques ont été profondément modifiés par des incendies de grande ampleur (cinq incendies accidentels connus depuis la fin du XVIII<sup>e</sup> siècle), par l'introduction de nombreuses espèces animales et végétales et enfin par le développement important d'un troupeau de bovins, introduit en 1871 et estimé à 2 000 têtes en 1987. Avant intervention, les communautés végétales étaient largement dominées par des espèces introduites peu sensibles, voire favorisées par le pâturage. Ces perturbations ont moins affecté les zones d'altitude (supérieure à 400 m) qui ont constitué des refuges pour la plupart des espèces devenues rares dans les milieux littoraux les plus dégradés.

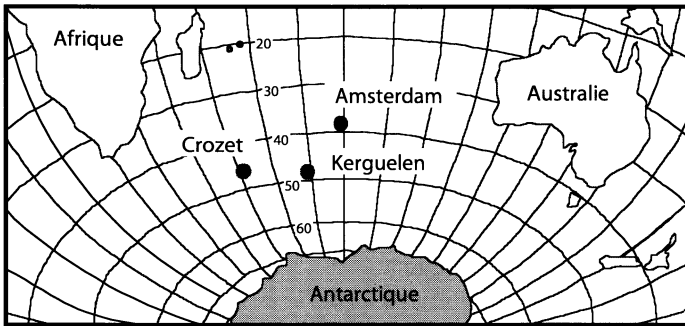


Figure 1. — Localisation des îles subantarctiques françaises dans l'Océan Indien.

Le suivi de l'évolution des communautés végétales après abattage des bovins en 1988 a mis en évidence des situations contrastées. Dans le sud de l'île, sur sols organiques peu érodés, la succession végétale (Fig. 2) est caractérisée par la régression progressive des espèces introduites (notamment *Cirsium vulgare*) entretenues par le piétinement des bovins. *Trisetum insulare*, graminée endémique très discrète en milieu pâturé, est remplacée progressivement par une autre espèce endémique, *Poa novarae*. Plus tardivement, *Blechnum penna-marina*, une fougère subantarctique, se développe dans cette communauté. En 2000, 12 années après intervention,

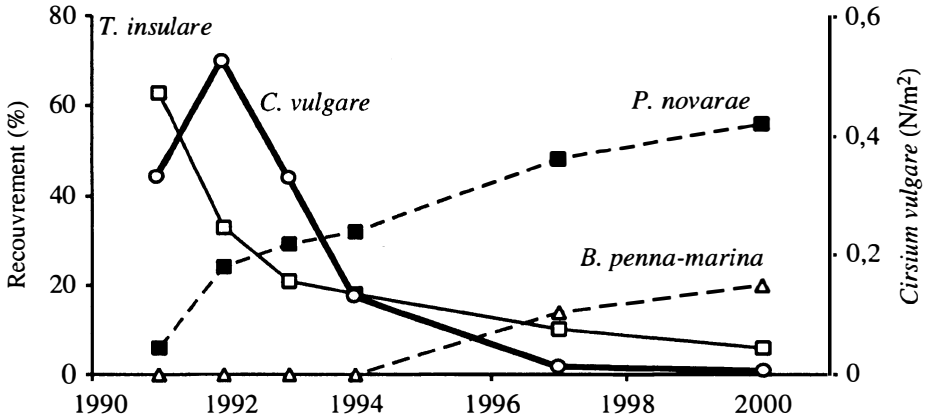


Figure 2. — Evolution des communautés végétales sur sol peu érodé, après éradication des bovins en 1988 : densité (nombre N de pieds portant des inflorescences/m<sup>2</sup>) de *Cirsium vulgare* (cercle vide) et recouvrement estimé de *Trisetum insulare* (carré vide), *Poa novararum* (carré plein), *Blechnum penna-marina* (triangle vide) sur une bande de 100 m x 2 m.

ce secteur présentait une végétation largement dominée par *Poa novararum*, comparable à celle de zones proches, protégées par des falaises abruptes et jamais fréquentées par les bovins.

