

Opérations d'éradication de prédateurs mammaliens introduits sur des îles françaises de la façade atlantique européenne: une méthode, deux protocoles et trois décennies d'expérience

Olivier LORVELEC, Louis DUTOUQUET, Fabrice BERNARD,
Frédéric BIORET, Flavien BOUCHER, David BOURLES, Denis BREDIN,
Maxime BREDIN, Jean-Louis CHAPUIS, Isabelle DELACOURTE,
Damien FOURCY, Dominique HALLEUX, Yann JACOB,
Arnaud LE CRAS, Patricia LE QUILLIEC, Stéphane RIALLIN,
François SIORAT, Pierre YÉSOU & Benoît PISANU

DIRECTEUR DE LA PUBLICATION / *PUBLICATION DIRECTOR* : Gilles Bloch,
Président du Muséum national d'Histoire naturelle

RÉDACTEUR EN CHEF / *EDITOR-IN-CHIEF* : Jean-Philippe Siblet

ÉDITRICE TECHNIQUE (SUIVI ÉDITORIAL) / *DESK EDITOR (EDITORIAL PROCESS)* : Sarah Figuet (naturae@mnhn.fr)

ÉDITRICE TECHNIQUE (PRODUCTION) / *DESK EDITOR (PRODUCTION)* : Sarah Figuet

COMITÉ SCIENTIFIQUE / *SCIENTIFIC BOARD* :

Luc Barbier (Parc naturel régional des caps et marais d'Opale, Colembert)
Aurélien Besnard (CEFE, Montpellier)
Hervé Brustel (École d'ingénieurs de Purpan, Toulouse)
Damien Combrisson (Parc national des Écrins, Gap)
Thierry Dutoit (UMR CNRS IMBE, Avignon)
Éric Feunteun (MNHN, Dinard)
Romain Garrouste (MNHN, Paris)
Grégoire Gautier (DRAAF Occitanie, Toulouse)
Frédéric Gosselin (Irstea, Nogent-sur-Vernisson)
Patrick Haffner (PatriNat, Paris)
Frédéric Hendoux (MNHN, Paris)
Xavier Houard (MNHN, Paris)
Isabelle Le Viol (MNHN, Concarneau)
Francis Meunier (Conservatoire d'espaces naturels – Hauts-de-France, Amiens)
Serge Muller (MNHN, Paris)
Francis Olivereau (DREAL Centre, Orléans)
Laurent Poncet (PatriNat, Paris)
Nicolas Poulet (OFB, Vincennes)
Jean-Philippe Siblet (PatriNat, Paris)
Julien Touroult (PatriNat, Paris)

COUVERTURE / *COVER* :

Rat surmulot *Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769). Individu observé le 24 octobre 2019 sur l'île d'Ouessant (département du Finistère) en train de prospecter sur l'estran au niveau d'une laisse de mer. Notez la présence de tiques. Crédit photo : Armel Deniau.

Naturae est une revue en flux continu publiée par les Publications scientifiques du Muséum, Paris
Naturae is a fast track journal published by the Museum Science Press, Paris

Les Publications scientifiques du Muséum publient aussi / *The Museum Science Press also publish* :

Adansonia, Zoosystema, Anthropozoologica, European Journal of Taxonomy, Geodiversitas, Cryptogamie sous-sections **Algologie, Bryologie, Mycologie, Comptes Rendus Palevol.**

Diffusion – Publications scientifiques Muséum national d'Histoire naturelle
CP 41 – 57 rue Cuvier F-75231 Paris cedex 05 (France)
Tél. : 33 (0)1 40 79 48 05 / Fax : 33 (0)1 40 79 38 40
diff.pub@mnhn.fr / <https://sciencepress.mnhn.fr>

Les articles publiés dans *Naturae* sont distribués sous licence CC-BY 4.0 / Articles published in *Naturae* are distributed under a CC-BY 4.0 license.
ISSN (électronique / electronic) : 2553-8756

Opérations d'éradication de prédateurs mammaliens introduits sur des îles françaises de la façade atlantique européenne : une méthode, deux protocoles et trois décennies d'expérience

Olivier LORVELEC

Dynamique et Durabilité des Écosystèmes (DECOD), INRAE, L'Institut Agro, IFREMER,
65 rue de Saint-Brieuc, F-35042 Rennes Cedex (France)
olivier.lorvelec@inrae.fr

Louis DUTOUQUET

HELP SARL,
Saint-Sula, F-29550 Plomodiern (France)
helpsarl@netcourrier.com

Fabrice BERNARD

Brigade mobile d'Intervention Bretagne – Pays de la Loire, OFB,
5 square Félix Nadar, F-94300 Vincennes (France)
fabrice.bernard.bmibpl@ofb.gouv.fr

Frédéric BIORET

Laboratoire Géoarchitecture (Territoires – Urbanisme – Biodiversité – Environnement),
Université de Bretagne occidentale (UBO), Université Bretagne sud (UBS),
6 avenue Victor Le Gorgeu, F-29200 Brest (France)
frederic.bioret@univ-brest.fr

Flavien BOUCHER

HELP SARL,
Saint-Sula, F-29550 Plomodiern (France)
flavien0boucher@gmail.com

David BOURLES

Parc naturel marin d'Iroise,
Pointe des Renards, F-29217 Le Conquet (France)
david.bourles@ofb.gouv.fr

Denis BREDIN

Conservatoire du Littoral - Délégation de Rivages Bretagne (CdLB),
et Association les Îles du Ponant (AIP),
port du Légué, 8 quai Gabriel Péri, boîte postale 60474, F-22194 Plérin Cedex (France)
bredin.denis@orange.fr

Maxime BREDIN

Association les Îles du Ponant (AIP),
4 bis rue de l'océan, Kénéah sud, F-56400 Plougoumelen (France)
maximebredin.mb@gmail.com

Jean-Louis CHAPUIS

CESCO (Centre d'Écologie et des Sciences de la Conservation), MNHN, CNRS, P6,
61 rue Buffon, CP 53, F-75231 Paris Cedex 05 (France)
jean-louis.chapuis@mnhn.fr

Isabelle DELACOURTE

Littomatique SARL,
3 route de Ker Bruc, F-22860 Plourivo (France)
isabelle@littomatique.fr

Damien FOURCY

Dynamique et Durabilité des Écosystèmes (DECOD), INRAE, L'Institut Agro, IFREMER,
65 rue de Saint-Brieuc, F-35042 Rennes Cedex (France)
damien.fourcy@inrae.fr

Dominique HALLEUX

Conservatoire du Littoral - Délégation de Rivages Bretagne (CdLB),
port du Légué, 8 quai Gabriel Péri, boîte postale 60474, F-22194 Plérin Cedex (France)
dominique.halleux@wanadoo.fr

Yann JACOB

Bretagne Vivante – SEPNEB (Société pour l'Étude et la Protection de la Nature en Bretagne),
19 rue de Gouesnou, F-29200 Brest (France)
yann.jacob@bretagne-vivante.org

Arnaud LE CRAS

Unité du Permis de Chasser, OFB,
boîte postale 20, F-78612 Le Perray-en-Yvelines Cédex (France)
arnaud.le-cras@ofb.gouv.fr

Patricia LE QUILLIEC

Dynamique et Durabilité des Écosystèmes (DECOD), INRAE, L'Institut Agro, IFREMER,
65 rue de Saint-Brieuc, F-35042 Rennes Cedex (France)
aicirtap35@hotmail.fr

Stéphane RIALLIN

Conservatoire du Littoral – Délégation de Rivages Bretagne (CdLB),
port du Légué, 8 quai Gabriel Péri, boîte postale 60474, F-22194 Plérin Cedex (France)
s.riallin@conservatoire-du-littoral.fr

François SIORAT

Observatoire de l'Environnement en Bretagne (OEB),
47 avenue des Pays-Bas, F-35200 Rennes (France)
francois.siorat@gmail.com

Pierre YÉSOU

Réserve de l'île de Béniguet,
archipel de Molène, Le Conquet, Finistère (France)
p.yesou@gmail.com

Benoît PISANU

PatriNat, OFB, MNHN, CNRS, IRD,
Maison Buffon, CP41, 36 rue Geoffroy Saint-Hilaire, F-75005 Paris (France)
benoit.pisanu@mnhn.fr

Soumis le 4 février 2025 | Accepté le 18 août 2025 | Publié le 28 janvier 2026

Lorvelec O., Dutouquet L., Bernard F., Bioret F., Boucher F., Bourles D., Bredin D., Bredin M., Chapuis J.-L., Delacourte I., Fourcy D., Halleux D., Jacob Y., Le Cras A., Le Quilliec P., Riallin S., Siorat F., Yésou P. & Pisanu B. 2026. — Opérations d'éradication de prédateurs mammaliens introduits sur des îles françaises de la façade atlantique européenne: une méthode, deux protocoles et trois décennies d'expérience. *Naturae* 2026 (2): 20-72. <https://doi.org/10.5852/naturae2026a2>

RÉSUMÉ

Confronté à un (ou plusieurs) prédateur mammalien introduit, le gestionnaire d'un territoire insulaire est amené à définir une stratégie de lutte, en associant à sa réflexion des scientifiques et des opérateurs extérieurs compétents. Cette stratégie a pour objectif final le retour à une biodiversité et à un fonction-

MOTS CLÉS
Gestion de populations,
rats,
piégeage,
empoisonnement,
îles continentales.

KEY WORDS
Population management,
rats,
trapping,
poisoning,
near-continent islands.

nement de l'écosystème proches de ceux qui précédaient l'arrivée de l'espèce introduite, en éliminant les effets néfastes qu'elle exerce sur les populations ou communautés d'espèces fragiles et rares. Elle s'appuie généralement sur un objectif opérationnel d'éradication, c'est-à-dire d'élimination de tous les individus de la population insulaire concernée. Nous détaillons ici l'historique des opérations d'éradication menées principalement envers des rongeurs, Rat surmulot *Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769) et Rat noir *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758), et de façon plus limitée des carnivores, Furet *Mustela furo* Linnaeus, 1758 et Vison d'Amérique *Neogale vison* (Schreber, 1777), dans des îles de la façade atlantique française appartenant à six départements (Loire-Atlantique, Morbihan, Finistère, Côtes-d'Armor, Ille-et-Vilaine et Manche). Ces opérations ont débuté en 1994. Une ancienne opération, menée au début des années 1950 avec un poison violent sur l'île Rouzic (les Sept Îles), est également rappelée. Après un descriptif de la méthodologie préconisée pour l'éradication, nous détaillons les deux protocoles appliqués successivement dans le cas des rats. Le premier, de 1994 à 2010, était fondé sur l'utilisation d'une lutte mécanique (pièges non vulnérants) suivie d'une lutte chimique (rodenticides anticoagulants). Le second, mis en pratique depuis 2016, recourt uniquement à la lutte chimique. Nous passons en revue les aspects techniques (expertise écologique ; choix de la densité des postes, du type de piège et de la molécule toxique ; nécropsies et prélèvements de matériel biologique ; calcul d'indices d'abondance), ainsi que les normes réglementaires. Alors que 95 % des rats piégés à l'issue de l'opération (premier protocole) le sont en moyenne après onze jours, 95 % des appâts consommés (second protocole) le sont en moyenne après 17 jours. Le résultat des opérations d'éradication sur les îles françaises de la façade atlantique, appliquant l'un ou l'autre des deux protocoles, est de 13 succès sur 18 opérations aux résultats connus (avec une seule opération pour le Rat noir). Une analyse approfondie des échecs montre que les opérations d'éradication du Rat surmulot utilisant l'un ou l'autre des deux protocoles ont toujours été couronnées de succès, sauf dans deux cas. D'une part, lorsque la possibilité d'une recolonisation par l'estran n'avait pas été suffisamment prise en compte, c'est-à-dire si les mesures de biosécurité consécutives au piégeage et/ou à l'appâtage étaient insuffisantes. D'autre part, lorsque les conditions d'application des protocoles n'avaient pas pu être pleinement respectées, en raison de problèmes logistiques et/ou de perturbations anthropiques inévitables. Bien que nous considérions que les deux protocoles ont permis d'obtenir des résultats très satisfaisants, nous préconisons à l'avenir le second, utilisant uniquement la lutte chimique, pour des raisons purement logistiques.

ABSTRACT

Eradication operations of introduced mammalian predators on French islands of the European Atlantic coastline: one method, two protocols, and three decades of experience.

Faced with one or more introduced mammalian predators, managers of island territories are led to define a control strategy, involving scientists and competent external operators. The final objective of that strategy is to achieve biodiversity and ecosystem functioning close to those prior to the arrival of the introduced species, by eliminating harmful effects they pose on populations or communities of fragile and rare species. Eradication, i.e. the elimination of all individuals from the island population in question, is generally the operational objective of that strategy. Here, we detail the history of eradication operations carried out against rodents (mainly), the Brown Rat *Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769) and the Roof Rat (often called Black Rat) *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758), and (to a much lesser extent) carnivores, the Ferret *Mustela furo* Linnaeus, 1758 and the American Mink *Neogale vison* (Schreber, 1777), on islands of the Atlantic coast in six French departments (Loire-Atlantique, Morbihan, Finistère, Côtes-d'Armor, Ille-et-Vilaine, and Manche). These operations began in 1994. An old operation, carried out in the early 1950s with a violent poison on île Rouzic (les Sept Îles), was also recalled. Following a description of the methodology advocated for eradication, we detail the two protocols used successively for rats. The first, applied from 1994 to 2010, was based on the use of mechanical control (using live-traps) followed by chemical control (anticoagulant rodenticides). The second, put in practice since 2016, utilizes chemical control only. We review technical aspects (ecological expertise ; choice of station density, type of trap and toxic molecule ; necropsies and sampling of biological material ; calculation of abundance indices), as well as regulation standards. While 95 % of the rats trapped at the end of the operation (first protocol) are trapped on average after eleven days, 95 % of the baits consumed (second protocol) are consumed on average after 17 days. The results of rat eradication operations on the French islands of the Atlantic coast, applying one or other of the two protocols, are 13 successes out of 18 operations with known results (with only one operation for the Roof Rat). An in-depth analysis of failures shows that Brown Rat eradication operations using either of the two protocols have always been successful, except in two cases. Firstly, when the possibility of recolonization by the foreshore had not been sufficiently considered, i.e. if biosecurity measures following trapping and/or baiting were insufficient. On the other hand, when the conditions of application of the protocols could not have been fully respected, due to logistical problems and/or of unavoidable human-caused disturbances. Although we consider both protocols to have achieved very satisfactory results, we recommend for the future to apply the second one, using chemical control only, for purely logistical reasons.

INTRODUCTION

Les concepts les plus importants sous-tendant la méthode et les protocoles décrits dans la présente synthèse sont expliqués dans un glossaire (Annexe 1).

POURQUOI PROCÉDER À DES ÉRADICATIONS DE PRÉDATEURS MAMMALIENS INTRODITS ?

Le gestionnaire d'un archipel, d'une île ou d'un îlot peut légitimement s'interroger sur les effets occasionnés par la présence d'une espèce introduite dans l'écosystème terrestre dont la préservation et le maintien en « bonne santé » (pour la définition de ce concept, voir notamment Giraudoux 2022) sont de sa responsabilité. Il peut, en particulier, se demander si l'espèce introduite provoque la raréfaction ou la disparition locale d'un ou plusieurs taxons, entraînant un dysfonctionnement de l'écosystème (e.g., Chapuis *et al.* 1995 ; Courchamp *et al.* 2003 ; Pascal *et al.* 2009a ; Marino *et al.* 2021). Pour traiter de cette question, nous prenons en compte, dans la présente synthèse, les îles françaises proches des côtes de l'ouest de l'Hexagone, plus exactement celles de la façade maritime Nord Atlantique – Manche Ouest (NAMO), parfois appelées globalement les îles du Ponant. Nous les nommerons par la suite « les îles de la façade atlantique ».

Dans ces îles, les espèces animales introduites pouvant provoquer des dysfonctionnements sont essentiellement des prédateurs mammaliens. Comme Hedges & Conn (2012), nous attribuons volontairement le qualificatif de « prédateur mammalien introduit », non seulement aux espèces de l'Ordre des Carnivores mais aussi à certaines espèces de l'Ordre des Rongeurs, à savoir les rats. Cette expression permet de mettre en exergue le fait que les rats, tout en étant fondamentalement des omnivores généralistes et opportunistes, peuvent présenter, et ceci plus particulièrement dans un contexte insulaire, d'importants comportements de prédation (e.g., Steadman 2006 ; White *et al.* 2006 ; Jones *et al.* 2008 ; Hedges & Conn 2012 ; Tershy *et al.* 2015). Leur présence réduit, parfois considérablement, le succès de reproduction chez diverses espèces d'oiseaux, particulièrement celles de taille petite à moyenne et qui nichent au sol, par prédation des œufs et des poussins (e.g., Spatz *et al.* 2023 pour les espèces marines). De plus, les effets des rats sur les écosystèmes insulaires peuvent également être indirects et en cascade, affectant de ce fait différents niveaux trophiques ainsi que les formations végétales, les litières et les sols (e.g., Fukami *et al.* 2006 ; Wardle *et al.* 2009 ; David *et al.* 2017 ; Kurlle *et al.* 2021).

Confrontés aux prédateurs mammaliens introduits, les gestionnaires de territoires insulaires réfléchissent à une stratégie locale de restauration de l'écosystème terrestre, en associant généralement à cette réflexion des scientifiques, des opérateurs extérieurs compétents pour des opérations d'éradication ou des suivis écologiques, et des représentants des usagers. Cette stratégie a pour finalité d'obtenir le retour à une biodiversité et à un fonctionnement proche de l'état précédant l'arrivée de l'espèce introduite. À défaut, elle permet d'endiguer les effets négatifs affectant une espèce ou une communauté à enjeu de conservation. L'éradication du prédateur ciblé est généralement

la meilleure solution pour atteindre ces objectifs de façon pérenne. Dans certaines îles habitées, au-delà de l'intérêt pour la restauration de l'écosystème terrestre, l'enjeu est le maintien d'une sécurité sanitaire et/ou économique mise à mal par la présence de rongeurs introduits. Là encore, l'éradication de l'espèce introduite ciblée peut être programmée.

La littérature scientifique indique que l'ère des éradications programmées dans un but environnemental a débuté en 1960, en Nouvelle-Zélande, avec les travaux de Don V. Merton (Moors 1985b). Aujourd'hui, Island Conservation recense, à travers le monde, plus de 1000 opérations d'éradication menées depuis cette époque dans des îles océaniques ou continentales, qui ont concerné des espèces de rats (DIISE 2018). Des synthèses relatives à ces opérations ont été publiées dans les années 1990 et lors des décennies suivantes (e.g., Moors *et al.* 1992 ; Clout & Russell 2006 ; Howald *et al.* 2007 ; Russell *et al.* 2008 ; Keitt *et al.* 2011 ; Harris *et al.* 2012 ; Towns *et al.* 2013 ; Jones *et al.* 2016 ; Russell & Broome 2016 ; Stanbury *et al.* 2017 ; Thomas *et al.* 2017 ; Holmes *et al.* 2019a). Des données historiques anciennes concernant la Nouvelle-Zélande ont également été publiées (e.g., Taylor 1968 ; Moors 1978, 1979, 1981, 1985a, b, 1987). Holmes *et al.* (2019b), pour leur part, ont identifié 169 îles considérées comme prioritaires pour la mise en œuvre d'opérations d'éradications de mammifères introduits et envahissants au profit de vertébrés gravement menacés.

OBJET DE CETTE SYNTHÈSE

Dans ce cadre conceptuel, l'objet de la présente synthèse est de fournir un bilan des opérations réalisées sur des îles de la façade atlantique pour tenter d'éradiquer des populations insulaires de prédateurs mammaliens introduits, essentiellement des rongeurs (du genre *Rattus*), et dans une bien moindre mesure des carnivores. Les îles en question sont localisées dans six départements français (Loire-Atlantique, Morbihan, Finistère, Côtes-d'Armor, Ille-et-Vilaine et Manche ; Fig. 1 ; Tableau 1). Au total, 22 opérations, incluant 144 îles et îlots, sont prises en compte ici (Annexes 2, 3). Les dernières données de terrain que nous avons utilisées ont été acquises lors de l'opération sur l'île de Keller en 2022. Cette opération a été retenue car les résultats définitifs, datant de 2023, étaient connus de nous avec suffisamment de recul au moment de l'écriture du manuscrit (fin 2023-début 2024). En revanche, nous n'avons pas traité les opérations débutées en 2023 ou 2024, non terminées ou terminées mais, dans ce dernier cas, trop récentes pour être totalement analysées. Nous les avons simplement signalées comme telles (dans les parties « Historique » et « Bilan : taux de réussite ») et seulement si elles ont commencé avant juin 2024.

Après une présentation de la méthode générale utilisée, depuis les études préalables à l'éradication jusqu'aux suivis écologiques ultérieurs à celle-ci, nous détaillerons la partie éradication proprement dite, pour laquelle deux protocoles se sont succédé dans le temps. La méthode générale et le premier protocole ont déjà été publiés avec plus ou moins de détails dans des revues scientifiques ou autres (voir notamment Pascal & Chapuis 2000 mais aussi : Pascal *et al.* 1994, 1996a, b, 2002, 2005 ; Pascal & Lorvelec 2003 ; Lorvelec *et al.* 2004 ; Dutou-

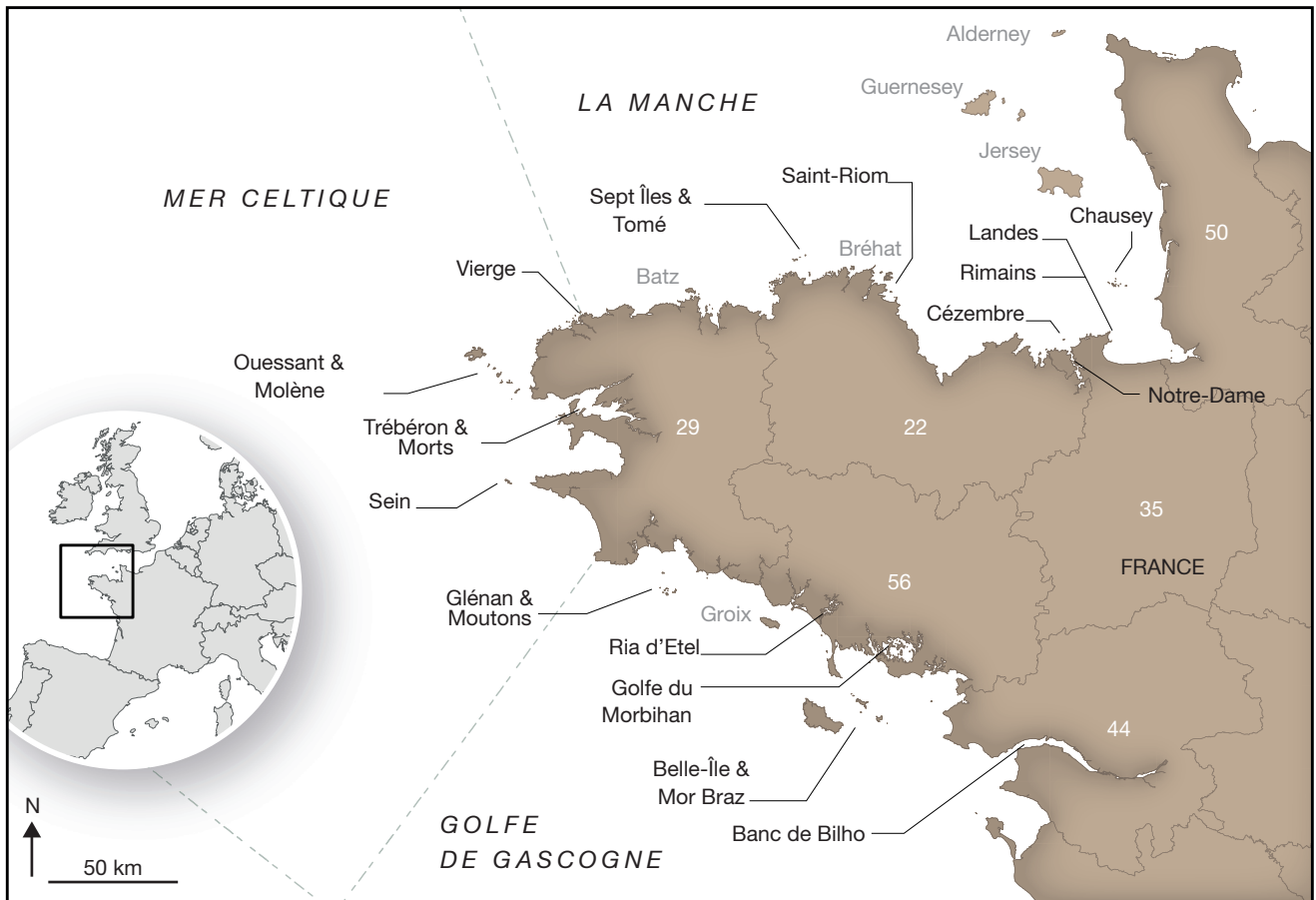


FIG. 1. — Localisation des îles de la façade atlantique concernées par les opérations d'éradication de prédateurs mammaliens introduits menées entre 1951 et 2022. Crédit : D. Fourcy | INRAE 2024. Les îles de grande taille non concernées par des opérations sont indiquées en caractères plus clairs.

quet & Fortin 2005 ; Lorvelec & Pascal 2005 ; Dutouquet 2008 ; Yésou *et al.* 2013). Ce premier protocole est également présenté sur un site Web (Lorvelec *et al.* 2023). Le protocole le plus récent a été publié avec peu de détails dans Dutouquet (2018, 2019, 2021). Il est également présenté sur des sites Web (Dutouquet *et al.* 2023 ; Dutouquet & Frontier 2023 ; Frontier 2023). Il est publié ici pour la première fois dans une revue scientifique. Nous détaillons plus loin ces deux protocoles de façon complète et comparons leurs intérêts respectifs et les résultats qu'ils ont permis d'obtenir en matière de restauration écologique sur des îlots inhabités, ainsi que dans des îles habitées pour le second.