Inversement, sur d'autres secteurs de l'île (est et nord), l'érosion n'a laissé en place que des affleurements de lave et quelques plages de sols organo-minéraux peu épais et à faible réserve hydrique. Dans ce type de milieu, une Astéracée introduite, *Leontodon taraxacoides* était largement dominante en présence des bovins. Après élimination du troupeau, son recouvrement a diminué parallèlement à l'augmentation d'une autre espèce introduite, la Houlque laineuse, *Holcus lanatus*, qui devient rapidement dominante (Fig. 3). Deux autres espèces autochtones, *Scirpus nodosus* et *Blechnum penna-marina*, se sont aussi progressivement installées, mais leur recouvrement reste faible. En 2000, la Houlque laineuse demeure largement dominante et les possibilités d'autorestoration de la végétation originelle semblent compromises.

Ainsi la résilience de ces communautés dépend étroitement de l'état de dégradation. Le franchissement de seuils d'irréversibilité se traduit par une perte de cette résilience et l'impossibilité de toute restauration écologique, même en cas de disparition de la cause de la perturbation (ici le pâturage bovin).

#### RÉSILIENCE DES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES ET DES PEUPELEMENTS D'INVERTÉBRÉS SUR LES ÎLES KERGUELEN

Soumis à des conditions climatiques rigoureuses (2 °C en moyenne pour le mois le plus froid, 8 °C pour le mois le plus chaud), à un éloignement extrême, l'archipel de Kerguelen présente une végétation peu diversifiée, avec 29 espèces de plantes vasculaires, et une dizaine d'espèces introduites ayant une large répartition

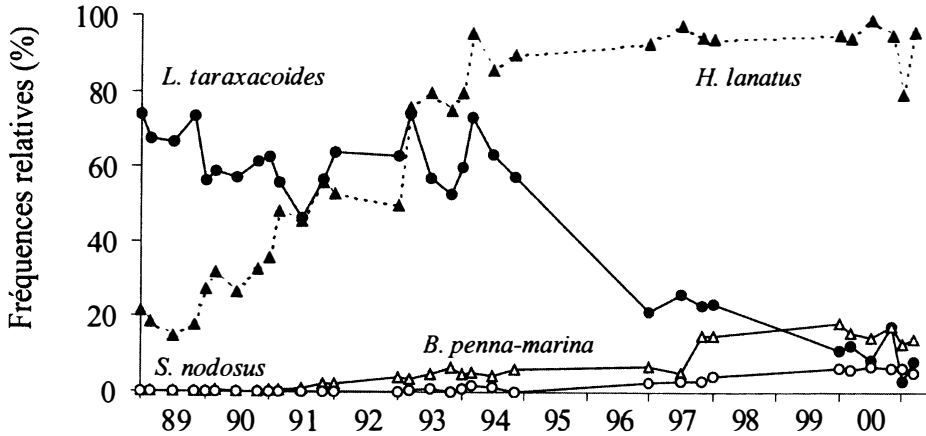


Figure 3. — Evolution des communautés végétales sur sol fortement érodé, après éradication des bovins en 1988 : fréquence relative de *Leontodon taraxacoides* (rond plein), *Holcus lanatus* (triangle plein), *Blechnum penna-marina* (triangle vide) et *Scirpus nodosus* (rond vide) sur un transect de 30 m (méthode des points contacts avec lecture en présence-absence tous les 10 cm).

(Frenot *et al.*, 2001). L'impact du lapin sur la végétation s'est traduit notamment par l'élimination dans les groupements primitifs de deux espèces dominantes, le Chou de Kerguelen (*Pringlea antiscorbutica*) et l'Azorelle (*Azorella selago*) au profit d'une Rosacée, *Acaena magellanica* (Chapuis *et al.*, 1994). Sur l'île Verte, ces deux espèces étaient pratiquement inexistantes jusqu'en 1992, date de l'éradication des lapins, alors que sur l'île Guillou des falaises inaccessibles aux lapins, situées pour certaines à l'intérieur de l'île, abritaient en 1994 plus de 200 pieds de chou et de très nombreux coussins d'azorelle (Chapuis *et al.*, 2000a).

Après éradication du lapin en 1992, le Chou a recolonisé progressivement l'île Verte à partir de graines arrivées sur les côtes par flottage, graines en provenance d'îles proches non soumises à l'impact du lapin (Chapuis *et al.*, 2002). En 1998, six années après intervention, seuls les cinq premiers mètres côtiers étaient colonisés (Fig. 4). Sur l'île Guillou, en 1999, cinq années après éradication du lapin, le Chou avait également colonisé la frange littorale (plusieurs milliers d'individus) mais aussi, à la différence de l'île Verte, des zones intérieures de l'île à partir des pieds reproducteurs localisés sur les falaises. Respectivement six et cinq années après élimination du lapin sur ces îles, la présence du chou était observée sur moins de 1,8 % de la surface de l'île Verte et sur 14,6 % de l'île Guillou. La lenteur de la colonisation du chou est liée aux traits biologiques de l'espèce, en particulier à sa maturité sexuelle tardive. En effet, le Chou produit pour la première fois des graines au cours de sa 3<sup>e</sup>, 4<sup>e</sup>, voire sa 7<sup>e</sup> année (Chapuis *et al.*, 2000b). Ainsi, après leur installation, plusieurs années sont nécessaires avant que les individus produisent des graines qui seront dispersées par le vent. Selon la localisation des pieds, la distance de dissémination des graines varie de quelques mètres (cas général sur l'île Verte) à une centaine de mètres dans les conditions les plus favorables (cas observé sur l'île Guillou) (Chapuis *et al.*, 2000a). La colonisation de l'intérieur des îles par le Chou ne peut donc se faire que par étapes, et plusieurs décennies seront nécessaires pour que l'espèce occupe sa distribution originelle supposée.

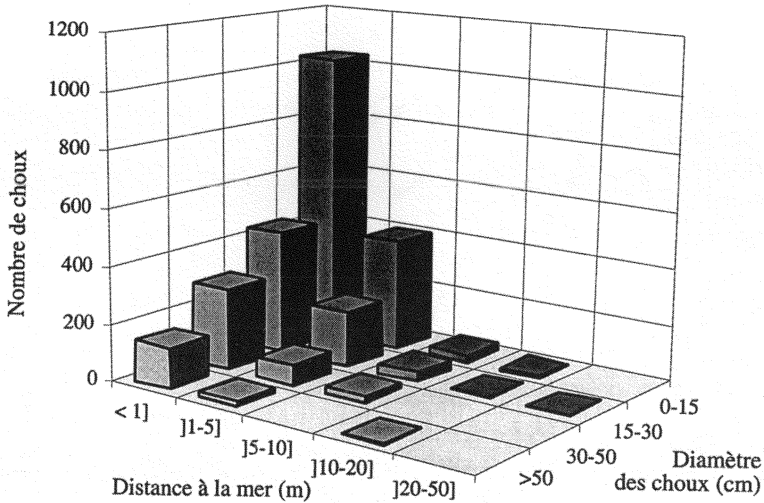


Figure 4. — Distribution des choux de Kerguelen sur l'île Verte (archipel de Kerguelen), selon leur diamètre et leur distance à la côte, en février 2000, huit années après éradication du lapin (1992).

Pour l'Azorelle, la situation est comparable. Sa colonisation a été plus particulièrement suivie sur l'île Verte, où seuls quelques coussinets persistaient en 1992 sur une petite falaise, au sud-est de l'île (Chapuis *et al.*, 2000a). En février 2000, huit années après élimination du lapin, environ 600 jeunes pieds ont été recensés, dont 99 % étaient situés à proximité des pieds reproducteurs, et moins de 1 % sur les côtes, issus probablement de graines arrivées par flottage.

Cette faible recolonisation, étroitement liée à la présence de zones refuges, dépend également des traits biologiques de cette espèce qui présente une croissance très lente et une entrée en reproduction encore plus tardive que le Chou, les premières graines étant produites après une quinzaine d'années dans l'ouest de l'archipel (Frenot *et al.*, 1998), probablement un peu plus rapidement dans le golfe du Morbihan. De plus, ces graines, produites en nombre très variable selon les individus, semblent montrer une viabilité souvent faible (Dorne, 1977). En revanche, leur dispersion par le vent est supérieure à celle des graines de chou, certaines germinations ayant été observées à plusieurs centaines de mètres des pieds reproducteurs. Sur l'île Verte, la recolonisation par l'Azorelle pourrait, elle aussi, prendre plusieurs décennies.