En revanche, l'objet de la présente synthèse n'est pas de fournir le détail des effets des éradications de prédateurs mammaliens dans les îles de la façade atlantique, effets enregistrés sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes insulaires et qui confirment *a posteriori* les hypothèses formulées préalablement sur l'intérêt des éradications. Certains de ces effets ont été publiés, notamment dans Pascal & Lorvelec (2003), Bredin & Dutouquet (2004), Kerbirou *et al.* (2004), Dutouquet & Fortin (2005), Lorvelec & Pascal (2005), Pascal *et al.* (2005, 2006), Dutouquet (2008), Dutouquet *et al.* (2012), Yésou *et al.* (2013) et Mahéo *et al.* (2020). Dans le cas particulier du Vison d'Amérique (*Neogale vison* (Schreber,

1777)), des effets sont signalés dans Lorvelec *et al.* (2024) et repris dans Van Leeuwen *et al.* (2024). D'autres effets, non publiés, sont consultables dans des rapports de structures ayant mené des opérations d'éradication, notamment l'entreprise HELP SARL.

Notons que la première opération connue, menée pour éradiquer les rats d'une île de la façade atlantique, date de 1951 ou 1952. Elle avait concerné l'île Rouzic (aux Sept Îles) où un rodenticide violent, la strychnine, avait été utilisée pour éradiquer le Rat surmulot (*Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769)). Cette opération n'était pas signalée dans Milon (1966) et demeura confidentielle pendant près d'un demi-siècle (Dheilly 1995 ; Pascal *et al.* 1996a ; Pascal & Chapuis 2000 ; Lorvelec & Pascal 2005 ; Howald *et al.* 2007 ; Thomas *et al.* 2017). Pascal *et al.* (1996a) indiquent qu'une quarantaine de kilogrammes d'appâts à la strychnine avaient été distribués en une semaine. Nous ne possédons pas d'autres informations sur cette opération, sinon les noms d'acteurs qui sont précisés dans le Tableau 2 et le fait qu'actuellement le Rat surmulot est toujours absent de l'île. Nous n'en parlerons donc pas plus dans cette synthèse. Enfin, signalons que sur l'île de Malban (également aux Sept Îles), un effondrement spontané de la population du Rat surmulot fut constaté en août 1993 (Chapuis *et al.* 1995) et que l'espèce est toujours absente de l'île.

TABLEAU 1. — Opérations d'éradication de prédateurs mammaliens introduits menées dans les îles de la façade atlantique entre 1951 et 2022. Le numéro (N°) est celui attribué à l'opération d'éradication. La colonne Île(s) indique les île(s) principale(s) concernée(s) par l'opération d'éradication soit l'intitulé de l'opération. Abréviations : (*), banc de sable situé dans l'estuaire de la Loire, entre les communes de Saint-Nazaire, Donges, Saint-Brevin-les-Pins et Cor-sept; Dép., département; Esp., espèce; Mf, *Mustela furo* Linnaeus, 1758; Nv, *Neogale vison* (Schreber, 1777); Rn, *Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769); Rr, *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758).

N°	Groupe d'îles	Île(s)	Dép. et commune	Année	Esp.
1	Les Sept Îles et île Tomé	Île Rouzic	22: Perros-Guirec	1951	Rn
2	Île des Rimains	Île des Rimains, le Châtelier	35: Cancale	1994	Rn
3	Les Sept Îles et île Tomé	Île Bono, île aux Moines	22: Perros-Guirec	1994	Rn
4	Île d'Ouessant et archipel de Molène	Île de Trielen	29: Le Conquet	1996	Rn
5	Île Saint-Riom	Île Saint-Riom	22: Ploubazlanec	2000	Rn
6	Belle-Île et îles du Mor Braz	Île aux Chevaux	56: Île-d'Houat	2002	Rn
7	Les Sept Îles et île Tomé	Île Tomé	22: Perros-Guirec	2002	Rn
8	Îles des Glénan et île aux Moutons	Île du Loc'h	29: Fouesnant	2003	Rn
9	Île d'Ouessant et archipel de Molène	Île de Quéménès	29: Le Conquet	2003-2004	Mf
10	Île de Cézembre	Île de Cézembre	35: Saint-Malo	2004	Rr
11	Île Trébéron et île des Morts	Île Trébéron, île des Morts	29: Roscanvel	2005	Rn
12	Île des Landes	Roche Herpin	35: Cancale	2010	Rn
13	Île Notre-Dame	Île Notre-Dame	35: Saint-Jouan-des-Guéréts	2016	Rn
14	Les Sept Îles et île Tomé	Île Tomé	22: Perros-Guirec	2014-2018	Nv
15	Île d'Ouessant et archipel de Molène	Île Molène	29: Île-Molène	2018	Rn
16	Île de Sein	Île de Sein	29: Île-de-Sein	2018	Rn
17	Île Vierge	Île Vierge	29: Plouguerneau	2019	Rn
18	Belle-Île et îles du Mor Braz	Île d'Hoëdic	56: Hoëdic	2019	Rn
19	Banc de Bilho	Banc de Bilho	44: (*)	2020	Rn
20	Îles Chausey	Grande Île	50: Granville	2021	Rn
21	Îlots de la ria d'Étel	Gravigneux	56: Belz	2022	Rn
22	Île d'Ouessant et archipel de Molène	Île de Keller	29: Ouessant	2022	Rn

QUELS TAXONS INTRODITS, QUELS TAXONS MENACÉS ?

À ce jour, trois prédateurs mammaliens introduits et originaires d'autres continents ont fait l'objet d'opérations d'éradication dans les îles de la façade atlantique : le Rat surmulot avec 19 opérations, le Rat noir *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758) avec une opération, et le Vison d'Amérique avec une opération. Une quatrième espèce a également fait l'objet d'une opération d'éradication. Il s'agit du Furet *Mustela furo* Linnaeus, 1758, qui est la forme domestique du Putois d'Europe *Mustela putorius* Linnaeus, 1758, largement réparti en Europe où il est autochtone mais normalement absent des îles qui nous concernent. Sur le plan taxinomique, ce sont donc deux Rongeurs de la Famille des Muridae Illiger, 1811 et deux Carnivores de la Famille des Mustelidae Fischer, 1817 qui sont concernés.

Notons que la communauté scientifique (Larivière & Jennings 2023), suivant en cela la recommandation de Patterson *et al.* (2021), retient le nom *Neogale vison* pour nommer le Vison d'Amérique, et non plus le nom *Mustela vison* Schreber, 1777. C'est également le cas du référentiel taxonomique pour la France TAXREF (Gargominy *et al.* 2022). Cela est lié à l'élévation au rang de genre du sous-genre *Neogale* Gray, 1865, issu du genre *Mustela* Linnaeus, 1758.

Les taxons menacés et identifiés, toujours dans les îles de la façade atlantique, ont été des oiseaux marins, limicoles ou terrestres, ainsi que des musaraignes.

Les oiseaux les plus sensibles à la présence des rats sont, d'une part, des espèces marines à nidification hypogée : l'Océanite tempête *Hydrobates pelagicus* (Linnaeus, 1758), le Puffin des Anglais *Puffinus puffinus* (Brünnich, 1764) et le Macareux moine *Fratrercula arctica* (Linnaeus, 1758). Ce sont, d'autre part, des espèces nichant généralement à même le sol : plusieurs espèces de sternes (genres *Sterna*

Linnaeus, 1758 et *Sterna* Boie, 1822), dont la Sterne de Dougall *Sterna dougallii* Montagu, 1813, plusieurs espèces de gravelots (genre *Charadrius* Linnaeus, 1758), l'Huîtrier pie *Haematopus ostralegus* Linnaeus, 1758, et divers passereaux dont le Pipit maritime *Anthus petrosus* (Montagu, 1798), le Pipit farlouse *Anthus pratensis* (Linnaeus, 1758) et le Traquet motteux *Oenanthe oenanthe* (Linnaeus, 1758). Ce sont, enfin, les espèces de passereaux nichant à faible hauteur dans des habitats frutescents, par exemple : le Tarier pâtre *Saxicola rubicola* (Linnaeus, 1766), plutôt représenté par la sous-espèce *Saxicola rubicola hibernans* (Hartert, 1910), l'Accenteur mouchet *Prunella modularis* (Linnaeus, 1758), le Troglodyte mignon *Troglodytes troglodytes* (Linnaeus, 1758) et le Merle noir *Turdus merula* Linnaeus, 1758. Toutes ces espèces ont en commun d'être peu armées pour défendre leurs œufs ou leurs poussins. Lorsqu'un carnivore comme le Furet ou le Vison d'Amérique est présent, d'autres espèces, notamment l'ensemble des oiseaux marins nicheurs, sont également concernées par la prédation. Notons que le Traquet motteux était menacé par le Furet sur l'île de Quéménès et son Lédénez.

Les musaraignes sont, d'une part, la Crocidure des jardins *Crocidura gueldenstaedtii* (Pallas, 1811), plus précisément la sous-espèce *Crocidura gueldenstaedtii iculisma* Mottaz, 1908, d'autre part, la Crocidure musette *Crocidura russula* (Hermann in Zimmermann, 1780), représentée par sa sous-espèce nominative. La première a disparu de Bretagne continentale et n'est plus représentée dans cette région que par des populations reliques insulaires (e.g., Cosson *et al.* 1996; Pascal 2003; Pascal & Vigne 2003; Calmet *et al.* 2004; Pascal *et al.* 2006, 2009b; Lorvelec 2015, 2016; Rolland & Lelièvre 2015; Simonnet *et al.* 2017; Mahéo *et al.* 2020;

TABLEAU 2. — Acteurs des opérations d'éradication de prédateurs mammaliens introduits menées dans les îles de la façade atlantique entre 1951 et 2022. Le numéro (N°) est celui attribué à l'opération d'éradication, le spécialiste est celui en charge de l'éradication. Dans la colonne **Terrain** sont indiqués le maître d'œuvre, le gestionnaire et/ou autres acteurs de terrain principaux, en plus du spécialiste. Dans la colonne **M.Ouv./Fina.** sont indiqués le maître d'ouvrage, le financeur et/ou le propriétaire. Abréviations : *, Société Patrice Allain-Dupré ; ?, pas de données ; **AIP**, Association les Îles du Ponant ; **B.P.**, Benoît Pisanu ; **Biotope**, bureau d'études Biotope ; **BV**, Bretagne Vivante ; **CCPA**, Communauté de Communes du Pays des Abers ; **CdLB / CdLN**, Conservatoire du Littoral – Délégation Bretagne / Délégation Normandie ; **CG35**, Conseil général d'Ille-et-Vilaine ; **Esp.**, espèce ; **F.B.**, Fabrice Bernard ; **Fédé29**, Fédération départementale des Chasseurs du Finistère ; **F.S.**, François Siorat ; **GONm**, Groupe ornithologique normand ; **HS**, entreprise HELP SARL ; **INRA**, Institut national de la Recherche agronomique (aujourd'hui INRAE) ; **Iroise**, Réserve naturelle nationale (RNN) d'Iroise ; **L.D.**, Louis Dutouquet (CdLB, puis Litto, puis HS) ; **Litto**, bureau d'études Litto ; **LPO**, Ligue pour la Protection des Oiseaux ; **LPO44**, entité juridique de la LPO pour la Loire-Atlantique ; **M.P.**, Michel Pascal ; **Mf**, *Mustela furo* Linnaeus, 1758 ; **Nv**, *Neogale vison* (Schreber, 1777) ; **ONCFS**, Office national de la Chasse et de la Faune sauvage (aujourd'hui dans l'OFB : Office français de la Biodiversité) ; **Org.**, organisme de gestion de la réserve ornithologique de l'époque ; **P.M.**, Colonel Philippe Milon ; **Prop.**, propriétaire ; **Rn**, *Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769) ; **Rr**, *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758) ; **SI**, RNN des Sept îles ; **TGV**, programme Trégor Gestion Vison, animé par Stéphane Riallin (CdLB) ; **Y.G.**, Y. Guillaume.

N°	Île(s) principale(s)	Année	Esp.	Spécialiste	Terrain	M.Ouv./Fina.
1	Île Rouzic	1951	Rn	P.M.	P.M., Y.G., scouts	Org./?
2	Île des Rimaux, le Châtelier	1994	Rn	M.P. (INRA)	INRA/Prop.	Prop./INRA
3	Île Bono, île aux Moines	1994	Rn	M.P. (INRA)	INRA/LPO (SI)/ONCFS	LPO (SI)
4	Île de Trielen	1996	Rn	M.P. (INRA)	INRA/BV (Iroise)/B.P./F.S.	BV(Iroise)
5	Île Saint-Riom	2000	Rn	M.P. (INRA)	INRA/CdLB/LPO (SI)	Prop.(*)/CdLB/INRA
6	Île aux Chevaux	2002	Rn	L.D. (CdLB)	CdLB/BV/INRA	CdLB
7	Île Tomé	2002	Rn	L.D. (CdLB)	CdLB/ONCFS/INRALPO (SI)	CdLB
8	Île du Loc'h	2003	Rn	L.D. (CdLB)	CdLB/ONCFS/INRA	CdLB
9	Île de Quéménès	2003-2004	Mf	M.P./F.B. (ONCFS)/L.D.	ONCFS/CdLB/Fédé29/INRA	CdLB
10	Île de Cézembre	2004	Rr	L.D. (CdLB)	CdLB	CdLB
11	Île Trébéron, île des Morts	2005	Rn	L.D. (CdLB)	CdLB	CdLB
12	Roche Herpin	2010	Rn	L.D. (CdLB)	CdLB	CdLB
13	Île Notre-Dame	2016	Rn	L.D. (Litto)	Litto	CG35
14	Île Tomé	2014-2018	Nv	TGV	TGV	TGV
15	Île Molène	2018	Rn	L.D. (HS)	HS	AIP & commune
16	Île de Sein	2018	Rn	L.D. (HS)	HS	AIP & commune
17	Île Vierge	2019	Rn	L.D. (HS)	HS/CCPA	CdLB
18	Île d'Hoëdic	2019	Rn	L.D. (HS)	HS	AIP & commune
19	Banc de Bilho	2020	Rn	L.D. (HS)	HS	Biotope/LPO44
20	Grande île	2021	Rn	L.D. (HS)	HS/GONm	CdLN/GONm
21	Gravigneux	2022	Rn	L.D. (HS)	HS/BV	CdLB/BV
22	Île de Keller	2022	Rn	L.D. (HS)	HS	AIP

Lorvelec *et al.* 2022). Elle a également disparu de Normandie continentale. Elle est souvent considérée par les gestionnaires (sous le nom *Crocidura suaveolens* (Pallas, 1811)) comme un taxon d'intérêt patrimonial fort pour les îles de Bretagne. Notons que *C. gueldenstaedtii* est l'une des espèces résultant de l'éclatement du taxon *suaveolens* en plusieurs espèces, l'aire de répartition de *Crocidura suaveolens* au sens strict, la Crocidure de Crimée, n'incluant pas l'ouest de l'Europe. Nous renvoyons à Sheftel (2018a, b), Aulagnier (2019) et Burgin *et al.* (2020, 2023) pour plus de précisions concernant *C. gueldenstaedtii* et *C. suaveolens*.

D'autres taxons, animaux ou végétaux, sont très probablement sous la menace des prédateurs mammaliens introduits, mais les données les concernant sont lacunaires et souvent insuffisantes pour les prendre en compte dans l'élaboration, par les gestionnaires et les scientifiques, des stratégies locales de restauration des écosystèmes insulaires touchés. Pour les animaux, c'est le cas de reptiles, d'hexapodes (en particulier les taxons de grande taille) et de gastéropodes, souvent délaissés dans les études (St Clair 2011 ; Houghton *et al.* 2019).

Nous mentionnons également, dans le présent article, les espèces suivantes : le Labbe subantarctique *Stercorarius antarcticus* (Lesson, 1831), le Pétrel bleu *Halobaena caerulea* (Gmelin, 1789), le Lièvre d'Amérique *Lepus americanus* Erxleben, 1777, le Lapin de garenne *Oryctolagus cuniculus* (Linnaeus, 1758), l'Écureuil gris *Sciurus carolinensis* Gmelin in Linnaeus,

1788, l'Écureuil roux d'Amérique *Tamiasciurus hudsonicus* (Erxleben, 1777), le Grand Campagnol *Arvicola amphibius* (Linnaeus, 1758), le Campagnol boréal *Clethrionomys rutilus* (Pallas, 1779), la Souris sylvestre *Peromyscus maniculatus* (Wagner, 1845), le Mulot sylvestre *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758), la Souris grise *Mus musculus* Linnaeus, 1758 (plus précisément la sous-espèce appelée la Souris domestique *Mus musculus domesticus* Schwarz & Schwarz, 1943), le Rat du pacifique *Rattus exulans* (Peale, 1848), le Ragondin *Myocastor coypus* (Molina, 1782), la Petite Mangouste indienne *Urva auropunctata* (Hodgson, 1836) pour un îlet antillais, le Chien *Canis familiaris* Linnaeus, 1758 qui est la forme domestique du Loup gris *Canis lupus* Linnaeus, 1758 et le Raton laveur *Procyon lotor* (Linnaeus, 1758).

HISTORIQUE

Michel Pascal (1947-2013) travaillait à l'Institut national de la Recherche agronomique (INRA, aujourd'hui INRAE [Institut national de la Recherche pour l'Agriculture, l'Alimentation et l'Environnement]). Il commença sa réflexion sur l'éradication des rongeurs introduits dans les îles lors de ses séjours aux îles Kerguelen entre 1973 et 1977. À partir de 1978, il travailla également sur les pullulations du Grand Campagnol dans le Doubs et sur les moyens de limiter les dégâts que cette espèce occasionne aux récoltes agricoles et aux berges des cours d'eau. Dans le but de conserver ou de restaurer la biodiversité et le

TABLEAU 3. — Protocoles mis en œuvre et résultats obtenus lors des opérations d'éradication de prédateurs mammaliens introduits menées dans les îles de la façade atlantique entre 1951 et 2022. Le numéro (N°) est celui attribué à l'opération d'éradication, la colonne **Année** indique l'année suivie des mois concernés et la colonne **2023** indique l'absence ou la présence de rat en 2023. Abréviations: **?**, pas de donnée; **AB**, absence; **AN**, piégeage après un an; **Appâtage**, poste d'appâtage; **AU**, aucun; **brod.**, brodifacoum G2 (génération 2) 29 ppm (partie par million); **brom.**, bromadiolone G2 50 ppm; **CC**, appâtage continu pendant un an; **CF**, « cage à fauve » (piège-cage); **chlor.**, chlorophacinone G1 50 ppm; **Cont.**, contrôle; **DC**, nombre d'années écoulées au dernier contrôle (jusqu'à 2023); **difé**, diféthialone G2 25 ppm; **Esp.**, espèce; **HS**, protocole d'éradication HELP SARL; **IN**, protocole d'éradication INRA; **indi.**, recherche d'indices de présence; **Mf**, *Mustela furo* Linnaeus, 1758; **NC**, non contrôlé; **Nv**, *Neogale vison* (Schreber, 1777); **P**, piégeage seul; **P/T**, piégeage puis tir; **Piège**, poste de piégeage; **PR1**, présence due à un échec par reconstitution; **PR2**, présence due à un échec par recolonisation rapide dès la première année, après une extirpation; **PR3**, présence due à une recolonisation ultérieure après un succès la première année; **Prot.**, protocole d'éradication utilisé suivi de la durée totale (piégeage et/ou appâtage) en semaines; **PVCY**, tube de PVC en Y; **recol.**, recolonisation; **recon.**, reconstitution; **Résu.**, résultat; **Rn**, *Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769); **Rr**, *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758); **Stry.**, strychnine.

N°	Île(s) principale(s)	Année	Esp.	Prot.	Piège	Appâtage	Résu.	Cont.	DC	2023
1	Île Rouzic	1951: ?	Rn	Stry., ?	?	?	éradication	?	63	AB
2	Île des Rimains, le Châtelier	1994: 06-07	Rn	IN, 4	ratière	PVC, chlor.	échec (recon. vs recol.)	indi.	1	PR1/PR2
3	Île Bono, île aux Moines	1994: 09-11	Rn	IN, 4	ratière	PVC, chlor.	éradication	AN	30	AB
4	Île de Trielen	1996: 09-10	Rn	IN, 4	ratière	PVC, chlor.	éradication	AN	28	AB
5	Île Saint-Riom	2000: 11-12	Rn	IN, 5	ratière	PVC, chlor.	échec (recon. vs recol.)	AN	1	PR1/PR2
6	Île aux Chevaux	2002: 01-02	Rn	IN, 10	ratière	PVC, brom.	éradication	AN	22	AB
7	Île Tomé	2002: 09-10	Rn	IN, 6	ratière	PVC, brom.	éradication	AN	22	AB
8	Île du Loc'h	2003: 09-10	Rn	IN, 5	ratière	PVCY, brom.	échec (recon.)	AN	2	PR1
9	Île de Quéménès	2003-2004	Mf	P	CF	non	éradication	indi./AN	1	AB
10	Île de Cézembre	2004: 08-10	Rr	IN, 6	ratière	PVCY, brom.	échec (recon.)	AN	1	PR1
11	Île Trébéron, île des Morts	2005: 09-10	Rn	IN, 4	ratière	PVCY, brom.	éradication	AN	3	PR3
12	Roche Herpin	2010: 09-10	Rn	IN, 4	ratière	PVCY, brom.	?	AU	NC	?
13	Île Notre-Dame	2016: 01-02	Rn	HS, 4	non	coffre, brod.	éradication	CC	8	AB
14	Île Tomé	2014-2018	Nv	P/T	CF	non	éradication	indi.	2	PR3
15	Île Molène	2018: 02-03	Rn	HS, 6	non	coffre, brod./difé.	éradication	CC	6	AB
16	Île de Sein	2018: 09-10	Rn	HS, 6	non	coffre, brod.	échec (recon.)	CC	1	PR1
17	Île Vierge	2019: 4	Rn	HS, 5	non	coffre, brod.	éradication	CC	5	AB
18	Île d'Hoëdic	2019: 09-10	Rn	HS, 7	non	coffre, brod.	éradication	CC	5	AB
19	Banc de Bilho	2020: 09-10	Rn	HS, 5	non	coffre, brod.	éradication	CC	3	PR3
20	Grande Île	2021: 10-12	Rn	HS, 8	non	coffre, brod.	éradication	CC	2	PR3
21	Gravigne	2022: 02-03	Rn	HS, 4	non	coffre, brod.	éradication	CC	2	AB
22	Île de Keller	2022: 09-10	Rn	HS, 5	non	coffre, brod.	éradication	CC	1	AB

fonctionnement des écosystèmes insulaires, il mit au point, dès 1993, un protocole d'éradication des rats dans les îles, appelé ici « Protocole d'éradication INRA ». Il proposa aux gestionnaires de territoires insulaires bretons de tester ce protocole sur le Rat surmulot (l'espèce de rat généralement présente dans ces îles), dans le cadre d'opérations d'éradication constituant des programmes de recherche-action et s'intégrant dans des stratégies de gestion conservatoire coconstruites. Des opérations d'inventaire quantitatif, synthétisées dans Chapuis *et al.* (1995), permettant l'étude des peuplements insulaires de petits et de micromammifères et servant également de tests de piégeage pour l'établissement du protocole en question, furent menées dès le début des années 1990, sur l'île d'Ouessant (1992-1994; Howell & Bioret 1995; Pascal *et al.* 2002), l'île de Béniguet dans l'archipel de Molène (1993-1994; Pascal *et al.* 1994) et d'autres îles de cet archipel en 1994. L'île de Béniguet servit ensuite, jusqu'en 2021, d'île témoin pour les fluctuations naturelles des micromammifères (Souris domestique et Crocidure des jardins; Pascal *et al.* 2009b). Les trois premières opérations d'éradication eurent lieu sur l'île des Rimains et le Châtelier (au large de Cancale) en 1994, sur l'île Bono et l'île aux Moines (les Sept Îles) en 1994, et sur l'île de Trielen et l'île aux Chrétiens (archipel de Molène) en 1996

(Tableaux 2, 3). Quelques améliorations techniques furent apportées à ce protocole, à partir de 2002 par Olivier Lorvelec (INRA) pour la phase mécanique avec l'utilisation d'un bouchon contenant l'appât et fixé à la détente du piège, et de 2003 par Louis Dutouquet pour la phase chimique, avec l'utilisation de tubes en Y pour mieux contenir l'appât. Le Protocole d'éradication INRA fut utilisé entre 1994 et 2010 par l'INRA mais aussi par d'autres personnes dont Louis Dutouquet, chargé de mission « Îlots » au Conservatoire du Littoral – Délégation de Rivages Bretagne (CdLB) (entre 2002 et 2012).

En collaboration avec l'INRA, Denis Bredin (directeur de l'Association les Îles du Ponant [AIP]), alors assistant à maître d'ouvrage pour les communes Île-Molène et Île-de-Sein, demanda en 2016 une évolution vers un protocole privilégiant le rodenticide dans des postes d'appâtage sécurisés, afin de faire face aux défis de l'éradication des rats dans des îles habitées où l'on constate que la présence de pièges sur le terrain est parfois mal acceptée; perception qui peut être modifiée par un travail d'explication. L'AIP fit donc des interventions préalables pour développer l'acceptabilité sociale des éradications de rats sur ces îles habitées (île Molène, île de Sein et île d'Hoëdic), afin de garantir la réussite des opérations d'éradication; au-delà de la technique, le lien avec les habitants était considéré comme

TABLEAU 4. — Méthode préconisée pour l'éradication de rats introduits dans les îles de la façade atlantique.

Espèces concernées	Phases	Points
Espèce introduite : objectif final écologique (notamment si l'île est inhabitée), sanitaire et/ou économique (si l'île est habitée)	Phase 1. Avant l'opération d'éradication	Point 1. Recherche des données historiques de l'introduction Point 2. Inventaire quantitatif et autres suivis écologiques Point 3. Échantillonnage génétique spatio-temporel sur l'île et le continent Point 4. Nécropsies et étude du régime alimentaire Point 5. Analyse génétique avec recherche de flux de gènes Point 6. Expertise écologique et de l'activité humaine Point 7. Mise en évidence des lacunes de la connaissance Point 8. Définition de l'objectif opérationnel : éradication, extirpation, limitation Point 9. Définition de l'objectif final ou des objectifs finaux : écologique, sanitaire, économique Point 10. Expertise : faisabilité technique Point 11. Expertise : faisabilité logistique Point 12. Expertise : faisabilité financière Point 13. Choix d'un protocole d'éradication Point 14. Prise de décision : agir ou ne pas agir Point 15. Obtention des permis et autorisations Point 16. Choix de la saison d'intervention
	Phase 2. Tentative d'éradication et contrôle	Point 17. Tentative d'éradication avec le protocole choisi Point 18. Biosécurité : dispositif d'interception anti-recolonisation Point 19. Contrôle : statuer sur la réussite ou l'échec de l'opération d'éradication
	Phase 3. Si l'éradi- cation n'est pas acquise	Point 20. Échantillonnage sur l'île et le continent Point 21. Analyse génétique : statuer sur une recolonisation ou sur une reconstitution Point 22. Analyse de l'échec
	Phase 4. Si l'éradi- cation est acquise	Point 23. Biosécurité : gestion sur le long terme du dispositif d'interception Point 24. Veille écologique : recherches d'éventuels indices de présence
Espèces menacées : inventaires et autres suivis écologiques		Point 25. Inventaires et suivis antérieurs à l'opération d'éradication Point 26. Suivis juste avant l'opération d'éradication : « point zéro » Point 27. Suivis un an après l'opération d'éradication Point 28. Suivis ultérieurs, si l'éradication est acquise (deux ans et plus)

fondamental. Cette évolution fut mise en œuvre par Louis Dutouquet, qui créa le bureau d'études Litto en 2015 puis l'entreprise de travaux en milieu insulaire HELP SARL en 2017, et fit évoluer le Protocole d'éradication INRA, passant à un protocole utilisant uniquement la lutte chimique. Les trois premières opérations d'éradication de rats dans les îles, fondées sur cette évolution, eurent lieu sur l'île Notre-Dame (estuaire de la Rance) en 2016, sur l'île Molène en 2018 et sur l'île de Sein en 2018 (Tableaux 2, 3). Depuis 2016, cette évolution du Protocole d'éradication INRA, mise en place par HELP SARL, a permis d'intégrer plusieurs améliorations importantes à la lutte chimique. Notons qu'elle a également été utilisée récemment par la société Phoenix Effarouchement sur des îles du golfe du Morbihan (voir la partie « Bilan : taux de réussite »), cette opération étant trop récente pour être traitée dans la présente synthèse (voir la partie « Objet de cette synthèse »). Pour bien faire la différence entre les protocoles, nous nommons désormais ici « Protocole d'éradication HELP SARL » le nouveau protocole utilisé depuis 2016.

Si les deux protocoles ont été mis en œuvre pour éradiquer le Rat surmulot dans les îles de Bretagne (et en intégrant ensuite le nord de la Loire-Atlantique et le sud de la Manche, Tableaux 1-3), notons que le Protocole d'éradication INRA fut également utilisé, dans un cas de figure (île de Cézembre), pour tenter l'éradication d'une population insulaire bretonne du Rat noir. Ces deux protocoles ont également été mis en œuvre dans des îles méditerranéennes et antillaises, afin d'éradiquer le Rat noir (voir la partie « Bilan : taux de réussite »).

Au cours de ces différentes opérations, plusieurs organismes et structures furent associés à la lutte mécanique et à la lutte chimique (voir la partie « Remerciements »). Il convient de mentionner tout particulièrement la part importante jouée dans ces opérations par les Brigades mobiles d'Intervention (BMI) de l'Office national de la Chasse (ONC, devenu l'Office national de la Chasse et de la Faune sauvage [ONCFS] en 2000 puis intégré dans l'Office français de la Biodiversité [OFB] en 2020). L'apport de cet établissement public, tant logistique qu'humain, permit en effet de développer, tester et amender le Protocole d'éradication INRA à ses débuts, puis de l'appliquer dans divers contextes.

MÉTHODE GÉNÉRALE : DÉROULEMENT DES ÉTAPES

Dans le cas des îles de la façade atlantique confrontées aux introductions de prédateurs mammaliens, nous décrivons dans le Tableau 4 et ci-dessous en détail, la méthodologie appliquée pour la restauration des écosystèmes terrestres, méthodologie que nous considérons comme optimale, en particulier, pour la lutte contre les rats. Une présentation différente et condensée de cette méthodologie est disponible dans Courchamp *et al.* (2003 : 370, fig. 4).

Cette méthodologie comporte deux volets : le premier concerne l'espèce introduite et son éventuelle éradication, le second les taxons interagissant avec cette espèce et menacés de

raréfaction ou de disparition locale du fait de cette interaction. Celui relatif à l'espèce introduite est décomposé en 24 points regroupés en quatre phases et celui relatif aux espèces menacées comprend quatre points. Les volets, les phases et les points sont détaillés ci-après dans un ordre cohérent de succession chronologique à l'intérieur de chaque volet (Tableau 4).

VOLET ESPÈCE INTRODUITE.

PHASE 1 : AVANT L'ÉRADICATION

En premier lieu, il est nécessaire d'acquérir des connaissances relatives au statut historique et au statut écologique de la population insulaire de l'espèce introduite. À cette fin, les cinq points importants la concernant sont : la recherche et la synthèse des données historiques relatives à l'introduction, ou à l'arrivée naturelle suite à une introduction sur le continent, et à l'origine des individus fondateurs (Point 1), l'inventaire quantitatif par le piégeage (voir la partie « Aspects techniques ») et d'éventuels autres suivis écologiques (Point 2), l'échantillonnage génétique spatio-temporel (par le piégeage) sur l'île ou les îles, et sur le continent proche, ainsi que les prélèvements de matériel biologique associés (Point 3), les nécropsies et l'étude du régime alimentaire (Point 4), et l'analyse génétique avec recherche de flux de gènes (Point 5).

Pour définir ensuite des objectifs de gestion, une expertise écologique (Point 6), intégrant une analyse de l'activité humaine sur le territoire insulaire concerné, doit être systématiquement réalisée préalablement à toute prise de décision. Cette expertise permet, d'une part, de mettre en évidence les lacunes de la connaissance (Point 7). Elle permet, d'autre part, de choisir et de définir un objectif opérationnel (Point 8) relatif à l'un ou l'autre de trois types d'opérations (Annexe 1) : éradication (élimination définitive de tous les individus), extirpation (élimination provisoire de tous les individus) ou limitation (réduction du nombre d'individus). Dans les trois cas, il s'agit d'une dératisation si le taxon ciblé est une espèce de rat. Ainsi défini, le mot « dératisation » n'est pas précis. C'est la raison pour laquelle nous parlerons plutôt d'éradication, d'extirpation ou de limitation dans la présente synthèse. Elle permet enfin de définir, de façon précise, l'objectif final de conservation ou de restauration écologique, que l'on peut appeler l'objectif écologique, et dans le cas des îles habitées, des objectifs finaux complémentaires, de type sanitaire et/ou économique (Point 9). Fondée sur la littérature scientifique et les données acquises sur le terrain, cette expertise nécessite d'importantes compétences en écologie (voir le détail dans la partie « Aspects techniques »).

Si un objectif opérationnel d'éradication est envisagé, des réflexions doivent être menées sur la faisabilité de l'opération, fondées sur des critères physiques (degré d'isolement, accessibilité, topographie, superficie), biologiques (couvert végétal, présence d'espèces menacées ou d'intérêt patrimonial particulier), anthropiques (île habitée ou non, activités humaines récréatives et professionnelles, modalités de gestion des espaces protégés) et financiers (coûts des différentes étapes du projet : inventaires préalables, opération d'éradication, suivi écologiques post-éradication). Autrement dit, il s'agit d'expertises sur les aspects techniques (Point 10), la logistique terrestre et maritime (Point 11) et le financement (Point 12). Ces expertises facilitent

le choix du protocole d'éradication (Point 13) parmi deux protocoles existants (voir la partie « Protocoles d'éradication »).

Au final, la décision d'agir ou de ne pas agir (Point 14) sera prise par le gestionnaire (et/ou le propriétaire) lorsque, grâce à la réalisation des 13 points mentionnés plus haut, il sera possible de répondre aux questions suivantes :

– l'éradication est-elle écologiquement souhaitable ? Les objectifs écologiques visés sont-ils clairement définis ?

– si c'est le cas, l'éradication est-elle envisageable ?

– existe-il des contraintes (techniques, logistiques ou financières) insurmontables ?

– existe-il des difficultés de terrain telles que la réussite de l'opération est incertaine et qu'un risque de reconstitution de la population existe, du fait d'individus qui survivraient ?

– existe-il un risque de recolonisation depuis le continent ou une île proche, après l'opération ? Autrement dit, la population insulaire est-elle une sous-population d'une population continentale, avec des flux de gènes, même si ceux-ci sont relativement rares ?

– si le risque de recolonisation est fort, a-t-on les moyens de le contrer en mettant en place des mesures de biosécurité efficaces, permettant de pérenniser l'éradication ?

– s'il y a un risque fort de reconstitution ou de recolonisation, une extirpation ou une limitation de la population offre-t-elle un bénéfice significatif à l'écosystème ou à une espèce en particulier ?

Si une opération est programmée, le gestionnaire et le spécialiste des éradications doivent tout d'abord considérer les éventuelles interdictions d'accès relatives aux statuts de protection des îles. Ils doivent obtenir les permis et autorisations nécessaires (Point 15) afin de travailler sur un territoire privé et/ou protégé, et d'utiliser la lutte mécanique et/ou la lutte chimique dans le respect de la législation. Par ailleurs, pour veiller au respect de la situation en vigueur, dans le cas où des études scientifiques se grefferaient sur une opération d'éradication, nous renvoyons à l'Annexe 4.

Si une opération est programmée, les acteurs doivent également choisir la saison la plus favorable (Point 16), en excluant la période de reproduction des oiseaux (déplacements sur le terrain à proscrire ou à limiter au maximum) et la période hivernale (conditions météorologiques défavorables). Il s'agit ensuite d'identifier une période proche à la fois de la saison d'arrêt de la reproduction des rats (afin de limiter le risque qu'une femelle gestante, ou des individus jeunes et viables, se débloquent à l'éradication) et de la saison d'arrêt de la reproduction des éventuelles espèces prédatrices ou charognardes de rats ayant consommé des appâts toxiques (elles sont *a priori* plus à la recherche de proies ou de cadavres en période de reproduction), afin de limiter le risque de mortalités collatérales chez ces espèces. La saison optimale retenue devra être un compromis entre ces différentes contraintes. Elle se situe généralement en début d'automne (septembre ou octobre, Tableau 3). De plus, cette saison correspond souvent à une phase de densité élevée de la population de rats et au moment où la disponibilité des ressources est amoindrie, rendant les appâts plus attractifs. Sur des îles avec un mouillage suffisamment abrité, même lorsque la navigation s'avère relativement

difficile, la période se situant en fin d'hiver (février ou mars) est également envisageable. Pendant cette période, tout comme en début d'automne, la plupart des oiseaux ne nidifient pas, les rats disposent de peu de ressources alimentaires et, condition favorable supplémentaire, il n'y a pas d'activité touristique sur l'île. Enfin, la période allant de novembre à janvier est également favorable (pas de nidification d'oiseaux) si les conditions météorologiques et les moyens logistiques disponibles permettent la mise en place d'une opération d'éradication.

VOLET ESPÈCE INTRODUITE.

PHASE 2 : TENTATIVE D'ÉRADICATION ET CONTRÔLE

S'il y a lieu, la tentative d'éradication est ensuite mise en œuvre (Point 17). Selon le protocole choisi, cette opération repose sur la mise en place d'un dispositif de postes ou stations mixtes de lutte mécanique par piégeage et de lutte chimique par appâtage, ou uniquement de postes de lutte chimique par appâtage (voir la partie « Protocoles d'éradication »).

À la fin de l'opération, un dispositif de biosécurité adapté à l'île est mis en place avec l'accord de la collectivité territoriale concernée, du gestionnaire ou des propriétaires (Point 18). Constitué de postes d'appâtage équipés d'appâts toxiques, ce dispositif d'interception anti-recolonisation nécessite une surveillance et un rechargement réguliers. Les zones d'épaves de bois flottés sur le littoral de l'île, les gares maritimes (celle de l'île concernée mais également celles en amont sur des îles plus importantes ou le continent proche), les cales et autres zones de débarquement ou de mouillage, les déchetteries et les stations d'épuration doivent être équipées en priorité avec ces postes d'appâtage permanents. À ce sujet, nous discutons dans l'Annexe 5 de la difficulté d'appâter avec des rodenticides de manière permanente, au regard des conclusions des évaluations relatives aux demandes d'Autorisations de Mise sur le Marché (AMM) de ces produits.

Selon le protocole choisi, le contrôle de l'opération (Point 19) se déroule soit lors d'une opération particulière réalisée environ un an après la tentative d'éradication (par piégeage, voir la partie « Protocole d'éradication INRA (1994-2010) »), soit en continu pendant l'année qui suit la tentative (par appâtage, voir la partie « Protocole d'éradication HELP SARL (à partir de 2016) »). Dans l'un ou l'autre cas, c'est ce contrôle qui permet de conclure au succès ou à l'échec de la tentative d'éradication, toujours un an après celle-ci.

Ce choix d'une durée d'un an n'est pas fondé sur des données bibliographiques mais sur notre expérience du terrain. Une période de deux années de surveillance intensive suivant l'effort d'éradication est parfois recommandée afin de définir une borne temporelle de réussite d'une éradication (Howald *et al.* 2007 ; Kappes *et al.* 2019 ; Ramsey *et al.* 2023). Cependant, Russell *et al.* (2017) ont estimé qu'une durée d'un an est suffisante. Il nous semble également que le choix d'une durée d'un an est cohérent du fait que, selon notre expérience et dans notre échantillon de tentatives d'éradications, lors des échecs avec le premier protocole (dans les îles de la façade atlantique mais aussi dans des îles d'autres régions du monde), la réapparition des rats s'est toujours produite moins de 12 mois après la tentative d'éradication. Par ailleurs, une durée plus longue serait plus difficile à accepter par les gestionnaires. Enfin, si

une population se reconstitue ou se constitue, il ne faut pas attendre trop longtemps avant d'agir de nouveau si l'objectif reste l'éradication. Un exemple intéressant, hors de la région biogéographique du présent travail, concerne les deux tentatives d'éradication, avec le premier protocole, du Rat noir sur l'îlet à Fajou en Guadeloupe en 2001 et 2002 (Lorvelec *et al.* 2004). Dans ce milieu de mangrove, les deux tentatives ont échoué mais la seconde, moins d'un an après la première, avait vu la population se reconstituer à un niveau très important (264 rats piégés en 2022 contre 742 en 2021, soit 36 %). Cet exemple montre à quel point, chez une espèce dont les femelles peuvent sevrer des portées importantes à plusieurs reprises dans l'année, une population peut se reconstituer rapidement. Dans le cas de l'îlet à Fajou, il s'agissait bien d'une reconstitution de population, liée à la reproduction de survivants, et non d'une recolonisation, comme l'ont montré des données de génétique ultérieures (OL, comm. pers.).

Techniquement parlant, le contrôle après un an (premier protocole) est réalisé grâce à des pièges équipant un sous-ensemble des postes de piégeage de l'opération d'éradication. L'absence de capture permet de conclure au succès de l'opération d'éradication. Le contrôle en continu pendant un an (second protocole) est réalisé grâce au dispositif de biosécurité important mis en place. Il nécessite un dispositif efficace et des relevés réguliers, tous les 30 à 45 jours. L'absence de consommation d'appât pendant un an permet de conclure au succès de l'opération d'éradication. Dans quelques cas, une consommation par un ou des rats nouvellement arrivés est constatée pendant cette période d'un an, mais un nouvel arrêt de la consommation d'appâts, traduisant l'empoisonnement de ces rats colonisateurs, permet également de conclure au succès de l'opération d'éradication. Ce cas de figure appelle à la vigilance quant aux possibilités de recolonisation de l'île par les rats. Il convient de souligner deux difficultés. D'une part, le contrôle en continu demande une logistique rigoureuse et des moyens humains. D'autre part, pour les deux types de contrôle, il est possible que, dans certaines situations particulières, des rats aient effectivement recolonisé le site traité mais ne soient pas immédiatement piégés (Russell *et al.* 2005). Dans les deux cas de figure, contrôle après un an ou contrôle en continu pendant un an, on dispose en outre de deux types d'informations complémentaires. Il s'agit d'une part des résultats de prospections destinées à la recherche d'indices de présence frais (crottiers, terriers actifs, empreintes, restes de repas) ; d'autre part du bilan des témoignages de locaux référents (tous ceux qui sont confrontés aux rongeurs et qui savent reconnaître les espèces) ou de gestionnaires, attentifs à la présence ou à l'absence de rats sur leur île et qui effectuent une veille en relation avec les opérateurs de l'éradication.

Bien entendu, le risque de ne pas détecter des individus reste un sujet important, pour lequel des recommandations existent (voir particulièrement Russell *et al.* 2017), et qui nécessite une meilleure connaissance des paramètres du comportement de déplacements des individus à très faible densité pour améliorer les dispositifs d'interception des opérations de contrôle (voir ce que nous préconisons dans l'Annexe 6).

VOLET ESPÈCE INTRODUITE.

PHASE 3 : SI ÉRADICATION NON ACQUISE

Un échec constaté un an après une tentative d'éradication peut avoir deux causes possibles. La première est la recolonisation de l'île par des individus provenant du continent proche ou d'une île proche, et la constitution d'une population nouvelle et pérenne à partir des individus fondateurs. La distinction que nous faisons entre une île d'estran et une île de pleine mer prend ici toute son importance, les premières pouvant permettre une recolonisation lors d'une marée basse, les secondes nécessitant une traversée à la nage, ce qui n'est possible que si l'île est très proche du continent ou d'une autre île. La seconde cause est le rétablissement ou la reconstitution pérenne de la population d'origine à partir de quelques individus fondateurs ayant échappé à l'éradication et s'étant reproduits. Dans l'idéal, si un échantillonnage suivi de prélèvements est réalisé sur l'île et le continent après la tentative d'éradication (Point 20), une analyse génétique (Point 21) peut permettre, par comparaison avec les données acquises antérieurement (Point 3), de savoir la plupart du temps de façon certaine si la population s'est constituée à partir de colonisateurs ou de survivants. Les conclusions de cette analyse sont particulièrement utiles pour analyser au mieux les causes de l'échec de la tentative d'éradication (Point 22). Dans le cas d'une recolonisation, l'analyse approfondie de la situation doit permettre de savoir si l'objectif opérationnel d'une éradication était ou non judicieux et si une nouvelle tentative doit être mise en place ou non selon une nouvelle évaluation de sa chance de réussite, cette dernière n'ayant probablement pas été suffisamment prise en compte avant la première tentative. Dans le cas d'une reconstitution, l'analyse approfondie de la situation doit faire ressortir les erreurs commises, par exemple la mise en service de postes de piégeage et d'appâtage en densité globalement insuffisante (du fait de zones difficiles d'accès telles que des falaises ou des zones recouvertes d'une végétation impénétrable, ou encore du fait de zones habitées difficiles à équiper convenablement en postes). Dans l'avenir et dans le cas d'une recolonisation, comme dans le cas d'une reconstitution, la prise en compte des différents facteurs populationnels, paysagers et saisonniers, avec un choix raisonné de modalités, devrait être entreprise afin de construire un modèle statistique capable d'estimer la probabilité de succès d'une opération (Russell *et al.* 2017 ; Kappes *et al.* 2019 ; Duron *et al.* 2020 ; Abeysinghe *et al.* 2023 ; Ramsey *et al.* 2023). Il sera alors possible avant une opération d'éradication de calibrer correctement les densités de postes de piégeage et/ou d'appâtage nécessaires pour que la probabilité de succès de l'opération dépasse un certain seuil (voir également ce que nous proposons dans l'Annexe 6).

Notons que si certains des points associés à la méthode générale (Tableau 4) n'ont pas été pris en compte dans le montage de l'opération d'éradication, comme c'est souvent le cas faute de temps ou de financement, il est possible que l'identification des causes réelles de l'échec soit difficile à obtenir. En cas d'absence d'analyse génétique notamment (Points 3, 5, 20, 21), ce qui est la plupart du temps le cas, il peut être difficile de conclure. À ce sujet, plusieurs auteurs

ont rappelé récemment que les îles devraient être, théoriquement, des sanctuaires naturels pour la biodiversité, mais que certaines des espèces qui y sont introduites accidentellement ou qui les ont colonisées naturellement représentent actuellement la principale menace pour la biodiversité et les écosystèmes qu'elles hébergent (e.g., Pichlmüller *et al.* 2020 ; Burgess *et al.* 2021). Ces auteurs soulignent que, dans le cas des introductions de mammifères en particulier, les opérations de gestion mises en place dans les îles sont souvent des échecs, du fait de lacunes dans les connaissances, et notamment en ce qui concerne les modalités de colonisation et de recolonisation. Ils préconisent la réalisation d'analyses génétiques afin d'identifier les voies d'invasions et de révéler les flux de gènes entre populations continentales et insulaires. Ces informations sont cruciales pour évaluer les risques et établir des stratégies de gestion adéquates et performantes (voir également la partie « Recommandations méthodologiques »).

VOLET ESPÈCE INTRODUITE.