La maturité sexuelle tardive, propre à la plupart des espèces subantarctiques, ne s'observe pas chez les nombreuses espèces introduites, d'origine européenne, qui participent aujourd'hui à la dynamique de la végétation après éradication du lapin, en particulier *Taraxacum officinale*, *Senecio vulgaris* et, parmi les Poacées, *Poa annua*. En 1995 et 1996, sur la base de Port-aux-Français, la production d'inflorescences a été suivie chez *Poa annua* à partir de jeunes plants repérés dès leur germination sur un sol tourbeux dénudé (Fig. 5). Nous avons montré que la durée de vie des individus de cette espèce vivace n'excède pas deux ans dans les conditions de Kerguelen. Son cycle est typiquement opportuniste (Harper, 1977) puisqu'elle commence, très jeune, à produire des inflorescences et continue de pousser, fleurir et produire des graines en toutes saisons, même si un ralentissement

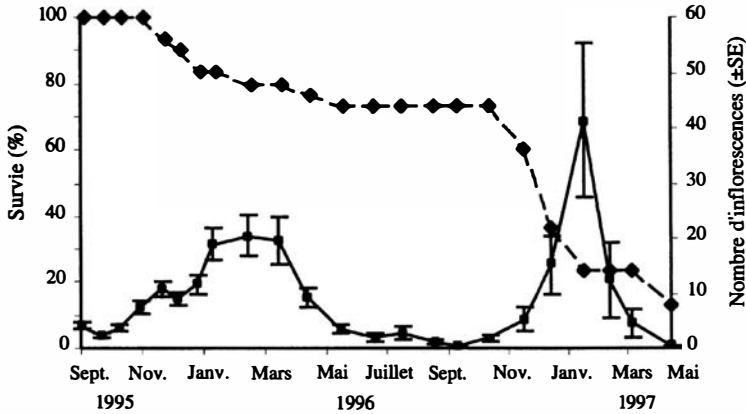


Figure 5. — Survie de 30 germinations de *Poa annua* (courbe pointillée) à Port-aux-Français sur un sol organique dénudé, et évolution du nombre moyen d'inflorescences (courbe pleine) produites dans l'intervalle de deux relevés ( $\pm$ SE).

est observé durant l'hiver austral. Précédemment, Frenot et Gloaguen (1994) ont observé que plus de 80 % des graines produites étaient fertiles et capables de germer immédiatement après leur production, sans période de dormance. Les meilleurs taux de germination étaient obtenus à des températures basses (5 et 10 °C) alors que les espèces subantarctiques testées (*Poa kerguelensis*, *Festuca contracta*, *Colobanthus kerguelensis*), avaient des taux de germination très faibles à ces températures. Les taux les plus élevés étaient observés à 20 °C, voire au-delà, comme cela a été montré également chez *Pringlea antiscorbutica* (Dorne, 1968 ; Hennion & Walton, 1997).

Sur un site de l'île Guillou, après élimination du lapin et suite à l'ouverture du milieu par la régression d'*Acaena magellanica* (Chapuis *et al.*, 2000a), *Poa annua* s'est installé deux années avant les Poacées autochtones, *Deschampsia antarctica* et *Agrostis magellanica*, et quatre années avant *Festuca contracta*. Toutefois, plusieurs années de suivi sont encore nécessaires avant de pouvoir évaluer le niveau de persistance de *Poa annua* dans cette situation de compétition avec les Poacées autochtones.

Les processus d'évolution des communautés végétales sont donc relativement lents à Kerguelen et dépendent étroitement des potentialités de recolonisation des espèces affectées par la présence du lapin. L'importance des zones refuges ou des apports de graines par flottage a été bien démontrée dans cette étude et leur implication dans l'organisation spatiale des nouvelles communautés végétales est évidente.

La réponse des invertébrés terrestres à l'éradication du lapin s'avère influencée par d'autres paramètres, notamment par les changements de structure des chaînes trophiques. En effet, la suppression d'un mammifère devenu, depuis plus d'une centaine d'années, un élément essentiel des réseaux trophiques d'une île peut modifier sensiblement la disponibilité ou l'accessibilité de certaines ressources pour des invertébrés autochtones généralement fortement spécialisés. De l'aptitude de ces espèces à faire face à ces changements environnementaux dépend donc la capacité d'autorestoration de l'entomofaune. La plasticité écologique des espèces impli-

quées est par conséquent un facteur déterminant de la résilience des peuplements d'invertébrés.