PHASE 4 : SI ÉRADICATION ACQUISE

Si le contrôle permet de conclure que l'éradication est acquise, les mesures de biosécurité (postes d'appâtage permanents équipés d'appâts toxiques) doivent être maintenues sur le long terme (Point 23). En toute rigueur, cette mesure devrait normalement ne jamais cesser si le moindre risque de recolonisation existe. À ce sujet, nous renvoyons de nouveau à l'Annexe 5. Par ailleurs, le gestionnaire doit réfléchir à la mise en place d'une veille écologique constante sur le terrain (Point 24) permettant de vérifier l'absence pérenne du prédateur mammalien ou, au contraire, de constater, par l'observation d'individus ou d'indices de présence, la constitution ou la reconstitution d'une population de cette espèce. Cette veille écologique doit permettre également de s'assurer qu'aucune autre espèce de prédateur mammalien n'a été introduite.

Notons que si une recolonisation tardive du site par l'espèce éradiquée a lieu après plusieurs années, elle ne remet pas en cause le succès révélé par le contrôle. Cette recolonisation tardive peut être liée à des mesures de biosécurité insuffisantes pendant la Phase 4 (voir la partie « Importance de la biosécurité pour contrer la recolonisation »).

VOLET ESPÈCES MENACÉES

Ce volet est indispensable pour deux raisons, si l'on veut justifier, *a posteriori*, des efforts importants consentis pour éradiquer les populations de prédateurs mammaliens introduits. La première est de pouvoir disposer de données de qualité permettant de caractériser au mieux le ou les bénéfices de l'opération d'éradication, afin de pouvoir justifier la mise en œuvre et le financement d'actions de même type dans le futur. Dans l'avenir, il serait souhaitable que ces données permettent de calibrer des modèles statistiques prédictifs préalables, eux-mêmes permettant de mieux argumenter la justification de la mise en œuvre de l'opération et de la mobilisation du financement (et également de mieux l'estimer). La seconde est l'apport de connaissances nouvelles en écologie des invasions biologiques et en écologie insulaire.

La mise en œuvre de protocoles de suivis écologiques pour différents compartiments de l'écosystème peut permettre, après un laps de temps variable, de montrer un accroissement de certaines espèces auparavant menacées et de conclure aux effets positifs de l'opération sur la biodiversité et le fonctionnement de l'écosystème insulaire. Cependant, la recherche d'effets négatifs, tels que la recrudescence d'une espèce susceptible d'occasionner des dysfonctionnements à l'écosystème, qu'elle soit introduite ou non, ceci en relation avec un arrêt de la prédation ou de la compétition qu'exerçait l'espèce éradiquée, est également un objectif important. De plus, l'absence d'effets d'une éradication sur une espèce initialement ciblée comme pouvant en profiter serait digne d'intérêt. En effet, une autre raison que celle de l'espèce introduite devrait, dans ce cas, être identifiée, à tout le moins suspectée, permettant de réorienter les stratégies et objectifs de conservation ou de restauration de l'écosystème considéré.

Afin d'estimer la résilience globale de l'écosystème, un certain nombre d'inventaires qualitatifs ou quantitatifs, ou d'autres types de suivis écologiques, doivent être définis et mis en place le plus rapidement possible (Tableau 4). Dans le cas des micromammifères, ces suivis feront appel à une batterie de pièges *ad hoc*. Des lignes de pièges non vulnérants devront couvrir les différents milieux écologiques ou habitats de l'île, le dispositif minimal théorique, nécessaire à une analyse statistique, étant constitué de 30 pièges par milieu écologique *a priori* homogène pour les micromammifères (mais pouvant être réduit à dix pièges dans le cas de très petits îlots). Un tel dispositif est évoqué dans le cas des protocoles d'inventaires des micromammifères de France (Dupuy *et al.* 2023). Pour les autres groupes (différents taxons d'oiseaux, de reptiles, d'invertébrés ou de plantes), le gestionnaire devra utiliser ses propres aptitudes ou rechercher des personnes compétentes et définir avec elles les modalités de la caractérisation de l'état initial et des suivis. Des protocoles permettant d'estimer des abondances relatives à différents milieux écologiques devront notamment être mis en place pour ces différents taxons. Les inventaires et suivis antérieurs à l'éradication, réalisés au moins l'année qui la précède et, si possible, plusieurs années auparavant (Point 25) dans la limite des capacités d'action des gestionnaires, et ce que l'on nomme généralement un « point zéro », c'est-à-dire l'ensemble des suivis mis en place au moment même de l'opération (Point 26), constitueront le jeu de données de référence. Celui-ci devra être comparé à des suivis obtenus un an après l'opération (Point 27) puis, si l'éradication est acquise, à des suivis ultérieurs pris en charge par le gestionnaire et/ou le maître d'ouvrage, à deux ans, quatre ans, dix ans et sur le long terme (Point 28). Un suivi au long cours sur un pas de temps plus court, par exemple annuel, est préférable quant à la précision, mais rarement réalisable d'un point de vue logistique dans les programmes de gestion.

Rappelons que l'objet de la présente synthèse n'est pas de détailler les effets des éradications réussies sur les écosystèmes et la biodiversité (e.g., Le Corre *et al.* 2015 ; Jones *et al.* 2016 ; Brooke *et al.* 2018 ; Spatz *et al.* 2022 ; Philippe-Lesaffre *et al.*

2023). À ce sujet, nous nous contenterons de citer, sans entrer dans les détails, les fortes interactions entre le Rat surmulot et deux espèces de crocidures révélées par les éradications de rats (Pascal *et al.* 2005, 2006) : aux Sept Îles et sur l'île de Trielen (archipel de Molène), les indices d'abondances (voir la partie « Aspects techniques ») dans les populations de la Crocidure des jardins ont été multipliés par sept à 25, selon les îles, dix ans après l'éradication du Rat surmulot ; sur l'île de Tomé, l'indice d'abondance de la Crocidure musette a été multiplié par 17, deux ans seulement après l'éradication du même rongeur.

PROTOCOLES D'ÉRADICATION

Nous détaillons ci-dessous les deux protocoles qui ont été mis au point dans le but d'éradiquer plusieurs populations du Rat surmulot, ainsi qu'une population du Rat noir, dans les îles de la façade atlantique. En complément, nous fournissons des informations succinctes sur les protocoles d'éradication de deux populations de carnivores (Furet et Vison d'Amérique), également dans les îles de la façade atlantique.

Soulignons préalablement que d'autres protocoles, utilisant des outils différents, ont été appliqués de par le monde pour éliminer les rats dans des îles. Des limitations d'effets ont notamment été menées avec des pièges vulnérants *Goodnature*. Cela a été le cas dans certaines îles de la façade atlantique (voir la partie « Résultats d'autres opérations »). S'il peut être utile et efficace pour un objectif de limitation, nous considérons que ce type de piège n'est pas adapté à une éradication. En effet, pour des raisons pas toujours mises en évidence, l'efficacité de ces pièges apparaît très variable d'un site à l'autre, et Shiels *et al.* (2022a), après avoir analysé les résultats obtenus avec ce type de pièges, portant essentiellement sur le Rat noir dans l'océan Pacifique, concluent que des études complémentaires pour mieux connaître l'efficacité de ces pièges s'avèrent nécessaires. Ces études devront porter sur différentes espèces dans des environnements différents, et tester différents types de pièges. Par ailleurs, dans l'avenir, le recours à des pièges létaux et assisté par l'intelligence artificielle sera peut-être mis à profit pour l'éradication, la limitation ou la biosécurité, sans recours à des produits toxiques. Mais aujourd'hui, de tels pièges ne sont qu'à l'état de prototype, et nous manquons de recul sur leur fonctionnement et leur efficacité. Des éradications ont été réalisées par des épandages aériens d'appâts toxiques, notamment dans les îles de la Nouvelle-Zélande soumises à un climat tempéré (Keitt *et al.* 2015), en utilisant un hélicoptère ou un drone. Cet outil a permis d'obtenir des succès importants, y compris sur des îles de grande superficie (e.g., Duron *et al.* 2017). Cependant, il n'a jamais été envisagé dans les îles françaises de la façade atlantique, et cela pour des raisons écologiques (conséquences sur des espèces non ciblées) et réglementaires (dispersion d'anticoagulants dans la nature). Les outils retenus (postes de piégeage et/ou d'appâtage) pour ces îles, associés aux deux protocoles que nous décrivons ci-après, permettent,

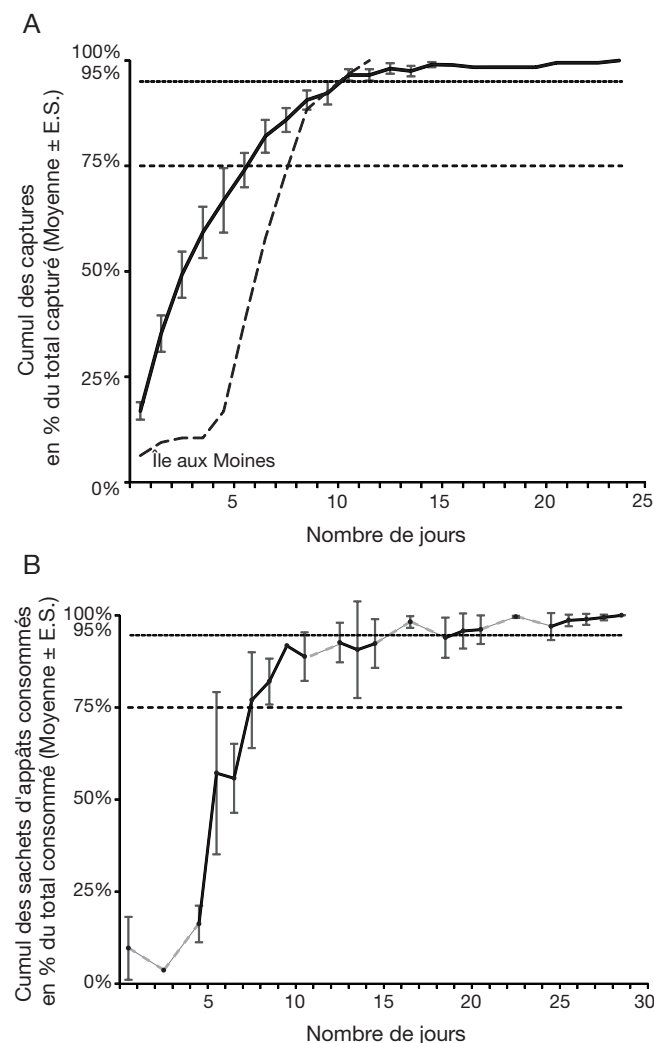


FIG. 2. — Courbes moyennes ($\pm$ erreur standard qui correspond à l'écart-type divisé par la racine carré de $[n-1]$) du cumul des captures en fonction du temps, avec le Protocole d'éradication INRA (A) et du cumul des sachets d'appâts consommés en fonction du temps, avec le Protocole d'éradication HELP SARL (B), relatives aux opérations d'éradication du Rat surmulot *Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769) dans des îles de la façade atlantique. La courbe A est la moyenne de cinq campagnes de piégeage : île de Trielen (archipel de Molène) et son îlot satellite (= île aux Chrétiens), île Bono (les Sept Îles), île Plate (les Sept Îles), île Saint-Riom, et le cas particulier de l'île aux Moines (les Sept Îles, trait discontinu). Le cumul des captures est exprimé en pourcentage du total des captures. La courbe B est la moyenne de quatre campagnes d'appâtage : île de Keller, île Vierge, banc de Bilho et Grande Île (îles Chausey). Le cumul des consommations est exprimé en pourcentage du total des consommations. Par convention, les traits pointillés de la courbe B correspondent à l'extrapolation de la dynamique de la consommation moyenne entre deux relevés avec des données manquantes. Abréviation : E.S., erreur standard.

plus aisément qu'avec l'épandage aérien, d'estimer et de maîtriser ou de réduire les effets secondaires sur les écosystèmes insulaires. Ils permettent également de disposer d'un suivi en continu de l'espèce ciblée et des espèces non ciblées, tout au long de l'opération, grâce aux relevés répétés des postes de piégeage ou d'appâtage. Il est ainsi possible d'ajuster le protocole rapidement si des effets indésirables sont constatés. À l'inverse, il peut être plus difficile de modifier le protocole en cours d'opération dans le cas des épandages (e.g., Duron *et al.* 2017).

PROTOCOLE D'ÉRADICATION INRA (1994-2010)

Le Protocole d'éradication INRA, appelé ici Protocole INRA, consistait tout d'abord en une opération d'éradication agrégeant une campagne de piégeage (une lutte mécanique), puis une campagne d'appâtage (une lutte chimique). Il consistait ensuite en une opération de contrôle par piégeage, réalisée environ un an après la tentative d'éradication. Pendant ce délai d'un an, un dispositif de biosécurité était mis en place. Celui-ci s'avérait moins important que le dispositif de biosécurité qui fut développé par la suite avec le Protocole d'éradication HELP SARL pour servir à un contrôle continu pendant un an.

Le dispositif mis en place était constitué de postes de piégeage et d'appâtage, cette dénomination étant liée au fait que chaque poste comportait une ratière et un tube en PVC destiné à recevoir des appâts toxiques. Ces postes étaient disposés à tous les nœuds, situés à égale distance les uns des autres, d'une grille virtuelle et régulière, à maille carrée, qui couvrait toute l'île. À chaque nœud de cette grille, l'emplacement le plus favorable pour installer le poste était choisi à l'intérieur d'un cercle virtuel d'un diamètre d'environ trois mètres. Le choix de la longueur de l'intervalle entre les nœuds était mûrement réfléchi (voir la partie « Aspects techniques »). Aucun nœud ne devait demeurer sans poste, afin de ne pas compromettre la possibilité de succès de l'opération d'éradication. Le déploiement de ce dispositif nécessitait souvent un débroussaillage ou une ouverture préalable de layons dans les zones de végétation dense et impénétrable. Pour limiter des déplacements ultérieurs générateurs de perturbations pour la faune et pour ne pas accroître un possible comportement de néophobie du Rat surmulot, les pièges et les tubes étaient disposés simultanément sur toute l'île le plus rapidement possible. Tous les postes étaient numérotés. Lors des premières opérations, ils étaient positionnés sur une photographie aérienne ou une carte de l'Institut national de l'Information géographique et forestière (IGN) à partir de repères au sol. Lors des opérations suivantes, les coordonnées géographiques des postes étaient relevées au moyen d'un récepteur GNSS (*Global Navigation Satellite System*).

L'opération d'éradication commençait avec une campagne de piégeage non vulnérant (et donc non létal) et intensif, réalisé avec la ratière de type « Manufrance » modifiée pour obtenir un piège pliant à une seule porte. Ces ratières étaient tendues après avoir été pourvues d'appât non toxique. Le relevé des postes de piégeage avait lieu tous les matins, les animaux étant mis à mort à la sortie des pièges (voir la partie « Nécropsies et prélèvements ») et ces derniers appâtés de nouveau si besoin. Une équipe constituée de deux personnes, dont au moins une personne expérimentée, pouvait gérer jusqu'à une centaine de pièges par matinée. Les animaux capturés mais d'espèces non ciblées étaient remis en liberté. Le piégeage aurait théoriquement pu être amélioré par la mise en œuvre de plusieurs relevés nycthémeraux, afin de mieux prévenir la mort d'animaux non ciblés dans les pièges (Dupuy *et al.* 2023), même s'il s'agit d'un phénomène peu fréquent sur une durée de 24 heures. Cependant, les

difficultés logistiques, notamment le nombre non extensif de personnes travaillant sur l'opération et l'accès aux îles et îlots chaque matin par bateau, avec un camp de base sur l'île principale ou le continent, ne permettaient pas d'envisager cette révision du protocole. Les rats, après leur mise à mort, étaient placés dans des sacs individuels, avec une étiquette mentionnant notamment le nom de l'île, la date de capture, le numéro du piège et l'espèce capturée. Leur nécropsie était effectuée dans la journée ou ultérieurement. Dans le second cas, ils étaient conservés au froid. Lorsque plus aucun rat n'était capturé pendant deux ou trois jours, c'est-à-dire lorsque la courbe du cumul des captures atteignait un plateau (Fig. 2A), la théorie développée par Michel Pascal (Pascal & Chapuis 2000) faisait l'hypothèse que tous les rats capturables l'avaient été mais qu'il demeurait des individus réfractaires à l'entrée dans les pièges. L'estimation du taux d'individus réfractaires au piégeage n'a pas fait l'objet d'études. Il n'était pas possible de le quantifier précisément à l'époque (ce point est détaillé dans la partie « Nombre d'individus piégés et/ou appâtés » ; voir également Pascal *et al.* 1996a), et c'est un objet important de réflexion dans l'amélioration des outils de gestion de population (Russell *et al.* 2017 ; Ramsey *et al.* 2023).

La campagne d'appâtage démarrait dès que la campagne de piégeage s'achevait. L'appât toxique était constitué de brisures ou de grains de blé (éventuellement d'avoine), enrobés de rodenticide et stockés en vrac. Ces grains étaient autoclavés (stérilisés pour que les graines d'espèces adventices ne puissent pas germer). Cet appât était déposé au milieu de tubes en PVC, de 50 cm de long et 10 cm de diamètre, destinés à protéger l'appât des intempéries et à prévenir sa consommation par les oiseaux granivores ou omnivores. Notons que ce diamètre n'empêchait pas une espèce comme le Lapin de garenne d'accéder aux grains. Des tubes simples et sans bouchon furent tout d'abord utilisés. Ils furent ensuite remplacés par des tubes munis d'un bouchon à l'une des deux extrémités (Fig. 3A). Enfin, à partir de l'opération d'éradication sur l'île Tomé en 2002 (Tableau 1), ce furent des tubes en Y munis d'un bouchon à l'une des trois extrémités (Fig. 3B) qui furent utilisés. Dans ce dernier cas, l'appât était placé dans le bras du Y fermé par le bouchon. Ces évolutions permirent d'éviter des pertes d'appâts (en cas de vents violents, les tubes à deux entrées pouvaient être vidés de leurs grains), rendirent plus rapide les relevés et facilitèrent l'évaluation de la quantité d'appât consommé. Par rapport au tube simple avec bouchon, ce système empêchait plus efficacement la dispersion de l'appât dans l'environnement et réduisait le risque que des oiseaux ne viennent le consommer. Le relevé des postes d'appâtage à intervalle fixe (idéalement tous les deux jours puis toutes les semaines en fin d'opération) permettait de savoir si les rats avaient consommé ou non les appâts. En cas de consommation, les tubes étaient réapprovisionnés. Une personne seule pouvait gérer jusqu'à 120 tubes au maximum, moins si le relief, la végétation ou les conditions météorologiques n'étaient pas favorables au travail de terrain. Les rats trouvés morts étaient conservés pour nécropsie. Lorsque la consommation de rodenticide avait cessé depuis une semaine, c'est-à-dire lorsque la courbe

du cumul des appâts consommés avait atteint un plateau, la théorie prévoyait que tous les rats non phobiques vis-à-vis des appâts en avaient consommé. La tentative d'éradication était alors considérée comme terminée. Notons qu'un conditionnement de l'appât en blocs paraffinés, fixés à l'intérieur des tubes de PVC, avait été utilisé, avec le Protocole INRA, dans d'autres régions, par exemple sur l'île de Bagaud (îles d'Hyères) en 2011. Dans le contexte de climat méditerranéen sec, nous pensions que ce type d'appât pouvait être utilisé. Dans le cas des îles de la façade atlantique, ce type d'appât avait été testé mais abandonné car il se délitait avec l'humidité et était consommé par des insectes et des gastéropodes, ces derniers faisant disparaître les éventuelles traces d'incisives laissées par les rats.

Toujours selon la théorie de Michel Pascal exposée précédemment, il ne restait plus aucun rat sur l'île, ou un nombre infime d'individus avaient survécu car réfractaires à la lutte mécanique et à la lutte chimique. Ces rats phobiques étaient considérés comme incapables de reconstituer la population car trop peu nombreux et socialement insuffisamment organisés pour survivre et se reproduire, et/ou trop dispersés, et/ou du même sexe. Nous ne connaissons pas de publications qui nous permettraient de quantifier les taux de rats phobiques mais, sur ce fondement théorique, le contrôle par piégeage après un an permettait de conclure au succès (absence de rats) ou à l'échec (présence de rats) de la tentative d'éradication. Il faut garder à l'esprit qu'en 2010, les connaissances permettant de conclure objectivement à la réussite d'une éradication par piégeage étaient essentiellement empiriques et peu documentées. Soulignons que Russell *et al.* (2017), et plus récemment de Ramsey *et al.* (2023), offrent une première synthèse conceptuelle pour la mise en place d'un protocole objectif pour une telle évaluation. Ces travaux valent également pour la section suivante présentant le second protocole d'éradication, utilisant des appâts empoisonnés.

La mise en place du dispositif de biosécurité se fit, pour les premières opérations, avec les mêmes types de postes d'appâtage (tubes en PVC) mais ceux-ci furent ensuite remplacés, à partir de l'opération d'éradication sur l'île aux Chevaux en 2002, par des coffres sécurisés (Fig. 3C). Par ailleurs, les brisures de céréales ou les grains en vrac furent remplacés par de l'appât en blocs paraffinés, censés mieux résister aux intempéries, mais au final décevant. Le dispositif de biosécurité devait théoriquement intercepter tous les rats arrivant sur l'île. Toutefois, il était jugé insuffisant, tant en quantité de postes d'appâtage qu'en qualité des appâts toxiques, pour diagnostiquer efficacement un échec de l'interception et une éventuelle reconstitution de la population. De ce fait, pour garantir l'absence de rats après un an, sur une île où une tentative d'éradication avait eu lieu, c'est le contrôle par piégeage qui était préconisé. Le meilleur moyen de réaliser ce contrôle consistait en la mise en service de ratières de type « Manufrance » sur un sous-échantillon des lignes de postes de départ, couvrant les différents habitats de l'île et notamment ceux pouvant héberger des rats. Nous ne disposions pas à l'époque de références sur la densité en pièges nécessaire et suffisante pour asseoir un protocole de biosécurité, mais le



FIG. 3. — Matériel d'appâtage préconisé pour les éradications de rats dans les îles de la façade atlantique, et balise GPS pour l'étude de l'utilisation de l'espace par les rats. **A-C**, Protocole d'éradication INRA; **C-E**, protocole d'éradication HELP SARL; **F**, perspectives d'études. **A**, Poste d'appâtage utilisant un tube de PVC simple; **B**, poste d'appâtage utilisant un tube de PVC en Y; **C**, poste d'appâtage utilisant un coffre (modèle Beta 2 de la société Ensystex Europe, 33185 Le Haillan); **D**, appât sous forme de pâte fraîche placée dans des sachets de papier fixés sur une tige métallique à l'intérieur d'un poste d'appâtage; **E**, piège photographique associé à un poste d'appâtage; **F**, balise GPS miniaturisée pesant 8 g (modèle Bioloc de la société Xerius, 31240 Saint-Jean). Crédits photos: Pierre Crépin (A), Louis Dutouquet (C-E), Benoît Pisanu (F). Croquis: Alain Freytet (B).

choix d'un total de 150 pièges pour 50 ha, utilisés cinq jours de rang, nous semblait *a priori* constituer un dispositif suffisant. Notons qu'une stratégie de piégeage d'individus dans des populations présentant une faible densité a été récemment décrite par Russell *et al.* (2017).

Toutes les données relatives au piégeage, à l'appâtage et aux nécropsies, étaient enregistrées dans un tableur pour analyse ultérieure.

PROTOCOLE D'ÉRADICATION HELP SARL (À PARTIR DE 2016)
Le Protocole d'éradication HELP SARL, appelé ici Protocole HS, consiste tout d'abord en une opération mettant en œuvre uniquement une campagne d'appâtage (une lutte chimique). Il demande ensuite un contrôle continu pendant une année, rendu possible par la mise en place d'un dispositif de biosécurité renforcé par rapport à celui du Protocole INRA.

Comme dans le cas du Protocole INRA, après d'éventuelles actions de layonnage, tous les postes, disposés au niveau des nœuds d'une grille carrée, virtuelle et régulière couvrant l'ensemble de l'île, sont équipés d'un dispositif d'appâtage, numérotés et cartographiés à l'aide d'un récepteur GNSS de précision métrique. Les postes sont relevés à intervalle régulier, tous les deux jours en début d'opération puis tous les deux à trois jours, et réapprovisionnés en appât. Ce relevé permet de suivre précisément la consommation des appâts et d'alimenter la construction de cartes de présence de l'espèce ciblée. Les rats trouvés morts font l'objet d'une nécropsie et toutes les données relatives à l'appâtage et aux nécropsies sont enregistrées dans un tableur. Lorsque la consommation de rodenticide a cessé depuis une semaine, c'est-à-dire lorsque la courbe du cumul des sachets d'appâts consommés atteint un plateau (Fig. 2B), la tentative d'éradication est considérée comme terminée. Le fondement théorique sous-jacent du Protocole HS est similaire à celui du Protocole INRA : il est fait l'hypothèse que si l'opération a été bien menée, tous les rats non réfractaires à l'appâtage ont été empoisonnés et que la population va disparaître faute d'un nombre suffisant de survivants. Le contrôle continu, réalisé à l'aide du dispositif de biosécurité, permet de conclure au bout d'un an au succès (absence totale de rats ou empoisonnement de tous les rats nouvellement arrivés) ou à l'échec (présence pérenne de rats) de la tentative d'éradication.

Dans le Protocole HS, la lutte chimique bénéficie de plusieurs améliorations par rapport à celle mise en œuvre avec le Protocole INRA. Fruit de l'expérience acquise et d'une concertation en 2018 entre Louis Dutouquet et le fournisseur de postes d'appâtage et d'appâts, ces améliorations ont été mises en place progressivement pour aboutir au protocole utilisé depuis 2018 et que nous présentons ici (voir également Dutouquet 2018, 2019, 2021). La concertation en question s'est déroulée sur sites, lors des tentatives d'éradication du Rat surmulot sur l'île Molène et sur l'île de Sein. Elle a consisté en un échange verbal entre l'opérateur et le fournisseur avec présentation de la méthode d'éradication et des besoins associés (limiter l'impact sur les espèces non ciblées, sécuriser au maximum l'accès à l'appât, tenir compte des contraintes liées au caractère habité des îles) par l'opérateur et présentation des différents types de rodenticides, d'appâts et de postes d'appâtage par le fournisseur. Ces discussions ont permis d'identifier le matériel le plus adapté au contexte insulaire et de le tester sur le terrain. Pour présenter ces améliorations, nous distinguons trois volets :

Premièrement, l'appât toxique n'est plus disposé dans un tube de PVC à deux ou trois entrées, mais dans un coffre spécialement conçu pour le contenir (modèle Beta 2 de la société Ensystex Europe, 33185 Le Haillan ; Fig. 3C). Ce type de poste d'appâtage présente les avantages suivants :

- il protège complètement les appâts de la pluie et du soleil, deux facteurs susceptibles de réduire rapidement l'efficacité de la molécule active. La toxicité des appâts perdure donc plus longtemps (voir plus de détails dans la partie « Choix du rodenticide ») ;

- il est sécurisé du fait qu'il s'ouvre uniquement avec une clef spécifique. L'appât ne peut donc pas être sorti du coffre par un humain ou un animal domestique. ;

- il est rigide, solide et dimensionné de manière à ce que des animaux d'une taille supérieure à celle des rats ne puissent pas pénétrer à l'intérieur (diamètre des trous d'entrée : 55 mm). ;

- ce ne sont plus des brisures de céréales, des grains ou des blocs paraffinés qui abritent la molécule rodenticide mais des sachets constitués d'une pâte fraîche emballée dans un film en papier. Cette pâte fraîche est formulée avec un mélange bien équilibré de composants tels que farine lactée, sucre et graisse, enrichi en céréales. Elle provoque une forte appétence chez les rats comme on pu le mettre en évidence des tests d'appâtage empiriques réalisés par l'opérateur (Louis Dutouquet) en 2018 sur l'île Molène et en 2019 sur l'île Vierge. Ces tests ont consisté à disposer simultanément différents types d'appâts (bloc paraffiné, pâte fraîche, blé en vrac, blé en sachet) dans un même poste et à les contrôler afin de savoir ceux qui étaient consommés en priorité par le rongeur, ces derniers étant alors considérés comme étant à l'origine de la plus forte appétence. La molécule active est le brodifacoum. Par ailleurs, cette pâte fraîche contient un agent amérissant pour éviter les consommations humaines accidentelles. En fonction des conditions météorologiques et de l'humidité ambiante, les sachets de pâte fraîche peuvent être progressivement remplacés par des sachets étanches en plastique de 25 g contenant des grains de blé. Ce dernier type d'appât présente plusieurs avantages. D'une part, sa résistance aux intempéries et à l'humidité est forte et donc appréciable si l'intervalle de temps entre deux relevés est important. D'autre part, le sachet en plastique constitue une barrière efficace pour les arthropodes et les mollusques. Par ailleurs, l'appétence qu'il provoque, bien que moindre, est tout à fait suffisante pour répondre à l'objectif fixé. Quant aux blocs paraffinés, ils se sont montrés décevants pour les raisons exposées précédemment ;

- les sachets en papier contenant de la pâte fraîche et ceux en plastique contenant des grains de blé, sont systématiquement fixés sur une tige métallique prévue à cet effet au cœur du poste d'appâtage (Fig. 3D). Du fait de la présence de ce dispositif, le rongeur ne peut pas emporter l'appât et le disperser dans l'environnement, et les sachets demeurent à l'abri des espèces non ciblées. La consommation se produit donc à l'intérieur du poste d'appâtage, ce qui permet une quantification fiable de la consommation de sachets d'appât par les rongeurs entre deux relevés. En conséquence, le nombre de sachets disposés dans un poste peut être ajusté en fonction du niveau de consommation ;

- les indices de présence dans et autour du poste d'appâtage (rats, souris, insectes, passereaux, etc.) peuvent être facilement nettoyés après avoir été relevés, laissant la place propre pour le relevé suivant. Les sachets vides, ceux en papier pour la pâte comme ceux en plastique pour le blé, sont ramassés et envoyés en centre de tri ;

- le dispositif est plus facile à relever et à recharger en appât que celui du Protocole INRA, une personne expérimentée pouvant gérer seule jusqu'à 120-130 postes en une matinée,

contre une centaine de postes de piégeage relevés par deux personnes pour le Protocole INRA ;

– l'utilisation de postes d'appâtage de ce type limite très efficacement les risques de dispersion dans l'environnement et l'ingestion directe du toxique par de nombreuses espèces sensibles aux anticoagulants mais non ciblées, plus particulièrement les oiseaux et les mammifères de plus de 300 g (dont des animaux domestiques). De plus, l'appât toxique ainsi contrôlé ne présente pas de risque de contamination des zones littorales et de la mer comme l'a montré une étude menée aux îles Chausey (Basuyaux *et al.* 2021 ; Bègue *et al.* 2023 ; Bouchart *et al.* 2023). Les résultats indiquent qu'aucun rodenticide n'a été retrouvé, ni dans l'eau de mer, ni dans les produits de l'aquaculture locale, avant, pendant et après l'utilisation de toxique lors de la phase de test en 2020 et de l'opération d'éradication du Rat surmulot en 2021.

Deuxièmement, les outils de cartographie, de positionnement satellitaire (GNSS) et de géomatique, et notamment les Systèmes d'information géographique (SIG, *via* par exemple le logiciel QGIS), sont utilisés plus largement qu'ils ne l'étaient avec le Protocole INRA. Les évolutions spatio-temporelle et quantitatives des consommations d'appât, poste par poste, peuvent être visualisées grâce à des cartes générées tous les deux jours puis toutes les semaines (Fig. 4), ce qui n'était pas le cas auparavant. Cette cartographie diachronique reflète indirectement la diminution progressive de la densité de rats sur le site traité, au fur et à mesure de l'avancement de l'opération. Par ailleurs, ces outils permettent une analyse rapide des données, au bénéfice du travail de terrain.

Troisièmement, la pose de « pièges photographiques » vient compléter le relevé régulier des postes d'appâtage. Ce dispositif est constitué de caméras se déclenchant en réponse à des mouvements ou, le plus souvent, de caméras se déclenchant en présence de rayonnement infrarouge (ondes de chaleur) émis par les animaux à sang chaud. Ces pièges photographiques sont déplacés au fur et à mesure de l'opération en des points stratégiques. Pour une zone donnée, ce dispositif permet d'identifier plus précisément la faune présente sur le site, de vérifier la présence ou l'absence de rats ou d'autres mammifères, de s'assurer que la consommation d'appât est attribuable à l'espèce ciblée, de déterminer le nombre d'individus présents simultanément et d'évaluer l'interaction entre les espèces non ciblées et les postes d'appâtage (Fig. 3E). L'analyse des données collectées apporte également de précieuses informations quant à l'éthologie des rats (les types de comportements et leur chronologie). Les informations recueillies peuvent également conduire à augmenter la quantité d'appât disposée dans un poste d'appâtage donné ou le nombre de postes dans une zone particulière.

Avec le Protocole HS, le contrôle continu pendant un an est préconisé. Du fait de certains avantages sur la durée déjà évoqués (meilleures résistances à l'humidité et aux attaques des insectes et gastéropodes), par rapport aux sachets de pâte fraîche, les appâts préférentiellement utilisés sont ici les sachets en plastique contenant des grains de blé empoisonnés, fixés à une tige métallique. Les suivis pluriannuels menés sur de nombreuses îles (Tableau 3) montrent que les appâts ainsi conditionnés et disposés ne font l'objet, en l'absence de rats, d'aucune consom-

mation par des espèces non ciblées (musaraignes, passereaux, oiseaux marins, oiseaux limicoles, escargots, limaces, forficules, cloportes, etc.). En l'absence de consommation par des rats, ce type d'appât peut être retrouvé intact après un an (pour la perte d'efficacité, voir la partie « Choix du rodenticide »).

COMPLÉMENT : OPÉRATIONS D'ÉRADICATION DE CARNIVORES

Une campagne de piégeage avec des cages à fauves a permis d'éradiquer le Furet sur l'île de Quéménès et son Lédénez, sans faire appel à une « destruction à tir » (Tableau 3). Dans le cas de la tentative d'éradication du Vison d'Amérique sur l'île Tomé, qui s'est finalement avérée être une extirpation (Lorvelec *et al.* 2024), la méthode utilisée a combiné le piégeage (cages à fauves) puis la destruction à tir avec autorisation (Tableau 3). Le tir s'est avéré efficace pour éliminer le carnivore, d'après les acteurs présents sur le site. Quant au contrôle du succès ou de l'échec de ces deux opérations, il a été fondé sur des prospections destinées à recueillir des indices de présence. Nous ne détaillerons pas ces protocoles qui ne constituent pas le cœur de la présente synthèse.

ASPECTS TECHNIQUES

Certaines étapes de la méthode exposée ci-dessus font appel à des compétences et des techniques particulières, demandant une expérience importante. C'est la raison pour laquelle nous détaillerons ci-après l'expertise écologique précédant l'éradication, les choix de la densité de nœuds et de postes, du piège et du rodenticide, les nécropsies et prélèvements de matériel biologique, ainsi que le calcul des indices d'abondance.

EXPERTISE ÉCOLOGIQUE

Comme nous l'avons expliqué précédemment, la définition d'un objectif opérationnel (éradication, extirpation ou limitation) et la définition d'objectifs finaux (écologique, sanitaire et/ou économique) ne sont possibles qu'après une expertise écologique (Tableau 4 : point 6). Cette expertise, la plus aboutie possible, doit se fonder sur des données bibliographiques et de terrain. Elle nécessite d'identifier précisément les bénéfices potentiels de l'éradication pour la biodiversité et le fonctionnement de l'écosystème, notamment pour les espèces menacées, et les préjudices potentiels. Si l'opération projetée n'engendrera logiquement pas plus de préjudices que de bénéfices, alors l'éradication peut être retenue comme une mesure de gestion et ses attendus doivent être clairement énoncés. Les préjudices potentiels sont très souvent liés à la mortalité d'espèces non ciblées, dont certaines peuvent être rares ou protégées. Ces mortalités peuvent être limitées par la mise en place d'un piégeage mécanique sélectif et non vulnérant. La non sélectivité de la lutte chimique peut également être fortement réduite par la mise en place d'un dispositif restreignant essentiellement à l'espèce ciblée l'accès aux appâts toxiques. Enfin, les préjudices peuvent être liés à une fonction écologique remplie par l'espèce ciblée. Sur ce point, Usher (1989), Chapuis *et al.* (1995) et Courchamp *et al.* (2003 : fig. 4) indiquent qu'il faut s'abstenir d'intervenir lorsque l'espèce introduite :

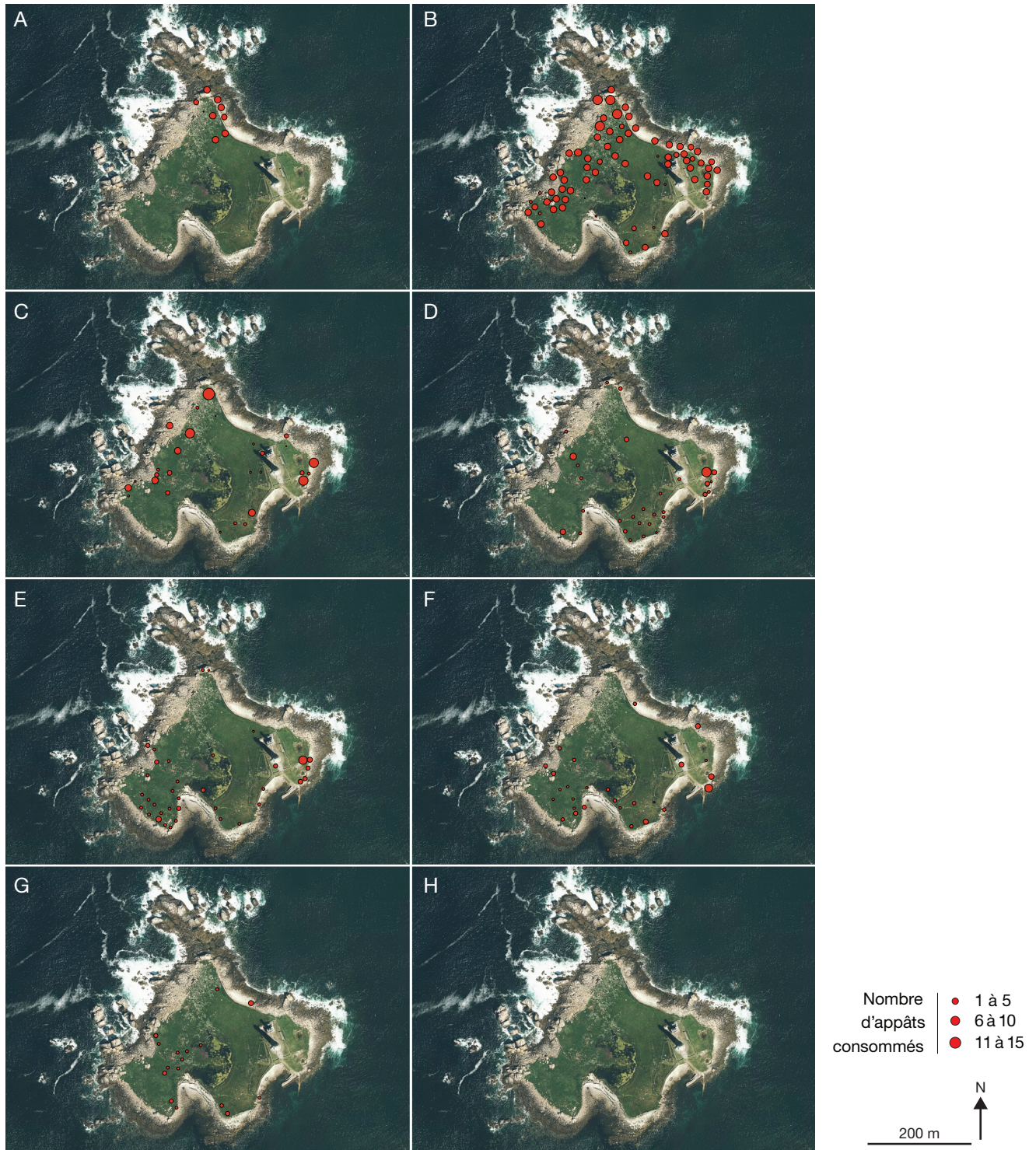


FIG. 4. — Exemple d'évolution de la répartition spatiale et quantitative de la consommation de sachets d'appât : opération d'éradication du Rat surmulot *Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769) de l'île Vierge. Protocole d'éradication HELP SARL. Cartographie : Isabelle Delacourte. Pour toute l'île Vierge : 80 % des 222 postes d'appâtage ont été posés le 4 février, les 20 % restant l'ont été le 5 février. Chaque poste a été équipé de dix appâts (sachets de pâte fraîche contenant du brodifacoum à 29 ppm ; un sachet pesant 15 g), renouvelés si consommation, ce qui représente un total permanent d'environ 2220 appâts. Dans quelques cas anecdotiques, des sachets d'appât ont également été déposés dans des terriers de manière à ce qu'ils ne soient consommés que par l'espèce ciblée et leur consommation a été comptabilisée avec celle des sachets du poste le plus proche, d'où la possibilité d'avoir jusqu'à 15 sachets consommés. À nombre constant de postes total (222), on relève : neuf postes (4 % des postes) avec consommation avec un total de 36,5 appâts consommés (début d'opération : néophobie) le 6 février (A), 76 postes (34 %) avec consommation avec un total de 333 appâts consommés le 11 février (B), 29 postes (13 %) avec consommation avec un total de 92 appâts consommés le 12 février (C), 30 postes (14 %) avec consommation avec un total de 51,5 appâts consommés le 13 février (D), 38 postes (17 %) avec consommation avec un total de 49 appâts consommés le 14 février (E), 19 postes (9 %) avec consommation avec un total de 34,5 appâts consommés le 15 février (non représenté), 18 postes (8 %) avec consommation avec un total de 28 appâts consommés le 16 février (F), 24 postes (11 %) avec consommation avec un total de 24 appâts consommés le 18 février (après deux jours, non représenté), un poste (< 1 %) avec consommation avec un total de 1,5 appât consommé le 19 février (G). Aucune consommation d'appât n'est détectée lors de vérification journalière des 222 postes entre le 20 février et le 6 mars (H).

TABLEAU 5. — Nombres et densités de postes de piégeage et d'appâtage, et de rats capturés, dans les îles les plus grandes (d'au moins 1,4 ha de superficie) des opérations d'éradication de rats menées dans les îles de la façade atlantique entre 1994 et 2022. Le numéro (N°) est celui attribué à l'opération d'éradication. Abréviations : (+), présence saisonnière de l'homme (une ou plusieurs maisons) ; –, inhabité ; (a), seule île hébergeant une population du Rat noir *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758), les autres îles avec du Rat surmulot *Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769) ; **Ant.**, anthropisation actuelle de l'île ; **Densité cap./ha**, densité de rats capturés à l'hectare ; **Densité pos./ha**, densité de postes de piégeage et d'appâtage à l'hectare ; **Prot. INRA**, protocole d'éradication INRA ; **Postes pié./app.**, nombre de postes de piégeage et d'appâtage ; **Rats cap.**, nombre de rats capturés à l'hectare et, entre parenthèses, nombre de rats trouvés morts à l'hectare du fait de l'appâtage, lorsqu'une recherche a eu lieu ; **Sup. (ha)**, superficie en hectares.

N°	Prot. INRA	Année	Ant.	Sup. (ha)	Postes pié./app.	Densité pos./ha	Rats cap.	Densité cap./ha
2	Île des Rimains	1994	(+)	1,4	42	30	14	10
3	Île Bono	1994	–	19,2	269	14	405	21
3	Île aux Moines	1994	(+)	9,2	59/108	6/12	83	9
3	Île Plate	1994	–	3,7	58	16	160	43
4	Île de Trielen	1996	–	16,7	186	11	178	11
5	Île Saint-Riom	2000	(+)	9,7	170	18	187	19
6	Île aux Chevaux	2002	–	5,0	77	15	124	25
7	Île Tomé	2002	–	24,6	617	25	517(45)	21
8	Île du Loc'h	2003	(+)	48,3	770	16	50	1
10	Île de Cézembre	2004	(+)	10,8	241	22	570(30) (a)	53 (a)
11	Île Trébéron	2005	–	4,9	217	44	70	14
11	Île des Morts	2005	–	4,5	219	49	48	11

TABLEAU 6. — Nombres et densités de postes d'appâtage et d'appâts consommés, dans les îles les plus grandes (d'au moins 1,4 ha de superficie) des opérations d'éradication du Rat surmulot *Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769) menées dans les îles de la façade atlantique entre 1994 et 2022. Le numéro (N°) est celui attribué à l'opération d'éradication. Abréviations : +, présence permanente de l'homme (plusieurs maisons ou un village) ; (+), présence saisonnière de l'homme (une ou plusieurs maisons) ; –, inhabité ; (b), il s'agit du Lédénez Vraz de Molène ; (c), Beg ar C'hale (2,9 ha) et Kilaourou (4,5 ha) sont inclus dans île de Sein (47,1 ha) ; (d), l'absence de détail pour Aneret (2,0 ha) et les Huguenans 1 (2,4 ha), îlots des îles Chausey supérieures à 1,4 ha, a conduit à ne pas les présenter ici ; (e), il n'y avait pas de rats en permanence sur la Meule (1,7 ha) et l'unique sachet consommé par un rat en exploration ne reflétait donc pas une densité. **Ant.**, anthropisation actuelle de l'île ; **Appâts con.**, nombre de sachets d'appâts consommés ; **Densité con./ha**, densité de sachets d'appâts consommés à l'hectare ; **Densité pos./ha**, densité de postes d'appâtage à l'hectare ; **Postes app.**, nombre de postes d'appâtage ; **Prot. HS.**, protocole d'éradication HELP SARL ; **Sup. (ha)**, superficie en hectares.

N°	Prot. HS.	Année	Ant.	Sup. (ha)	Postes app.	Densité pos./ha	Appâts con.	Densité con./ha
15	Île Molène	2018	+	75,0	1038	14	861	11
15	Lédénez Vraz (b)	2018	–	12,0	163	14	292	24
16	Île de Sein (c)	2018	+	54,5	1140	21	2622	48
17	Île Vierge	2019	(+)	6,4	222	35	650	102
18	Île d'Hoëdic	2019	+	216,5	3314	15	6132	28
19	Banc de Bilho	2020	–	16,4	489	30	3096	189
20	Grande Île (d)	2021	+	46,8	1178	25	4802	103
20	La Meule (e)	2021	–	1,7	56	33	2	1
20	La Genêtaie	2021	–	2,2	62	28	293	133
20	Plate Île	2021	–	1,8	60	33	470	261
22	Île de Keller	2022	(+)	28,0	626	22	1554	55
22	Keller Vihan	2022	–	2,7	48	18	218	81

– remplit une fonction écologique importante auparavant assurée par une espèce anciennement présente mais désormais disparue ;

– constitue la proie majeure d'une autre espèce introduite qui, en son absence, pourrait se tourner vers des espèces anciennement présentes ;

– limite la population d'une autre espèce introduite dont le développement pourrait avoir des effets indésirables ;

– ou permet le maintien de communautés ou d'espèces menacées.

Quelles qu'elles soient, ces menaces potentielles doivent être identifiées au préalable afin d'être maîtrisées au maximum. Elles peuvent conduire à l'abandon du projet d'éradication si la balance entre les bénéfices et les risques est défavorable aux espèces non ciblées ou au fonctionnement de l'écosystème. Courchamp *et al.* (2003 : fig. 4) précisent, dans ce cadre, que la mise en évidence de résultats attendus « trop vagues », ou de risques

(sous-entendus écologiques) « trop élevés », ou encore d'une probabilité de succès « trop faible », doit conduire à un abandon du projet d'éradication et à une nouvelle réflexion concernant la meilleure gestion possible de l'écosystème menacé.

Il convient de noter ici que les conséquences d'une éradication sont parfois complexes et difficiles à prévoir. C'est ainsi que sur l'île Verte (aux îles Kerguelen) l'éradication du Lapin de garenne a eu des conséquences, non seulement sur la végétation, mais aussi sur la démographie de plusieurs espèces d'oiseaux et cela par différents processus. De nouveaux équilibres entre espèces aviennes se sont mis en place, comme l'augmentation de l'effectif du Pétrel bleu, due à l'arrêt de la perturbation des terriers en lien avec la disparition de l'herbivore mammalien introduit, et l'augmentation de l'effectif de son prédateur, le Labbe subantarctique. Ces interactions complexes ont été discutées par plusieurs auteurs (Bonnaud & Courchamp 2011 ; Brodier *et al.* 2011 ; Chapuis *et al.* 2011 ; Towns 2011).