Parmi les invertébrés endémiques de Kerguelen, le diptère Micropezidae *Calycopteryx moseleyi* est remarquable par son association étroite avec *Pringlea anti-scorbutica*. Les œufs sont pondus entre les feuilles et les larves se développent le long du tronc, dans les feuilles pourrissantes, avant de s'empurger dans le sol. Sur les îles où le Lapin a éliminé le Chou de Kerguelen, *C. moseleyi* n'a pas disparu, mais il a changé de niche trophique (Tréhen *et al.*, 1987). De phyto-saprophyte, il est devenu phycophage et se développe sous les laisses de mer littorales ; lorsque des colonies d'oiseaux existent, il peut même devenir nécrophage. Sur l'île Verte, après élimination du lapin *C. moseleyi* a été récolté en abondance au moyen de pots-pièges ouverts mensuellement sous les laisses de mer. Cependant, le nombre d'individus capturés sous les algues a régulièrement diminué au cours du temps, en relation avec la recolonisation progressive des bordures de côte par le Chou. Parallèlement, dans les laisses de mer, les captures de *Fucellia maritima*, diptère Anthomyiidae introduit à Kerguelen de longue date (Séguy, 1940), ont augmenté de manière régulière de 1991 à 2000 (Fig. 6). Aucune variation importante de l'abondance de *F. maritima* n'a été observée sur les autres sites suivis régulièrement dans l'archipel (données non publiées). Aussi, l'évolution inverse des effectifs chez ces deux diptères sur le littoral de l'île Verte suggère d'une part que la présence de *C. moseleyi* sur les algues limiterait l'exploitation de ce substrat par *Fucellia maritima*, et d'autre part que la recolonisation de la frange côtière par le Chou de Kerguelen entraînerait un retour de *C. moseleyi* sur son hôte de prédilection, laissant ainsi à *F. maritima* la possibilité d'exploiter les laisses de mer. Cet exemple montre que, à l'inverse de la végétation, l'entomofaune peut répondre rapidement à l'éradication du lapin, même si pour l'instant elle n'affecte que les peuplements littoraux, eux-mêmes soumis aux principaux changements de végétation. Mais là encore, le rôle des espèces allochtones est fondamental dans la structuration des nouveaux peuplements.

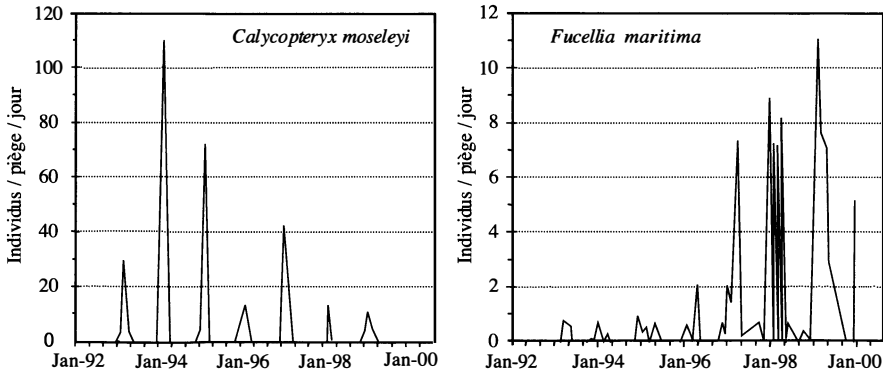


Figure 6. — Evolution des captures de *Calycopteryx moseleyi* et de *Fucellia maritima* sous laisses de mer sur le littoral de l'île Verte. Les piégeages ont été effectués mensuellement par pots de Barber placés en haut des laisses de mer pendant des sessions de 5 jours (résultats exprimés en nombre d'individus récoltés par piège et par jour).