CHOIX DE LA DENSITÉ DE NŒUDS ET DE POSTES

Pour les premières opérations (1994, 1996 et 2000 ; Tableau 5) qui concernaient le Rat surmulot, Michel Pascal avait pensé suivre Moors (1985a) en disposant les postes de piégeage et d'appâtage à tous les nœuds d'une grille carrée virtuelle de 40 m de côté. Cet auteur avait retenu la distance de 40 m en se fondant sur des valeurs moyennes entre captures successives obtenues à l'occasion d'un travail précédent en Nouvelle-Zélande (Moors 1979), ceci afin qu'un Rat surmulot rencontre au moins un poste en parcourant son domaine vital. Par ailleurs, il était cohérent de considérer qu'il s'agissait d'une distance théorique et maximale, utilisable pour une surface relativement plane et recouverte d'une végétation rase. Considérant la forme parfois découpée du rivage et la présence de déclivités sur les îles de Bretagne, Michel Pascal avait finalement choisi, par prudence, une distance entre postes de 35 m ou même de 30 m dans toutes les directions pour augmenter la probabilité de rencontre entre rats et postes (Pascal & Chapuis 2000), soit entre 9 et 16 postes à l'hectare (aux Sept Îles, Tableau 5).

Au fur et à mesure des opérations, la distance entre postes a été encore diminuée, afin de réduire le risque d'échec, pour aller jusqu'à un poste tous les 20 m, soit environ 25 postes à l'hectare. Ce choix a permis, d'une part, de s'adapter à la topographie et à la complexité spatiale du milieu naturel dans certaines îles (strates de végétation haute, relief accentué, interpénétration des milieux, importance des zones humides, présence de chaos rocheux ou de falaises, etc. ; e.g., île des Rimaux, île Tomé, Tableau 5). Il a été retenu, d'autre part, pour des îlots de superficie très réduite, afin de permettre un relevé rapide et de diminuer la durée nécessaire pour piéger ou empoisonner les rats sur ces très petites entités (îlots non repris dans les Tableaux 5 et 6). Il a été utile, enfin, dans les zones habitées où un environnement complexe et garantissant des ressources alimentaires abondantes peut permettre aux rats d'atteindre des densités élevées et d'exploiter des domaines vitaux de petite superficie (par exemple Grande Île des îles Chauses, Tableau 6). Avec le Protocole HS, l'intervalle a parfois été réduit jusqu'à 10 m (soit environ 100 postes à l'hectare) dans des zones anthropisées de superficie réduite, afin de tenir compte d'une importante diversité structurale augmentant les surfaces (présence de caves, par exemple) ou la diversité des habitats (cabanons de jardins, poulaillers, aires de compostage, par exemple). Un intervalle réduit fut notamment utilisé dans le bourg de l'île de Sein en 2018, du fait de l'imbrication des propriétés privées et de la demande de nombreux propriétaires, avec parfois, dans ce cas particulier, un poste tous les cinq mètres.

Par ailleurs, notons que si le domaine vital d'un individu est compris entre 0,2 et 1,9 ha chez le Rat noir, il semble extrêmement variable chez le Rat surmulot (Burgin 2017a, b ; Vattiato *et al.* 2023). Quoi qu'il en soit, on peut supposer qu'aucun domaine vital de Rat surmulot n'est exempt d'au moins un poste dans une île inhabité couverte d'habitats « ouverts » (c'est-à-dire essentiellement herbacés ou frutescents, comme c'est souvent le cas dans les îles de la façade atlantique) et comprenant 16 à 25 postes à l'hectare. Cette hypothèse

mériterait toutefois d'être confirmée, les connaissances de la superficie des domaines vitaux et de l'amplitude des mouvements du Rat surmulot en milieux insulaires étant encore très insuffisantes (voir par exemple, pour la Nouvelle-Zélande, Vattiato *et al.* 2023). Pour une discussion sur des possibilités d'amélioration de la connaissance des domaines vitaux, nous renvoyons à l'Annexe 6.

CHOIX DU PIÈGE

Le piégeage non vulnérant est utilisé pour l'inventaire, le dénombrement et l'échantillonnage des petits mammifères (poids adulte compris entre 50 et 500 g environ, essentiellement les rats ; Tableau 4 : points 2-3), puis pour la lutte mécanique (Point 17) et le contrôle de l'éradication après un an (Point 19) dans le cas du Protocole INRA (Pascal *et al.* 1994 ; Lorvelec *et al.* 2009a, b). L'intérêt d'un piège non vulnérant est double. Il permet de libérer vivants les animaux qui n'appartiennent pas à l'espèce ciblée et évite d'avoir affaire à des animaux ciblés morts depuis des heures. Les individus fraîchement mis à mort à la sortie du piège permettent des observations morphologiques et anatomiques fiables, ainsi que l'acquisition de prélèvements biologiques de qualité lors des nécropsies. Le choix du piège s'est porté sur la ratière de type « Manufrance » modifiée pour donner la version INRA pliante à une seule porte (actuellement commercialisée sous le nom de « piège ratière pliante » par l'entreprise BTT Mécanique, 25220 Roche-Lez-Beaupré). Apté à la capture de rongeurs de poids inférieur à 500 g, comme le Rat surmulot et le Rat noir (Zaïme & Pascal 1988 ; Pascal *et al.* 1994), il s'agit d'une ratière métallique, grillagée et à détente, de dimensions 280 × 100 × 100 mm (Fig. 5A, C, D). Ce type de piège mécanique, appelé également « trappe » ou « nasse », s'arme en étant tendu après qu'un bouchon contenant de l'appât non toxique ait été fixé sur la détente (appelée parfois « fil-appât »).

L'échantillonnage direct par piégeage est utilisé pour inventier, dénombrer et échantillonner les micromammifères (poids adulte inférieur à 50 g et jusqu'à 80 g), musaraignes ou rongeurs (e.g., Spitz 1963). Cette méthode est utilisée pour les suivis écologiques réalisés avant, pendant et après les éradications (Tableau 4 : points 25-28). Dans la perspective de pouvoir libérer les individus (à l'exception de quelques spécimens nécessaires pour confirmer les identifications d'espèces), le piégeage est réalisé au moyen d'un piège non vulnérant (Pascal *et al.* 1994, Lorvelec *et al.* 2009a, b). Le piège utilisé, susceptible de capturer le plus large spectre possible d'espèces de micromammifères, est le piège communément connu sous le nom de « piège INRA » (actuellement commercialisé sous ce nom par l'entreprise BTT Mécanique), mis au point par A. Chappellier et J. Aubry (Aubry 1950), testé également par Guédon *et al.* (1990) et Pascal *et al.* (1994). Il s'agit d'un piège-couloir, à porte tombante, métallique (à structure en aluminium), à parois pleines et opaques, et à plancher basculant, de dimensions 160 × 45 × 45 mm (Fig. 5A, B). Ce piège mécanique, qui joue le rôle d'un « faux terrier », s'arme en étant tendu après avoir été pourvu ou non d'appât non toxique. Nous avons mis à profit l'amélioration apportée par Patricia Le Quilliec et Olivier Lorvelec, dans les années



FIG. 5. — Matériel de piégeage préconisé pour les éradications de rats et pour les inventaires quantitatifs de micromammifères, dans les îles de la façade atlantique, et technique de mensuration. **A**, Ratière Manufrance (Protocole d'éradication INRA) et piège INRA; **B**, piège INRA avec sa boîte-dortoir abouchée; **C**, Rat surmulot *Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769) capturé vivant dans une ratière; **D**, piège photographique associé à un poste de piégeage; **E**, Rat noir *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758) (à gauche) et Rat surmulot (à droite) avant nécropsie; **F**, technique de mensuration (corps et queue) d'un Rat surmulot. Crédit photo: Olivier Lorvelec (A, C, E, F), Patricia Le Quilliec (B), Louis Dutouquet (D).

2000, à la « boîte-dortoir » abouchée à l'arrière du piège. L'amélioration consiste à remplacer la boîte-dortoir classique en bois, initialement utilisée, par une boîte-dortoir en polypropylène blanc (Le Quilliec & Croci 2006; Fig. 5B). Cette

dernière a l'avantage d'être facilement nettoyée et débarrassée des propagules et/ou des agents pathogènes potentiels avant tout déplacement d'une île à l'autre. La boîte-dortoir contient un papier « essuie-tout » absorbant l'humidité et les urines, et

servant de nid. Le dispositif réduit la souffrance animale et la mortalité dans le piège, qu'il fasse froid (risque de déficit énergétique) ou chaud (risque de déshydratation). Si une boîte-dortoir en bois (pouvant contenir du foin sec) offre une meilleure isolation (notamment thermique), ce dispositif est moins facilement nettoyable.

Chaque piège (Manufrance ou INRA) est appâté au moyen de l'appât retenu par Michel Pascal dès les premiers tests de piégeage, pour l'établissement du Protocole INRA, au début des années 1990 (Pascal *et al.* 1994 ; Howell & Bioret 1995). Parfois appelé « appât INRA », il avait en réalité déjà été utilisé précédemment aux États-Unis (e.g., Dedon & Barrett 1982). Cet appât est constitué d'un agglomérat de flocons d'avoine nature (50 % du volume) liés par de la pâte d'arachide nature (50 %). Selon les recommandations de Michel Pascal, il convient d'y ajouter, pour les seuls pièges INRA, quelques gouttes d'huile provenant d'une boîte de conserve de sardine, pour provoquer une appétence alimentaire chez les musaraignes.

CHOIX DU RODENTICIDE

Le biocide choisi pour éradiquer les rats sur les îles doit garantir une efficacité rodenticide, c'est-à-dire permettre de lutter contre les rongeurs (un rodenticide étant souvent appelé raticide ou « mort-aux-rats »). Il ne doit pas pour autant provoquer des effets néfastes et importants sur la faune locale. Avec l'emploi de méthodes de lutte chimique, il convient d'éviter le plus possible les échecs. L'évaluation de la nocivité d'une action de lutte chimique sur l'environnement, au sens large, ne peut être définie à l'avance ou standardisée et le risque de nocivité doit être évalué au cas par cas (Taggart *et al.* 2023), ce qui rend complexe toute généralisation. De plus, la lutte chimique doit être techniquement aménagée pour éviter, dans toute la mesure du possible, les interactions entre les espèces à risques non ciblées et les appâts toxiques.

Depuis les années 1950, des molécules anticoagulantes sont utilisées comme rodenticide dans de nombreux pays. Ces molécules agissent en empêchant la coagulation sanguine par un effet anti-vitaminique K et provoquent ainsi la mort des rongeurs par hémorragie interne spontanée, quelques jours après l'ingestion des appâts toxiques. Elles ne provoquent pas d'aversion alimentaire pendant ces quelques jours, ce qui fait que l'animal pourra consommer de l'appât à plusieurs reprises jusqu'à avoir consommé une dose létale (Lattard 2023). Par ailleurs, il existe un antidote en cas d'empoisonnement accidentel chez un humain ou un animal domestique (Lattard 2023 ; voir aussi Warburton *et al.* 2022).

Les anticoagulants rodenticides dits « de première génération » sont, d'une part le coumaten (la warfarine) et le coumatétralyl, dérivés de la coumarine, d'autre part la chlorophacinone, la diphacinone et le pindone, dérivés de l'indanedione (e.g., Parkes *et al.* 2011 ; Lattard 2023). Au cours du temps, certaines populations de rats et de souris sont devenues résistantes à ces molécules (Lattard 2023).

Les anticoagulants rodenticides dits « de seconde génération » sont le brodifacoum, la bromadiolone, le difénacoum, la diféthialone et le flocoumaten, tous dérivés de la coumarine

(e.g., Parkes *et al.* 2011 ; Lattard 2023). Ces anticoagulants sont plus efficaces que ceux de première génération : la mortalité des rongeurs est obtenue avec une quantité d'appât consommé moins importante (Lattard 2023). Par ailleurs, au début de leur utilisation, ils ont permis de pallier la résistance des rats et souris aux molécules de première génération. Cependant, une résistance est parfois apparue depuis chez ces mêmes rongeurs. Chez le Rat surmulot notamment, certaines mutations (comme la Y139F, très fréquente en France) peuvent conduire à une résistance aux rodenticides de deuxième génération comme la bromadiolone et, dans une moindre mesure, le difénacoum (Lattard 2023). Toutefois, l'espèce demeure sensible aux trois autres molécules de seconde génération précitées, et la lutte efficace avec l'une de ces molécules reste donc possible (Hodroge *et al.* 2011). Il est à noter que les mutations ne concernent pas la gestion du Rat noir (Lattard 2023).

Pour les opérations menées dans les îles de la façade atlantique entre 1994 et 2022, trois anticoagulants, dont l'utilisation est conditionnée à leurs Autorisations de Mise sur le Marché, ont été successivement utilisés (Tableau 3), le premier de première génération, les deux autres de seconde génération : la chlorophacinone à la concentration de 50 ppm (partie pour million, soit 50 mg/kg) de 1994 à 2000 (Protocole INRA), la bromadiolone à 50 ppm de 2002 à 2010 (Protocole INRA) et le brodifacoum à 29 ppm depuis 2016 (Protocole HS). Pour mémoire, la diféthialone (seconde génération) à 25 ppm a également été utilisée sur l'île Molène et ses Lédenez en 2018, en association avec le brodifacoum. Les DL50 rat (dose qui, administrée en une seule fois, cause la mort de la moitié des individus) de ces trois molécules sont respectivement de 2,1, 1,13 et 0,26 mg/kg (tel qu'indiqué dans le catalogue des produits vendus par la société Ensystex Europe, 33185 Le Haillan). Dans le cas du brodifacoum à 29 ppm, on calcule, à partir de sa DL50, une dose létale théorique de 3,1 g d'appât pour un Rat surmulot de 350 g (0,26 mg/kg pour la DL50 donne 0,091 mg pour 350 g ; sachant que 1 ppm correspond à 1 mg/kg, il faut diviser 0,091 par 0,029 dans le cas présent, ce qui permet d'obtenir la valeur de 3,1 g), quantité qu'un rat peut consommer en un seul repas et à rapporter au poids nettement plus élevé d'un sachet d'appât (15 g pour un sachet de pâte fraîche et 25 g pour un sachet de grains de blé). Cette molécule réglementée, employée dans le monde entier pour lutter contre les rats, est actuellement celle qui est la plus couramment utilisée pour les éradications en milieu insulaire (Howald *et al.* 2007 ; Duron *et al.* 2017). C'est également le cas dans les îles qui nous concernent où, comme suite aux observations réalisées sur le terrain par Louis Dutoquet, cette molécule et ce dosage sont actuellement privilégiés en raison d'une bonne efficacité et du fait d'une bonne appétence manifestée par le Rat surmulot. La mort intervient deux à trois jours après l'ingestion. Pour cette molécule, des doses plus importantes (50 ppm) pourraient avoir des effets plus néfastes sur l'environnement. Du fait de la présence de plus de résidus de molécules dans les cadavres de rats, les empoisonnements de certains prédateurs ou charognards pourraient théoriquement augmenter.

Il existe un choix relativement réduit d'autres molécules toxiques utilisables et efficaces contre les rats. Chacune d'entre elles peut avoir un ou plusieurs avantages par rapport aux anticoagulants, parmi lesquels un moindre risque d'empoisonnement direct ou indirect d'espèces non ciblées, une plus faible rémanence dans l'environnement ou un danger potentiel moindre pour l'Homme (Warburton *et al.* 2022; Lattard 2023). Toutefois, elles présentent aussi toutes des désavantages, ce qui rend leur utilisation délicate. Ces molécules, leurs avantages et leurs inconvénients sont listés dans Warburton *et al.* (2022) et Lattard (2023). Nous détaillons ci-dessous ce qui concerne le fluoroacétate de sodium, le cholécalférol et le norbormide.

Le fluoroacétate de sodium (aussi connu sous le nom de « 1080 »; Eason 2002; Eason *et al.* 2011) est moins dommageable que les anticoagulants de première ou deuxième génération pour ce qui est de l'empoisonnement indirect d'espèces non ciblées (Warburton *et al.* 2022). Il est aussi moins persistant dans le sol ou dans l'eau (Eason 2002) et moins dangereux pour l'Homme que les anticoagulants (Eason *et al.* 1994; Warburton *et al.* 2022). Bien qu'il y soit d'utilisation très courante, du fait de sa facilité d'emploi par épandage aérien (e.g., O'Malley *et al.* 2022), le « 1080 » a néanmoins présenté en Nouvelle-Zélande des taux d'échecs parfois importants (de l'ordre de 30 %) dans le cadre de campagnes d'éradication de rats dans des habitats forestiers traitées sur de grandes surfaces (Elliott & Kemp 2016).

Le cholécalférol (encore appelé « vitamine D3 ») fût un temps interdit du fait de sa forte toxicité directe à l'égard d'animaux domestiques, en particulier le Chien, avant d'être autorisé de nouveau. Cette molécule a pour avantage d'être moins dommageable par empoisonnement indirect que les anticoagulants vis-à-vis des espèces non ciblées (y compris les chiens), de présenter une faible toxicité vis-à-vis des oiseaux et d'être moins persistante dans l'eau (Warburton *et al.* 2022). Elle est toutefois susceptible de provoquer certains problèmes de santé chez l'Homme en tant que perturbateur endocrinien (Baker *et al.* 2022; Lattard 2023).

Le norbormide est une molécule dont la toxicité est hautement spécifique du genre *Rattus*, ce qui évite les risques de toxicité primaire chez un grand nombre de vertébrés. Malgré cela, son goût, rendant les appâts aversifs, a conduit à l'abandon de son utilisation dès la fin des années 1970 (Warburton *et al.* 2022). La grande efficacité de cette molécule à l'égard des rats (mortalité rapide en moins de 12 heures après l'ingestion d'une dose létale) et sa spécificité ont cependant conduit à des études visant à accroître l'attractivité des appâts contenant cette molécule. L'objectif serait de limiter, dans l'avenir, les risques environnementaux liés à l'emploi d'autres toxiques dans les campagnes de lutttes contre les rats (Shapiro *et al.* 2018, 2020, 2022).

Enfin, rappelons que la persistance d'une molécule rodenticide anticoagulant dépend de sa nature, du type de poste d'appâtage et du type d'appât. C'est ainsi que la pâte fraîche et le blé en sachets utilisés avec le Protocole HS, conservés au sec et à l'obscurité, ont une durée limite d'utilisation (DLU) de 24 mois. Par ailleurs, dans le cas du brodifacoum, qui n'est pas rapidement biodégradable au sec et à l'obscurité, la DT50 (la demi-vie, c'est-à-dire le temps nécessaire pour que la molé-

cule perde la moitié de son activité physiologique) est donnée à 157 jours dans le sol à 20 °C (Jacquot 2013; Anonymous 2016). Toutefois, cette molécule, comme d'autres, se dégrade rapidement dans un environnement humide et par l'exposition au soleil. Les postes d'appâtage utilisés (Protocole HS) présentent l'avantage de maintenir les appâts relativement à l'abri de ces deux facteurs de dégradation.

NÉCROPSIES ET PRÉLÈVEMENTS

Chaque mammifère mis à mort à la sortie du piège (Fig. 5E) pendant une campagne de piégeage (celle-ci pouvant être liée à un inventaire, un suivi écologique, un échantillonnage, une tentative d'éradication, un contrôle ou un simple besoin d'identification spécifique), ou trouvé mort lors d'une campagne de lutte chimique (celle-ci pouvant être liée à une tentative d'éradication ou un contrôle), s'est vu attribuer un numéro d'ordre avant sa nécropsie. Les techniques retenues pour tuer les rats ont été l'élongation ou dislocation cervicale (adapté aux rats d'un poids inférieur à 150 g) et la percussion de la boîte crânienne (quelques fois utilisée, bien adaptée aux rats de poids supérieur) (Annexe 4 de l'Arrêté du 1er février 2013 du Journal Officiel, https://www.legifrance.gouv.fr/loda/article_lc/LEGIARTI000027038776, dernière consultation le 15 novembre 2024). Les nécropsies ont été réalisées dans un laboratoire improvisé sur le terrain ou dans le laboratoire « Identification et phénotypage » de l'INRAE à Rennes (Unité mixte de Recherche DECOD). Les données morphométriques externes (Saint Girons 1973) ont été systématiquement collectées : poids « plein » (avec le tube digestif et d'éventuels fœtus), longueurs du « corps » (tête et tronc, du bout du museau à l'anus qui correspond à la jonction de la queue et du tronc, animal placé bien droit sur le dos; Fig. 5F), de la queue (sans le toupet), du pied (du talon au bout du doigt le plus grand, sans la griffe) et de l'oreille (du bas de l'échancrure, située devant l'orifice auditif, au bord supérieur du pavillon). Nous ajoutons à ces mesures classiques le poids « vide », qui permet de meilleures comparaisons en enlevant les variabilités dues au taux de remplissage du tube digestif et à la présence d'éventuels fœtus. Chez les mâles, un testicule (longueur) et une vésicule séminale (longueur et largeur additionnées) sont également mesurées. Chez les femelles, les embryons et les cicatrices placentaires sont comptés dans les cornes utérines droite et gauche, le plus grand diamètre d'un fœtus est mesuré et les signes d'une lactation sont recherchés. La présence d'ectoparasites et d'endoparasites (observation superficielle) et l'appréciation macroscopique sommaire du contenu stomacal (taux de remplissage et taxons présents) sont également enregistrées.

Le prélèvement d'une ou plusieurs phalanges (selon la taille de l'animal) est systématiquement réalisé afin de pouvoir extraire de l'ADN si une analyse génétique s'avère nécessaire. D'autres prélèvements de matériel biologique peuvent être effectués si besoin (tête, globes oculaires, système digestif, ectoparasites, endoparasites, etc.). Tous les prélèvements sont préservés au frais (+ 4 °C) dans de l'éthanol pur à 99 % ou au froid (– 20 °C) sans éthanol. Pour les espèces de micro-mammifères d'identification délicate (notamment dans le

cas d'un inventaire préalable à une tentative d'éradication) ou pour disposer de spécimens de référence, la tête peut être disséquée puis le crâne et les mandibules nettoyés et préservés à température ambiante. Ces pièces squelettiques, mises en collection, datées et géoréférencées, peuvent s'avérer utiles à une étude morphologique ultérieure.

CALCUL DES INDICES D'ABONDANCE

Dans le cas des micromammifères, la réalisation des inventaires quantitatifs (Tableau 4 : points 25-28), avec un unique relevé nycthéméral le matin (en cohérence avec nos possibilités logistiques), a été facilité par l'utilisation de la boîte-dortoir abouchée au piège INRA réduisant efficacement les risques de mortalité.

Les indices d'abondance retenus pour analyser les résultats de ces inventaires sont fondés sur un nombre de captures de l'espèce ciblée rapporté à un effort de piégeage. Dans un premier temps, un indice d'abondance non corrigé peut être calculé, avec l'équation formalisée par Nelson & Clark (1973) d'après les travaux fondateurs de Grinnell (1914) puis de Dice (1931). Ces auteurs ont tout simplement rapporté le nombre de captures de l'espèce ciblée au nombre total d'unités de piégeage (nombre de pièges contrôlés et initialement fonctionnels) et proposé une valeur d'abondance relative à 100 pièges afin de permettre les comparaisons. Par exemple, si un inventaire quantitatif se déroule sur deux nycthémères, avec un dispositif de 50 pièges posés le premier jour, renforcé par 20 pièges le second jour, et qu'on ne souhaite pas distinguer les nycthémères pour le calcul d'un indice d'abondance, on a en tout 120 unités de piégeage (on parle parfois de 120 « nuits × pièges »). Si un total de 25 individus d'une espèce de micromammifère donnée est capturé, l'indice d'abondance global (sur les deux nycthémères), rapporté à 100 pièges, sera de 21 ($25 \times 100/120$). Différentes corrections peuvent ensuite être appliquées à l'effort de piégeage.

Un deuxième indice d'abondance peut être calculé, tenant compte de la correction du nombre d'unités de piégeage proposée par Nelson & Clark (1973), pour pallier une certaine saturation du dispositif. Ces auteurs ont cherché à tenir compte du fait qu'un piège déclenché (*sprung* en anglais), quelle qu'en soit la cause, est perdu pour l'effort de piégeage. Pour cela, ils ont fait l'hypothèse que, si le protocole est conçu de telle sorte que le milieu de l'intervalle entre deux relevés correspond au pic d'activité de l'espèce ciblée, un piège sera déclenché, en moyenne, au milieu de cette période, et la seconde moitié de celle-ci sera perdue. Partant de cette hypothèse, ils ont rapporté le nombre de captures de l'espèce ciblée au nombre total d'unités de piégeage diminué de la moitié de tous les pièges déclenchés, quelle qu'en soit la cause. Pour ces auteurs, ainsi que pour Beauvais & Buskirk (1999), cette correction rend l'indice d'abondance plus représentatif de la densité de la population et permet de meilleures comparaisons.

Les espèces de micromammifères des îles de la façade atlantique sont essentiellement nocturnes. Si la Crocidure musette et le Mulot sylvestre sont nettement polyphasiques, avec un pic d'activité peu après le crépuscule et un autre juste avant l'aube, la Crocidure des jardins et la Souris domestique n'ont pas, *a priori*, de pics d'activité bien marqués. Les pics d'activités

de la Crocidure des jardins varient suivant les habitats occupés. Pernetta (1973) constate en effet que les pics d'activité de cette espèce coïncident avec la marée basse sur les îles Scilly. On peut imaginer le même comportement chez les Crocidures des jardins et musettes habitant les îles bretonnes. En revanche, en captivité, des individus de la même population de Crocidure des jardins ont montré un pic d'activité en début de nuit et un autre en fin de nuit, avec une activité plus marquée durant la nuit que le jour (Pernetta 1977), ce qui correspond à ce qui est connu chez la Crocidure musette. Il est donc difficile d'affirmer que le milieu de l'intervalle correspondra au pic d'activité des animaux. C'est la raison pour laquelle nous ne nous sommes pas limités au calcul de l'indice d'abondance de Nelson & Clark (1973) et avons calculé un troisième indice tenant compte de la correction du nombre d'unités de piégeage proposée par Simonetti (1986). Pour cet auteur, l'hypothèse de Nelson & Clark (1973) du déclenchement au milieu de l'intervalle ne tient pas à l'échelle d'une communauté de micromammifères, chaque espèce pouvant exprimer un pic d'activité différent. L'auteur rapporte le nombre de captures de l'espèce ciblée au nombre total de pièges diminué des pièges déclenchés par d'autres causes que la capture de l'espèce ciblée (autre espèce, vent, etc.) ou non opérationnels (cassés ou renversés). C'est cette équation que nous avons utilisée car nous avons considéré que beaucoup d'événements pouvaient survenir pour déclencher un piège en dehors de l'espèce ciblée et que la correction de Nelson & Clark (1973) n'était pas toujours justifiée. C'est le cas sur les îles de la façade atlantique où les oiseaux marins peuvent, en les heurtant, déclencher des pièges dans la journée, en début d'intervalle.

Rappelons qu'une abondance est relative à un protocole et n'est pas équivalente à une densité, cette dernière étant l'effectif moyen estimé de l'espèce à l'hectare. Sachant que le dispositif minimal théorique, nécessaire à une analyse statistique, était généralement constitué de 30 pièges par milieu écologique homogène (ce nombre nous a semblé statistiquement suffisant, tout en étant gérable), ces trois indices nous ont permis de réaliser des comparaisons d'abondances entre populations, espèces, îles, secteurs, milieux écologiques, habitats, lignes de pièges, années, saisons, nycthémères (les pièges étaient relevés du mardi matin au vendredi matin) et conditions météorologiques, tout au moins si le nombre de pièges et le nombre de captures étaient suffisants. Toutes ces comparaisons n'ont été rendues possibles que par la conservation, sur le long terme, du même protocole d'inventaire quantitatif, du même type de piège et du même type d'appât.

RÉSULTATS DES OPÉRATIONS D'ÉRADICATION

L'objet de cette partie n'est pas d'exposer dans le détail les résultats des tentatives d'éradication menées entre 1994 et 2022 sur les îles de la façade atlantique. Nous nous contenterons de présenter les connaissances acquises sur le nombre d'individus piégés et/ou appâtés et sur les dynamiques de capture et de consommation d'appâts, d'analyser les échecs, de mettre en évidence l'importance des mesures de biosécurité et enfin de présenter un taux de réussite de ces tentatives.

QUEL NOMBRE D'INDIVIDUS PIÉGÉS ET/OU APPÂTÉS ?

Pour la gestion et l'éradication des populations insulaires de rats, il serait utile de disposer de taux d'individus susceptibles d'être piégés et d'être empoisonnés, par rapport au total des individus pouvant être éliminés. Il serait également intéressant de connaître le taux d'individus réfractaires à l'une et/ou l'autre de ces deux techniques d'intervention. Les connaissances sur ces points demeurent limitées.

Deux opérations d'éradication menées avec le Protocole INRA ont permis d'estimer des pourcentages respectifs de rats piégés et de rats appâtés. Aux Sept Îles, Pascal *et al.* (1996a) estimaient à 75 % l'effectif de rats piégés rapporté au total des rats piégés et appâtés lors de l'opération, d'après la consommation d'appâts et la DL50 rat de la chlorophacinone. Les auteurs soulignaient l'efficacité du piégeage sur le Rat surmulot. Cependant, ils indiquaient la présence de deux biais : la superposition pendant quelques jours des deux techniques d'intervention (piégeage et empoisonnement), limitant le nombre de rats piégés, et la non prise en compte de la consommation des appâts mal protégés par d'autres espèces, augmentant l'estimation du nombre de rats empoisonnés. Sur l'île de Cézembre, où le Rat noir est présent, il était possible d'estimer à 95 % l'effectif de rats piégés rapporté au total des rats piégés et appâtés lors de l'opération, d'après le nombre de cadavres activement recherchés par Louis Dutouquet. Cependant cette estimation était surestimée en raison des difficultés à trouver les cadavres de rats empoisonnés, localisés pour nombre d'entre eux dans leur terrier. Si tout semble indiquer que 75 % est une sous-estimation de l'efficacité du piégeage pour le Rat surmulot, 95 % en est une surestimation pour le Rat noir.

Aucune donnée provenant de l'un ou l'autre des deux protocoles ne permet d'estimer le nombre de rats réfractaires à la lutte mécanique et à la lutte chimique. Toutefois, compte tenu de la qualité de l'appâtage dans le Protocole HS, il est probable que la grande majorité des rats sevrés soient tués. Les technologies détaillées en complément à la présente évaluation (Annexe 6) permettraient de répondre en partie à ces questions.

Les campagnes de piégeage des rats menées avec le Protocole INRA ont également permis de calculer des densités de rats capturables, ce qui ne correspond pas, rappelons-le, à la totalité des rats présents. Le Tableau 5 indique les densités obtenues dans les îles de plus de 1,4 ha. Si l'on exclut l'île de Cézembre, la seule hébergeant du Rat noir, et l'île du Loc'h, préalablement traitée avec des rodenticides (voir la partie « Analyse des échecs »), les densités en rats capturables varient entre 9 et 43 individus/ha. Les données acquises ne sont pas suffisantes pour analyser les importantes variations constatées. Notons que les valeurs les plus élevées, 43 et 25 individus/ha, ont été rencontrées sur des îles de petite superficie, respectivement l'île Plate (3,7 ha) et l'île aux Chevaux (5,0 ha). Toutefois, la valeur faible (10 individus/ha), obtenue pour l'île des Rimains également très petite (1,4 ha) indique que la superficie de l'île, considérée seule, n'explique pas correctement les densités constatées. La densité de la population du Rat noir de l'île de Cézembre (53 individus/ha) est plus importante que toutes les densités observées du Rat surmulot dans les opérations d'éradication présentées ici. Cette donnée

est particulièrement originale dans la mesure où nous n'avons pas connaissance d'autres données de densité pour cette espèce dans la zone climatique tempérée océanique de l'Europe. En comparaison, dans des habitats insulaires tempérés de la Nouvelle-Zélande, les densités du Rat noir n'excèdent pas 30 individus/ha (Vattiato *et al.* 2023).

Les campagnes d'appâtage menées avec le Protocole HS ont permis de calculer des densités de sachets d'appâts consommés à l'hectare dans des îles de plus de 1,4 ha (Tableau 6). Ces densités varient entre 11 et 261 sachets/ha et, comme pour les captures, la superficie de l'île est insuffisante pour expliquer ces variations importantes. Si quatre des cinq densités les plus élevées, 102, 189, 133 et 261 sachets/ha correspondent à des îles relativement petites, respectivement l'île Vierge (6,4 ha), le banc de Bilho (16,4 ha), la Genêtiaie (2,2 ha) et Plate Île (1,8 ha), la cinquième (103 sachets/ha) l'a été sur une île de grande superficie (Grande Île des îles Chausey : 46,8 ha).

Il est donc difficile d'expliquer les différences importantes enregistrées et il est probable que ces densités sont sous l'effet d'interactions entre plusieurs variables. L'une d'elles pourrait être la superficie de l'île, une autre la superficie de l'estran et l'importance des ressources alimentaires qui lui sont associées. L'île Vierge et Grande Île, qui se situent sur des estrans de grande dimension et riches en ressources, hébergeaient des populations de rats de taille importante si l'on en croit les consommations d'appâts. Une troisième variable importante pourrait être la présence de colonies d'oiseaux marins à l'origine de ressources alimentaires abondantes (œufs, poussins, déchets comestibles), cas de l'île Vierge et du banc de Bilho. Il est également probable que le type d'habitat naturel et sa complexité, la saison et le laps de temps entre le moment où s'est déroulée l'opération et le pic de reproduction de l'espèce interviennent également. Enfin, la complexité structurelle que peuvent amener des bâtiments ou des galeries souterraines (île de Cézembre) est probablement susceptible de permettre le maintien de densités élevées. En revanche, nos données ne font pas ressortir de lien clair entre la densité et la présence humaine permanente, sauf peut-être pour Grande Île. Ce manque de lien est possiblement le fait de deux phénomènes antagonistes : si la présence humaine permanente génère des apports alimentaires pour les rats, elle peut avoir également pour conséquences des actions ponctuelles d'empoisonnement.

DYNAMIQUES DES CAPTURES ET DES CONSOMMATIONS D'APPÂTS

Nous présentons, dans les Figures 2 et 4, quelques dynamiques obtenues lors d'opérations parfaitement menées concernant le Rat surmulot. Ces dynamiques, aboutissant à des plateaux, valident la théorie sous-jacente à l'éradication qui prédit l'élimination de tous les individus pouvant être piégés ou empoisonnés, puis l'extinction des éventuels réfractaires à la lutte mécanique et à la lutte chimique. Elles permettent de visualiser les succès obtenus.

Sur la Figure 2A est représentée la courbe moyenne (sur cinq opérations) du cumul des captures de rats en fonction du temps, cumul exprimé en pourcentage du total des captures (Protocole INRA). La Figure 2B, quant à elle, représente la

courbe moyenne (sur quatre opérations) du cumul des sachets d'appâts consommés par les rats en fonction du temps, cumul exprimé en pourcentage du total des consommations (Protocole HS).

La courbe des captures montre une progression régulière dès le premier jour, jusqu'à l'apparition d'un plateau entre dix et 24 jours selon les îles, plus aucun rat n'ayant été piégé au-delà de cette durée. L'île aux Moines (9,2 ha) est un cas particulier puisqu'il faut attendre le cinquième jour pour voir l'accélération des captures et une progression régulière. L'explication est ici logistique. En effet, un manque de ratières disponibles a eu pour conséquence une densité de pièges insuffisante les premiers jours, avant que celle-ci ne soit renforcée (passant de 6 à 12 pièges/ha; Tableau 5). Durant les quatre premiers jours, les 6 pièges/ha ont conduit à la capture de seulement 10 % de l'effectif total capturable, alors que 60 % de cet effectif total est normalement atteint au quatrième jour avec une densité de pièges environ deux fois supérieure. L'ajout de pièges, pour atteindre une densité de 12 pièges/ha le cinquième jour, a permis de retrouver dès le neuvième jour une dynamique de capture similaire à celle des autres îles prises en compte dans la Figure 2A. Ce cas montre qu'une densité de pièges trop faible (seulement six pièges/ha au départ *vs* 9-16 initialement recommandés) peut conduire à l'échec d'une opération d'éradication et à une mauvaise évaluation de l'effectif de rats présents.

La courbe des consommations, quant à elle, montre une accélération des consommations et une progression régulière à partir du cinquième jour (comme dans le cas des captures sur l'île aux Moines), jusqu'à l'apparition d'un plateau entre treize et 29 jours selon les îles, plus aucune consommation n'ayant été constatée au-delà de cette durée.

Il existe un décalage de plusieurs jours entre les dynamiques des deux courbes. On constate en effet que 50 % des individus capturables sont piégés en trois jours avec les ratières du Protocole INRA, alors qu'il faut, *a priori*, six à sept jours pour obtenir 50 % des consommations d'appâts avec le Protocole HS (et aussi 50 % des captures sur l'île aux Moines). Ensuite, 95 % des individus capturables sont piégés en moyenne dès onze jours, alors qu'il faut attendre en moyenne 17 jours pour obtenir 95 % des consommations d'appâts. Nous proposons deux hypothèses pour tenter d'expliquer ce décalage. D'une part, un pas de temps est nécessaire pour que les premiers individus ayant consommé de l'appât (les « dominants ») disparaissent (la mortalité liée au toxique intervenant de deux à trois jours après la consommation), permettant ensuite un accès plus aisé aux postes d'appâtage pour les autres individus; à l'inverse, les rats dominants piégés sont immédiatement éliminés et n'empêchent donc pas les autres individus d'accéder aux appâts contenus dans les pièges. D'autre part, les rats pourraient manifester, les premiers jours et de façon probablement limitée, une néophobie ou une inappétence vis-à-vis des postes d'appâtage, ce que les pièges photographiques semblent montrer dans le cas du Protocole HS (voir également Stryjek & Modlinska 2016). De plus, certains individus pourraient ne pas identifier l'appât comme de la nourriture, développer un comportement d'évitement inné, ou d'aversion acquise basée sur une expérience antérieure ou

un apprentissage social (Allsop *et al.* 2017; Quay *et al.* 1992). À l'inverse, une néophilie ou une appétence vis-à-vis des postes de piégeage pourraient également se manifester dans le cas du Protocole INRA, en raison de l'attractivité accrue des appâts à base de pâte d'arachide disponible dans les pièges grillagés. En effet, dans ce cas, les odeurs pourraient être moins masquées que dans un environnement clos, favorisant ainsi la détection et l'attraction des rats dans les pièges (Jackson *et al.* 2016). L'ensemble de ces hypothèses mériteraient d'être testées de manière approfondie, avec des dispositifs et une logistique importante, afin d'améliorer les protocoles de lutte (Jackson *et al.* 2016).

La Figure 4 montre un exemple d'évolution de la répartition spatiale et quantitative de la consommation de sachets d'appât, en fonction du temps. Dans le cas de l'exemple choisi, l'île Vierge, une accélération des consommations est observée au cinquième jour (ce que montre également de façon plus générale la Figure 2B). Celles-ci décroissent ensuite et plus aucune consommation n'est enregistrée à partir du seizième jour d'appâtage.

ANALYSE DES ÉCHECS

Cinq opérations d'éradication concernant des rats, réalisées avec l'un ou l'autre des deux protocoles (quatre avec le Protocole INRA et une avec le Protocole HS), ont été des échecs (Tableau 3).

Trois opérations d'éradication sont traitées ici comme des échecs ayant pour cause la reconstitution de la population de rats à partir de survivants (Tableau 3). Pour deux d'entre elles (Protocole INRA: île de Cézembre en 2004; Protocole HS: île de Sein en 2018), la reconstitution a été constatée dès la première année qui a suivi la campagne de piégeage et/ou d'appâtage. La troisième (Protocole INRA: île du Loc'h en 2003) a constitué un cas très particulier que nous détaillons plus loin.

Sur l'île de Cézembre, l'espèce ciblée était le Rat noir, nécessitant un protocole légèrement différent de celui appliqué pour le Rat surmulot, avec une distance plus réduite entre les postes de piégeage et/ou d'appâtage. Le nombre de pièges à l'hectare (22; Tableau 5) indique que l'intervalle entre pièges était proche de 20 m, distance cohérente pour espérer éradiquer cette espèce (nous ne détaillerons pas plus ce qui concerne le Rat noir dans la présente synthèse). L'échec de la tentative d'éradication n'a donc pas été lié au nombre de postes. La cause en a été l'interdiction d'équiper en poste de piégeage et d'appâtage les falaises situées au nord de l'île, du fait de la présence d'obus datant de la Seconde Guerre mondiale. Cette situation a ainsi exclu une partie de l'île de l'opération d'éradication et a permis à des rats de survivre puis de reconstituer la population.

Sur l'île de Sein, c'est l'interdiction d'intervenir dans une propriété privée, imposée par la propriétaire dans un contexte particulier, qui a probablement été à l'origine de l'échec. La maison, remplie de déchets ménagers, a constitué un refuge pour des rats pendant l'opération d'éradication. Les survivants et leur descendance se sont ensuite dispersés sur l'île.

Sur l'île du Loc'h, très peu de rats avaient été capturés lors de la tentative d'éradication en septembre et octobre 2003 et aucun ne l'avait été lors d'un contrôle effectué un an plus

tard (2004). Cependant, des rats avaient été capturés deux ans après l'opération (2005). Malgré ce délai de deux ans, l'isolement de l'île et sa faible fréquentation nous orientent vers une reconstitution lente de la population et non vers une recolonisation. Nous considérons donc l'opération sur l'île du Loc'h comme un échec avec reconstitution de la population. Quelles ont pu être les raisons d'un tel échec? La densité de postes ne semble pas en avoir été la cause puisqu'elle était cohérente avec celle recommandée (16 *vs* 9-16 postes/ha; Tableau 5) et, dans le cas du Protocole INRA alors utilisé, l'éradication avait été obtenue avec des densités de pièges un peu plus faibles sur d'autres îles (11, 6 puis 12, et 14 postes/ha respectivement pour l'île de Trielen, l'île aux Moines et l'île Bono; Tableau 5). En revanche, trois situations particulières méritent d'être soulignées, peut-être en lien avec l'échec. Premièrement, la courbe du cumul des captures était fluctuante et loin de correspondre à la courbe théorique obtenue sur les îles prises en compte dans la Figure 2A. Deuxièmement, les nécropsies réalisées par l'INRA de Rennes indiquaient que la population relique de l'île du Loc'h était en reconstruction au moment de la tentative d'éradication. En témoignait la présence d'un nombre relativement important de juvéniles parmi les animaux capturés. Troisièmement, plusieurs autres îles des Glénan avaient fait l'objet d'une campagne de piégeage en 2003 (Annexe 3), mais aucun rat n'avait été capturé en dehors de l'île du Loc'h. Cette absence de captures résultait probablement des effets de traitements rodenticides opérés par différents acteurs sur plusieurs îles, sans protocole et en dehors du projet d'éradication. En conséquence, l'apparition de résistances aux anticoagulants ne pouvait être exclue, qui expliquerait la survie de quelques individus sur l'île du Loc'h. Notons ici que nous avons considéré qu'on ne pouvait pas parler d'opération d'éradication (ni d'extirpation ou de limitation) sur les îles (ou îlots) des Glénan où aucun rat n'avait été capturé, les méthodes d'empoisonnement utilisées par divers acteurs ne permettant pas de connaître les situations avant/après. C'est la raison pour laquelle, à l'exception de l'île du Loc'h, ces entités insulaires ne sont pas intégrées à la présente synthèse (Annexe 3).

Deux autres opérations d'éradication sont également traitées ici comme des échecs, mais dont la cause reste incertaine (Protocole INRA : île des Rimains et le Châtelier en 1994; île Saint-Riom en 2000). Deux raisons peuvent être envisagées : reconstitution de la population de rats dès la première année à partir de survivants et/ou recolonisation dès la première année (Tableau 3).

Dans le cas de l'opération concernant l'île des Rimains, le Châtelier et leurs îlots satellites, le résultat n'est pas clair lorsque l'on compare les publications. Chapuis *et al.* (1995) indiquent la présence de rats en septembre 1994, soit peu de temps après la tentative d'éradication qui avait eu lieu en juin 1994. Pascal *et al.* (1996a) indiquent des consommations d'appâts en fin d'opération sur le Châtelier mais l'absence de rats en juin et juillet 1995. Lorvelec & Pascal (2005) mentionnent l'absence de rats. Nous choisissons de parler d'échec après en avoir parlé avec les acteurs de l'époque, sans toutefois en connaître la raison précise. Les deux causes évoquées auparavant peuvent

être envisagées. Une reconstitution a pu éventuellement se produire en raison de la saison retenue, inhabituelle (fin du printemps, époque où une reproduction peut déjà être initiée) et défavorable à la réussite d'une opération de ce type. Elle a pu également se produire du fait d'une insuffisance de postes dans les zones anthropisées. Une recolonisation, en l'absence d'un dispositif de biosécurité suffisamment important, a pu théoriquement se produire. L'estran de l'île des Rimains et de son îlot satellite (la Cormorandière; Annexe 3) est en effet situé à moins de 100 m de l'estran continental aux plus basses mers. Quant au Châtelier et à son îlot satellite (rocher de Cancale; Annexe 3), ils se situent sur l'estran continental. Il convient également de souligner que les estrans de l'île des Rimains et du Châtelier ne sont distants que d'une centaine de mètres et que nous ne connaissons pas le degré d'isolement des deux sous-populations de rats qui y vivent. Enfin, le cumul des deux causes est également envisageable. Il est en effet possible, par exemple, que l'explication de l'échec soit liée à une reconstitution de la population sur le Châtelier, suivie d'une dispersion sur l'île des Rimains.

Dans le cas de l'île Saint-Riom, Lorvelec & Pascal (2005) statuent sur un échec, conclusion que nous retenons ici après en avoir parlé avec les acteurs de l'époque. L'opération a eu lieu en novembre et décembre 2000. Dès septembre 2001, des indices probants étaient observés et plusieurs individus étaient piégés en mars 2002. Certaines observations orientent vers la première cause d'échec possible. D'une part, le nombre de débarquements, dont dépend la fréquence des relevés, a été moins fréquent que souhaité pendant la campagne d'appâtage. D'autre part, le nombre de postes dans la zone habitée a peut-être été insuffisant. Enfin, le propriétaire de l'île Saint-Riom et son exploitant agricole utilisaient du blé empoisonné pour lutter contre les rats (afin de protéger une culture de pommes de terre), ce qui a pu fausser les dynamiques des captures et des empoisonnements et être à l'origine d'une résistance à l'anticoagulant utilisé. Cependant, deux constatations orientent vers la seconde cause possible. D'une part, la concomitance de la tentative d'éradication avec des débarquements quasi quotidiens, à cette époque, de matériaux de construction et de fourrage transportés par une barge qui mouillait la nuit dans un port avec une forte activité ostréicole : des rats ont pu être transportés accidentellement par ce biais. D'autre part, aux plus basses mers, l'estran de l'île Saint-Riom et celui de Roc'h ar Mennou et de ses îlots satellites (îlots concernés par l'opération de l'île Saint-Riom; Annexe 3), se situent tous deux à environ 50 m de l'estran continental et, par ailleurs, ne sont distants que d'environ 50 m l'un de l'autre.

Nous disposons de peu de littérature scientifique traitant des distances moyennes et maximales de déplacement du Rat surmulot en milieu insulaire. Sur huit individus (sept mâles et une femelle) suivis par télémétrie VHF (voir l'explication relative à cette technique dans l'Annexe 6) sur l'île Kapiti (1965 ha) en Nouvelle-Zélande, dans des habitats non comparables à ceux de la façade atlantique, Bramley (2014) indique une grande longueur de domaine vital d'en moyenne 439 ± 95 m ($\pm$ écart type) pour les mâles, avec des valeurs comprises entre 218 et 916 m. Il est tout à fait possible que l'exploration d'un

estran amène des rats à parcourir des distances nettement plus importantes. Par ailleurs, Harris *et al.* (2012) et Stanbury *et al.* (2017) statuent sur une distance de dispersion maximale à la nage de 2000 m pour le Rat surmulot (et, pour mémoire, de 750 m pour le Rat noir). Tabak *et al.* (2015) indiquent, pour leur part, un risque élevé de recolonisation si des sources d'infestations sont présentes à moins d'un kilomètre. Ces données nous laissent penser que les distances à parcourir sur l'estran à marée basse ou à la nage étaient compatibles avec les capacités du Rat surmulot dans le cas de l'île des Rimaux et du Châtellier, ainsi que dans celui de l'île Saint-Riom.

IMPORTANCE DE LA BIOSÉCURITÉ

POUR CONTRER LA RECOLONISATION

Treize opérations d'éradication concernant des rats, réalisées avec l'un ou l'autre des deux protocoles, ont été des succès (Tableau 3).

Pour deux d'entre elles, réalisées dans les années 1990 avec le Protocole INRA, l'absence de rats perdure jusqu'à maintenant. Il s'agit de l'opération de l'île Bono et l'île aux Moines (1994), qui incluait des îlots du même estran (les Mottes, île aux Rats et île Plate), et de l'opération de l'île de Trielen (1996), qui incluait l'îlot de son estran (l'île aux Chrétiens). Pour l'île Bono et l'île aux Moines, l'absence de recolonisation a été assurée essentiellement par l'éloignement au continent. Pour l'île de Trielen, c'est le maintien d'un dispositif de biosécurité fonctionnel sur le long terme qui a empêché la recolonisation, malgré le fait que cette île et son satellite (l'île aux Chrétiens) se situent sur l'estran de l'île Molène où les rats n'ont été éradiqués qu'en 2018.