## CONCLUSION

Les vitesses d'évolution des communautés végétales, après éradication d'un herbivore introduit, diffèrent notablement entre les îles Amsterdam et Kerguelen, appartenant à deux régions climatiques contrastées. Sur l'île Amsterdam, l'organisation spatiale et la vitesse de restauration des communautés dépendent du degré de la perturbation des milieux engendrée par les bovins. Sur sols peu dégradés, les espèces favorisées par le pâturage ont fortement régressé après seulement une dizaine d'années et des communautés proches de la végétation originelle se sont mises en place. Par contre, sur de larges secteurs où l'érosion des sols a atteint un seuil d'irréversibilité, l'évolution est lente, les espèces introduites restent dominantes et la restauration de la végétation semble compromise à moyen ou long terme.

A Kerguelen, les processus de restauration sont manifestement plus lents, malgré des réponses assez rapides de la part de quelques invertébrés. Comme à Amsterdam, l'évolution des communautés végétales se fait dans un contexte de confrontation d'espèces subantarctiques, souvent raréfiées ou éliminées par l'herbivore, et d'espèces introduites. Mais à Kerguelen, les changements climatiques récents, en particulier les sécheresses estivales de plus en plus fréquentes, jouent désormais un rôle prépondérant dans l'évolution des communautés végétales. Ces changements bénéficient généralement aux espèces introduites, originaires de régions plus tempérées, et pénalisent les espèces locales pour lesquelles ces conditions sont entièrement nouvelles.

Les capacités limitées d'autorestauration et le rôle important joué par les espèces introduites, sur Amsterdam dans les secteurs les plus dégradés et sur Kerguelen en raison des changements climatiques actuels, apparaissent donc comme une caractéristique essentielle de notre étude.

## REMERCIEMENTS

Ces travaux ont bénéficié du soutien financier de l'Institut Polaire Français (IPEV, programmes n° 136 et 276), du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (programme national de recherche « Recréer la Nature », et du CNRS, (Programme Environnement Vie et Société, zone atelier de recherches sur l'environnement antarctique et subantarctique). Nous tenons également à remercier, G. Barnaud, R. Barbault et E. Le Floc'h pour leurs commentaires, les volontaires à l'aide technique affectés à ces programmes pour leur contribution à la récolte des données sur le terrain, et l'IPEV pour son appui logistique.

## RÉFÉRENCES

- CHAPUIS, J.-L., BARNAUD, G., BIRET, F., LÉBOUVIER, M. & PASCAL, M. (1995). — L'éradication des espèces introduites, un préalable à la restauration des milieux insulaires. Cas des îles françaises. *Natures Sciences Sociétés*, 3 (hs) : 53-67.
- CHAPUIS, J.-L., BOUSSÈS, P., & BARNAUD, G. (1994). — Alien mammals, impact and management in the French Subantarctic Islands. *Biol. Conserv.*, 67 : 97-104.
- CHAPUIS, J.-L., FRENOT, Y. & LÉBOUVIER, M. (2000a). — *Restauration d'îles subantarctiques françaises par manipulation d'espèces introduites*. Programme national de recherche « Recréer la Nature », MATE, IFRTP, MNHN, UMR 6553, CEB, 112 p.

- CHAPUIS, J.-L., FRENOT, Y. & LÉBOUVIER, M. (2002). — Une gamme d'îles de référence, un atout majeur pour l'évaluation de programmes de restauration dans l'archipel de Kerguelen. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, Suppl. 9 : 121-130.
- CHAPUIS, J.-L., HENNION, F., LE ROUX, V. & LE CUZIAT, J. (2000b). — Growth and reproduction of the endemic Cruciferous species *Pringlea antiscorbutica* in Kerguelen Islands. *Polar Biol.*, 23 : 196-204.
- CHAPUIS, J.-L., LE ROUX, V., ASSELINE, J., LEFÈVRE, L., & KERLEAU, F. (2001). — Eradication of the rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) by poisoning, on three islands of the subantarctic Archipelago of Kerguelen. *Wildl. Res.*, 28 : 323-331.
- CHEVRIER, M., VERNON, P. & FRENOT Y. (1997). — Potential effects of two alien insects on a subantarctic wingless fly in the Kerguelen Islands. Pp. 424-431, in : B. Battaglia, J. Valencia & D.W.H. Walton (Eds), *Antarctic Communities : Species, Structure and Survival*, Cambridge University Press.
- COPSON, G. & WHINAM, J. (1998). — Response of vegetation on Subantarctic Macquarie Island to reduced rabbit grazing. *Aust. J. Bot.*, 46 : 15-24.
- DECANTE, F., JOUVENTIN, P., ROUX, J.P. & WEIMERSKIRCH, H. (1987). — *Projet d'aménagement de l'île Amsterdam*. Rapport SRETIE, TAAF, CEBAS. Non publié.
- DORNE, A.J. (1968). — Note sur les conditions de germination en laboratoire de *Pringlea antiscorbutica* R. Br. *C.N.F.R.A.*, 23 : 17-24.
- DORNE, A.J. (1977). — Analysis of the germination under laboratory and field conditions of seeds collected in the Kerguelen archipelago. Pp. 1003-1013, in : G.A. Llano (Ed.), *Adaptations within Antarctic Ecosystems*. Gulf Publishing Co, Houston, Texas.
- FRENOT, Y. & GLOAGUEN, J.-C (1994). — Reproductive performance of native and alien colonizing phanerogams on a glacier foreland, Iles Kerguelen. *Polar Biol.*, 14 : 473-481.
- FRENOT, Y., GLOAGUEN, J.-C., CANNAVACCIUOLO, M. & BELLIDO, A. (1998). — Primary succession on glacier forelands in the Kerguelen Islands (Subantarctic). *J. Veg. Sci.*, 9 : 75-84.
- FRENOT, Y., GLOAGUEN, J.-C., MASSÉ, L. & LÉBOUVIER, M. (2001). — Human activities, ecosystem disturbances and plant invasions in subantarctic Crozet, Kerguelen and Amsterdam Islands. *Biol. Conserv.*, 101 : 33-50.
- HARPER, J.L. (1977). — *Population biology of plants*. Academic Press, London. 520 p.
- HENNION, F. & WALTON, D.W.H. (1997). — Seed germination of endemic species from Kerguelen phytogeographic zone. *Polar Biol.*, 17 : 180-187.
- KIGHTLEY, S.P.J. & SMITH, R.I.L. (1976). — The influence of reindeer on the vegetation of South Georgia. 1. Long-term effects of unrestricted grazing and the establishment of enclosure experiments in various plant communities. *Br. Antarct. Surv. Bull.*, 44 : 57-76.
- LEADER-WILLIAMS, N., SMITH, R.I.L. & ROTHERY, P. (1987). — Influence of introduced reindeer on the vegetation of South Georgia : results from a long-term exclusion experiment. *J. Appl. Ecol.*, 24 : 801-822.
- LE ROUX, V., CHAPUIS, J.-L., FRENOT, Y & VERNON, P. (2002). — Diet of the House Mouse (*Mus musculus* L.) at Guillou Island, Kerguelen archipelago, Subantarctic. *Polar Biol.*, 25 : 49-57.
- MICOL, T. & JOUVENTIN, P. (1995). — Restoration of Amsterdam Island, South Indian Ocean, following control of feral cattle. *Biol. Conserv.*, 73 : 199-206.
- PASCAL, M. (1980). — Structure et dynamique de la population de chats haret de l'Archipel des Kerguelen. *Mammalia*, 44 : 161-182.
- SÉGUY, E. (1940). — Croisière du Bougainville aux Iles Australes Françaises. IV. Diptères. *Mém. M.N.H.N., sér. A*, 14 : 203-268.
- TRÉHEN, P., FRENOT, Y., LÉBOUVIER, M. & VERNON, P. (1990). — Invertebrate fauna and their role in the degradation of cattle dung at Amsterdam Island. Pp. 337-346, in K.R., Kerry & G. Hempel (Eds.), *Antarctic ecosystems. Ecological Change and Conservation*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- TRÉHEN, P., VERNON, P., DELETTRE, Y.R. & FRENOT, Y. (1987). — Organisation et dynamique des peuplements diptérologiques à Kerguelen. Mise en évidence de modifications liées à l'insularité. *C.N.F.R.A.*, 58 : 241-253.
- VERNON, P., VANNIER, G. & TRÉHEN, P. (1998). — A comparative approach to the entomological diversity of polar regions. *Acta Oecol.*, 19 : 303-308.
- WEIMERSKIRCH, H., ZOTIER, R. & JOUVENTIN, P. (1988). — The avifauna of the Kerguelen Islands. *Emu*, 89 : 15-29.