Les onze autres succès correspondent à des opérations plus récentes. Dans huit cas sur onze, les rats sont absents jusqu'à maintenant (Protocole INRA : île aux Chevaux, île Tomé ; Protocole HS : île Notre-Dame, île Molène, île Vierge, île d'Hoëdic, Gravigne, île de Keller). En revanche, dans trois cas (Protocole INRA : île de Trébéron et île des Morts ; Protocole HS : banc de Bilho, Grande Île des îles Chausey) des recolonisations de rats sont intervenues après un certain nombre d'années (Tableau 3), ce qui ne remet pas en cause le succès de ces opérations d'éradication. Sur l'île Trébéron et l'île des Morts, l'opération menée en 2005 fut un succès de courte durée puisque le rongeur est parvenu à reconquérir les deux îles après deux ans seulement. La proximité des îles avec le continent et un dispositif de biosécurité insuffisamment dense ont probablement été à l'origine de cette recolonisation. Sur le banc de Bilho, situé dans l'estuaire de la Loire, l'opération menée en 2020 a également été couronnée de succès. Les relevés du dispositif de biosécurité ont été effectifs pendant l'année du contrôle et l'année suivante mais ils ont ensuite cessé de l'être, permettant la recolonisation de l'île en 2023, après trois ans sans présence de rats. Cette recolonisation a pu résulter d'une introduction involontaire par un bateau ou d'une arrivée avec des matériaux flottants descendant le courant. La voie terrestre semble moins probable. Il est, en effet, cohérent de penser que les rats ont des difficultés à parcourir de longues distances sur le substrat mou des immenses vasières découvertes à marée basse entre le banc de Bilho et

la rive sud de la Loire (le banc de Bilho se situant à environ deux kilomètres de cette rive). Sur Grande Île, l'opération menée en 2021 fut un succès mais les dernières informations dont nous disposons indiquent un retour des rats en 2024. L'explication probable de ce retour en est que la logistique liée au dispositif de biosécurité a été insuffisante.

Le bilan de ces différentes opérations confirme qu'un dispositif de biosécurité important et efficace doit être mis en place pour éviter toute recolonisation pouvant être liée à une circulation de bateaux importante (introduction accidentelle), à un estran continu avec le continent ou une autre île, ou encore à un bras de mer de faible largeur à marée basse.

Dans le cas du Protocole HS, le dispositif de biosécurité est plus important et efficace que celui qui était associé au Protocole INRA : nombre de postes d'appâtage, qualité de ces postes d'appâtage, qualité des appâts et de leur mise à disposition, et fréquence des relevés (mensuels ou trimestriels). Ce dispositif a permis de maintenir l'absence de rats sur des îles habitées où les risques de recolonisation sont élevés (île Molène, île d'Hoëdic). Il a également permis le succès d'opérations menées sur des îles d'estran ou séparées du continent par un étroit bras de mer, comme le montrent les deux exemples qui suivent.

En 2016, l'opération d'éradication menée sur l'île Notre-Dame (ou île au Moine), un îlot situé dans l'estuaire de la Rance et de dimension réduite (0,23 ha selon Dutouquet *et al.*, 2012), a été couronnée de succès. L'île est encadrée de quatre pointes continentales situées à des distances comprises entre 275 m à 545 mètres à marée basse, distances qu'un Rat surmulot peut parcourir à la nage (voir la partie « Analyse des échecs »). Depuis 2016, un relevé rigoureux des postes d'appâtage du dispositif de biosécurité est réalisé deux fois par an. Quelques colonisateurs sont morts en 2018 et 2019 après avoir consommé des appâts toxiques. Huit ans après l'opération, au début de l'année 2024, les rats n'avaient toujours pas constitué une nouvelle population.

En 2019, une opération d'éradication a concerné l'île Vierge (6,4 ha) et l'île Valan (aussi appelée localement île aux Rats ; 1,2 ha), deux îles proches situées sur le même estran continental mais séparées par une anse toujours en eau. Sur l'île Valan, l'absence de contrôle en 2020 (c'est-à-dire l'absence de dispositif de biosécurité) a permis le retour des rats (dix individus piégés en 2021) mais, en 2022, une seconde opération a pu les éliminer. Depuis, aucune consommation d'appât n'a été enregistrée (2023 et 2024). Sur l'île Vierge, un individu a été capturé en 2021, apparemment fraîchement arrivé sur l'île, mais aucune consommation d'appât n'a été enregistrée entre 2020 et 2024. Si la distance importante séparant le continent de l'île Vierge (environ 1300 m d'estran à marée basse) et de l'île Valan (environ 1000 m) limite les occurrences de recolonisation par voie terrestre, il est probable qu'elle ne les empêche pas totalement (Tabak *et al.* 2015). De plus, de nombreux débarquements de touristes et plaisanciers ont lieu sur l'île Vierge, en lien avec la visite du phare et la présence d'un gîte, avec des risques de recolonisation accidentelle. Quoiqu'il en soit, ces deux îles n'hébergeaient pas de populations de rats au début de l'année 2024, grâce à un contrôle régulier et rigoureux du dispositif de biosécurité.

BILAN : TAUX DE RÉUSSITE

Quel a été le taux de réussite des opérations d'éradication de rats traitées dans la présente synthèse ? Sur un total de neuf opérations avec un objectif opérationnel d'éradication, utilisant le Protocole INRA (1994-2010, Tableau 3), cinq (56 %) ont été des éradications réussies. Les quatre autres opérations (44 %) se répartissent en deux échecs (île des Rimaux et le Châtellier en 1994, île Saint-Riom en 2000) dont la raison est incertaine, et deux échecs avec reconstitution de la population (île du Loc'h en 2003, île de Cézembre en 2004). Notons qu'une dixième opération n'est pas prise en compte dans ces calculs, car elle n'a pas fait l'objet de contrôle et que nous ne savons pas si des rats sont présents actuellement sur l'île concernée (roche Herpin en 2010). Sur un total de neuf opérations, avec un objectif opérationnel d'éradication et utilisant le Protocole HS (2016-2022, Tableau 3), huit (89 %) ont été des éradications réussies et une (11 %) un échec avec reconstitution de la population (île de Sein en 2018).

Cependant, comme le montrent les analyses qui précèdent, il n'y a pas d'échec référencé lorsque l'un ou l'autre des deux protocoles est appliqué dans les règles de l'art, avec un piégeage, un appâtage et une surveillance (biosécurité) conduits de manière conforme, et lorsque les rats ne présentent pas de résistance à l'anticoagulant utilisé. Dans le contexte des îles de la façade atlantique (Fig. 1 ; Tableau 1 ; Annexe 2), nous pensons que les opérations d'éradication du Rat surmulot, utilisant l'un ou l'autre des deux protocoles, ont toujours réussi, sauf si la possibilité de recolonisation par l'estran n'avait pas été suffisamment prise en compte (île des Rimaux, île Saint-Riom) ou si les conditions d'application des protocoles ne pouvaient, indépendamment de la volonté des acteurs, être pleinement respectées, du fait de problèmes logistiques ou/et d'activités humaines non maîtrisées sur des îles habitées (île des Rimaux, île Saint-Riom, île du Loc'h, île de Cézembre, île de Sein).

Cette efficacité correspond au taux de réussite enregistré au niveau international. Le taux de réussite des opérations d'éradication des îles de la façade atlantique est en effet de 72 %, soit treize succès sur 18 opérations au résultat connu et concernant le Rat surmulot ou le Rat noir (une seule opération pour cette espèce). Ce taux est assez proche de celui concernant les éradications de populations de trois espèces de rats (Rat noir, Rat surmulot, et Rat du Pacifique) sur 617 îles dans le monde (avec des superficies de quelques dizaines à plus de 10 000 ha), qui est de 84 % (années 1980 aux années 2010, Simberloff *et al.* 2018).

Notons que d'autres opérations d'éradication sont en cours en Bretagne, utilisant le Protocole HS. Certaines se sont déroulées en 2023, avec un contrôle en 2024 : île Ilur et îles ou îlots environnants dans le golfe du Morbihan ; île Creizic dans le golfe du Morbihan. D'autres ont eu lieu début 2024 (nous arrêtons cette liste en juin 2024) : île Stagadon (pays de Léon) dans le Finistère ; Iniz-er-Mour et Logoden (ria d'Étel) dans le Morbihan ; île Méaban (baie de Quiberon) dans le Morbihan ; Iniz en Toull Bihan et Iniz en Toull Bras (pointe du Conguel) dans le Morbihan. Les contrôles de ces opérations, de 2023 comme de 2024, étaient trop récents pour être totalement analysés ou n'étaient pas terminés au moment de l'écriture de

cette synthèse. Comme déjà indiqué dans la partie « Objet de cette synthèse », nous n'en parlerons pas plus.

Notons enfin que les deux protocoles ont également été mis en œuvre, envers le Rat noir, sur des îles d'autres zones biogéographiques. Des éradications ont en effet été tentées, d'une part, sur des îles de Méditerranée : en Corse (îles Lavezzi, 2000, succès [Pascal *et al.* 2008] ; îlot Garganellu dans la Réserve naturelle de Corse (RNC) de Scandola, 2023-2024, absence de rats depuis mais contrôle trop récent pour être pris en compte ici), en Tunisie (île de Zembretta et îlot de Zembrettina, 2009, succès) et en région Provence-Alpes-Côte d'Azur ([i] archipel de Riou : le Grand Congloué, 1995, échec, 1998, succès ; île Calsereigne ou île Plane, 2005, succès ; le Petit Congloué, 2005, succès ; Tiboulén de Maïre, 2012, succès ; [ii] îles d'Hyères : île de Bagaud, 2011, échec [Braschi *et al.* 2015 ; Krebs *et al.* 2015 ; Ruffino *et al.* 2015] ; îlot de la Gabinière, 2015, pas de contrôle). Des éradications ont été tentées, d'autre part, sur des îles des Antilles françaises en mer des Caraïbes : en Martinique (îlets de Sainte-Anne, 1999, échec [Pascal *et al.* 2004]), 2002, *a priori* succès mais nous manquons d'informations ; îlet Chancel, 2023, absence de rats depuis mais contrôle trop récent pour être pris en compte ici) et en Guadeloupe (îlet à Fajou, 2001, échec, 2002, échec [Lorvelec *et al.* 2004]). Moins de succès ont été obtenus pour le Rat noir dans ces îles de Méditerranée ou des Antilles que pour le Rat surmulot dans des îles de la façade atlantique. Ceci peut être expliqué, en général, par des reconstitutions de populations plutôt que par des recolonisations, le Rat noir n'ayant pas les capacités de nage du Rat surmulot. Des milieux difficiles à pénétrer dans les îles de la mer Méditerranée (maquis dense) et de la mer des Caraïbes (mangroves), des invertébrés terrestres de grande taille consommateurs d'appâts aux Antilles (bernard-hermite) et le fait que la densité de postes nécessaire pour éradiquer le Rat noir dans de telles îles avait probablement parfois été sous-estimée avec le Protocole INRA entre 1999 et 2011 sont probablement les facteurs à l'origine de ces reconstitutions. L'opération sur l'îlet Chancel en 2023 (18 postes d'appâtage à l'hectare), utilisant le Protocole HS, a tenu compte des enseignements apportés par les opérations antérieures. Désormais, un espacement entre postes d'interception inférieur ou égal à 15 m pour le Rat noir dans certains habitats tropicaux peut être préconisé, même si des travaux relatifs à cette problématique sont encore nécessaires (voir notamment les travaux suivants témoignant de la complexité du sujet pour des habitats d'îles tropicales : Russell *et al.* 2011, 2018 ; Ringler *et al.* 2014a, b, 2021 ; Samaniego-Herrera *et al.* 2014, 2017, 2018 ; Harper *et al.* 2015). Ces opérations, menées dans d'autres zones biogéographiques que la région atlantique européenne, ne sont pas analysées plus avant dans la présente synthèse.

COMPLÉMENT : OPÉRATIONS D'ÉRADICATION DE CARNIVORES

L'opération d'éradication du Furet sur l'île de Quéménès et son Lédénez (2003-2004) s'est avérée être un succès après un an de contrôle (recherche d'indices et pièges) et l'absence de l'espèce perdue depuis. En revanche, si l'opération d'éradication

du Vison d'Amérique sur l'île Tomé (2014-2018) s'est également avérée être un succès après un an de contrôle (recherche d'indices), elle a été suivie par une recolonisation, après deux années sans vison (entre fin août 2018 et début septembre 2020). La possibilité de recolonisation depuis le continent proche ainsi que la capacité de l'espèce à se reproduire sur l'île (et donc pas uniquement à effectuer des allers-retours), mise en évidence par la génétique (Lorvelec *et al.* 2024), sont responsables de cette recolonisation. Dans ce cas particulier, l'éradication s'avère avoir été en réalité une extirpation. Nous avons toutefois conservé cette opération dans la présente étude (Tableaux 1-3) car elle était initialement envisagée avec un véritable objectif d'éradication. Nous ne détaillerons pas plus les résultats de ces opérations d'éradication de carnivores qui ne constituent pas le cœur de la présente synthèse.

RÉSULTATS D'AUTRES OPÉRATIONS

Bretagne Vivante – Société pour l'Étude et la Protection de la Nature en Bretagne (Bretagne Vivante – SEPNB) mène des opérations dans plusieurs systèmes insulaires de Bretagne, essentiellement pour protéger différentes espèces de sternes, et notamment la Sterne de Dougall, menacées par la présence de prédateurs mammaliens introduits. La Sterne de Dougall fait l'objet d'une attention particulière de la part des gestionnaires de l'environnement en Bretagne car elle est évaluée en danger critique d'extinction en France métropolitaine pour les populations nicheuses (UICN France *et al.* 2016) et car la Bretagne et, plus récemment, la Normandie (îles Chausey) sont les seules zones de reproduction de l'espèce en France métropolitaine (Gallien 2011 ; Le Nevé 2012 ; Jacob *et al.* 2024). Sans prétendre à l'exhaustivité, nous présentons ici une liste d'opérations, menées dans ce contexte au cours des dernières décennies, établie par l'un d'entre nous (Yann Jacob).

Certaines ont été menées pour lutter contre la présence du Rat surmulot. Elles se sont déroulées :

- sur les îlots de la baie de Morlaix (Finistère) à partir de 1993 mais surtout entre 2006 et 2019 avec utilisation de bromadiolone à la concentration de 50 ppm et de coumatétralyl à 37,5 ppm (en 2010) ;
- dans l'archipel des Hébihens (Côtes-d'Armor) entre la fin des années 1980 et 2021 avec utilisation de ratières et de bromadiolone à 50 ppm, puis de pièges Goodnature (en 2020 et 2021) ;
- sur les îles de Trévorc'h, îlots situés au large de Saint-Pabu et de l'Aber Benoît (Finistère) en 1975, en 1995 et entre 2006 et 2014 avec utilisation de ratières et de bromadiolone à 50 ppm ;
- sur les îlots Ti Saozon et Énez Pigned, situés à l'extrémité de la partie est de l'estran de l'île de Batz, en 2020 et 2021 avec des pièges Goodnature ;
- sur les îlots Iniz-er-Mour (îlots nord et sud) et Logoden, situés dans la ria d'Étel (Morbihan), de 2002 à 2014 à l'aide de ratières et d'un rodenticide.

D'autres opérations ont été menées pour lutter contre la présence du Vison d'Amérique. Elles se sont déroulées :

- sur les îlots de la baie de Morlaix entre 1991 et 2021 (ainsi que sur le littoral continental de la baie de Morlaix en 2007, 2008 et 2010) avec utilisation de pièges-cages, puis mise en défens de la colonie de sternes de 2009 à 2014, et enfin utilisation de pièges Goodnature en 2020 et 2021 ;
- dans l'archipel des Hébihens en 2006 à 2011 et de 2013 à 2016 avec utilisation de pièges-cages ;
- sur les îles de Trévorc'h en 2006 avec utilisation de pièges-cages ;
- sur les îlots Iniz-er-Mour et Logoden de 2002 à 2004, et en 2008 avec l'appui de l'ONCFS, à l'aide de pièges-cages.

L'objectif afférent à ces opérations était de gérer ponctuellement, rapidement et fortement les populations du Rat surmulot ou du Vison d'Amérique, à un moment choisi pour permettre le meilleur déroulement possible de la nidification des différentes espèces de sternes. Cependant, pour les deux espèces mammaliennes, il ne s'agissait pas d'objectifs opérationnels d'éradication, mais d'objectifs d'extirpation ou de limitation, selon les cas, et ceci pour deux raisons. D'une part, les protocoles et les dispositifs mis en place étaient, *a priori*, insuffisants pour envisager une éradication. Les mesures de biosécurité, en particulier, étaient trop limitées. L'explication en est que l'action associative reposant pour beaucoup sur des initiatives et des moyens bénévoles, la réaction à la présence de rats et de visons sur les îlots à partir des années 1990 s'était faite de manière empirique. D'autre part, les îles et îlots concernés sont situés sur l'estran continental (archipel des Hébihens, îlots au large de Saint-Pabu et de l'Aber Benoît, îlots de l'estran est de l'île de Batz et îlots de la ria d'Étel) ou en pleine mer mais accessibles à la nage depuis le continent par sauts de puce (îlots de la baie de Morlaix). Dans ces groupes d'îles ou d'îlots, des recolonisations pérennes (si extirpation réussie) ou des reconstitutions de populations ont pu avoir lieu, sans que l'on sache généralement lequel de ces deux phénomènes est intervenu. Si les opérations ont normalement été suffisamment efficaces sur la durée d'une saison de reproduction des sternes, elles ont généralement dû être reproduites d'année en année, lorsque la logistique le permettait, faute de dispositif de biosécurité suffisant. Quoi qu'il en soit, elles ont été utiles pour la conservation de différentes espèces de sternes et d'autres oiseaux marins et côtiers nicheurs et, à ce titre, mériteraient d'être publiées de façon détaillée. Pour ce faire, un important travail de compilation des informations dispersées dans les rapports d'activités annuels du réseau des réserves associatives depuis plus de 40 ans reste à mener. À ce jour, seules les opérations concernant les visons sur les îlots de la baie de Morlaix ont été publiées (Jacob & Capoulade 2010 ; voir aussi Cadiou 2010). Notons que pour tous les sites évoqués ci-dessus, hormis les îlots en ria d'Étel, les actions ont entre autres bénéficié des fonds du LIFE « Conservation de la Sterne de Dougall en Bretagne » (2005-2010).

Il convient d'ajouter que Bretagne Vivante – SEPNB a également procédé à une opération qualifiée d'éradication à l'époque, qui a concerné le Petit Veizit, un îlot situé dans le golfe du Morbihan. Il s'agissait, là encore, d'une action en faveur des sternes. La mise en place du Protocole INRA, avec piégeage et appâtage, avait permis d'y éliminer les rats en 2007 et ceux-ci n'étaient pas

revenus en 2010. Nous n'avons pas d'information plus récente. Toutefois, nous estimons que cette opération doit être qualifiée d'extirpation, plutôt que d'éradication, dans la mesure où le Petit Vézit se trouve sur l'estran du Grand Vézit (2,8 ha) et que les rats de ce dernier n'ont pas été éliminés en 2007. Dans la mesure où, par ailleurs, le dispositif de biosécurité n'a pas été maintenu, une population de rats peut théoriquement s'être reconstituée sur le Petit Vézit.

À l'aune de ces constats, Bretagne Vivante – SEPNE met actuellement en place sur des îles et îlots, avec de nouveaux financements, d'autres opérations avec de véritables projets d'éradication à l'encontre du Rat surmulot. Ces opérations sont fondées sur le Protocole HS. Elles font appel à des mesures de biosécurité importantes et plus rigoureuses que jusqu'à présent. De plus, elles s'inscrivent dans une approche plus large de restauration de la fonctionnalité écologique des milieux insulaires pour l'accueil des oiseaux marins et côtiers nicheurs. Elles correspondent à une partie des opérations d'éradication qui sont en cours en Bretagne, utilisant le Protocole HS (voir la partie « Bilan : taux de réussite ») : Iniz-er-Mour et Logoden (ria d'Étel) dans le Morbihan, 2024 ; île Méaban (baie de Quiberon) dans le Morbihan, 2024 ; Iniz en Toull Bihan et Iniz en Toull Bras (pointe du Conguel) dans le Morbihan, 2024.

CONCLUSIONS

COMPARAISON DES POSSIBILITÉS OFFERTES PAR LES DEUX PROTOCOLES

Quatre avantages du Protocole INRA méritent d'être soulignés :

- il s'agit d'une lutte dite intégrée (lutte mécanique puis lutte chimique réduite) qui permet de satisfaire à deux exigences écologiques : (i) le piégeage est rendu sélectif par le fait qu'il est non vulnérant, évitant ainsi d'affecter des animaux non ciblés, et (ii) son utilisation intensive en première partie d'opération permet d'éliminer une grande partie de la population de rats (tous les individus capturables) avant de recourir à la lutte chimique, limitant de ce fait l'utilisation de produits rodenticides dans les milieux naturels et les risques pour des taxons non ciblés par l'opération d'éradication ;

- il s'agit de « recherche-action » (ou « recherche-intervention », ou encore « recherche-expérimentation »), c'est-à-dire d'une démarche qui vise à mener en parallèle, et de manière intriquée, l'acquisition de connaissances scientifiques et une action de conservation de la nature. Grâce au piégeage intensif, l'échantillonnage de rats correspond à une fraction très importante de la population et permet, par le biais des nécropsies, d'éventuelles recherches approfondies en biologie des populations (génétique, parasitologie, épidémiologie, régime alimentaire, morphométrie, etc.) ;

- ce protocole est adaptable à d'autres taxons que le Rat surmulot ou le Rat noir. C'est ainsi que sur l'île à Fajou, en Guadeloupe, une population insulaire de la Petite Mangouste indienne a été éradiquée uniquement par le piégeage (Lorgelec *et al.* 2004) ;

- le piégeage avec des pièges non vulnérants est considéré comme plus éthique que la lutte chimique, du point de vue de

la souffrance animale (Baker *et al.* 2022). En effet, contrairement à la mort provoquée par l'ingestion d'un anticoagulant, qui ne se produit qu'après deux ou trois jours, la mise à mort d'un rat à la sortie d'un piège est très rapide (voir la partie « Nécropsies et prélèvements »), intervenant en moins d'une minute si elle est pratiquée par une personne formée à cela (e.g., Proulx *et al.* 2020 ; Proulx 2022).

Quatre avantages du Protocole HS méritent également d'être soulignés :

- les postes d'appâtage ont moins de risques d'être inefficaces, entre deux relevés et hors malveillance, que les postes de piégeage. Bien posés et éventuellement calés, les coffres sont normalement opérationnels en permanence. En revanche, après avoir été posés, tendus et éventuellement calés, les pièges peuvent devenir non opérationnels (fermés ou renversés) pour diverses raisons (piège mal tendu au départ, action du vent ou d'un animal, voire d'un humain mal intentionné). Malgré l'expérience du piègeur, il est rare d'atteindre un taux d'opérationnalité de 100 % des pièges sur toute la durée d'une opération d'éradication ;

- l'absence de lutte mécanique réduit la charge de travail liée à l'opération. La mise en place des postes de piégeage ainsi que certains aspects techniques, tels l'armement et la vérification journalière des pièges, ou l'extraction des rats hors des pièges et leur mise à mort, ne sont plus d'actualité. La logistique et le coût accompagnant le projet d'éradication sont donc allégés, rendant plus facile l'acquisition des moyens humains et financiers nécessaires (Courchamp *et al.* 2003 ; Duron *et al.* 2017 ; O'Malley *et al.* 2022). L'absence de lutte mécanique réduit également le dérangement des espèces sensibles et le piétinement des milieux naturels, puisque seule la lutte chimique est menée. De plus, le fait que les relevés de l'ensemble des postes d'appâtage aient lieu tous les deux jours puis tous les deux à trois jours, et non quotidiennement comme dans le cas des postes de piégeage, permet de réduire la quantité de travail dans les milieux difficiles (falaises, chaos rocheux, landes, etc.). Notons ici que l'emploi de pièges mécaniques létaux automatisés, qui théoriquement permettraient eux aussi de réduire la quantité de travail à réaliser, reste sujet à amélioration au regard de l'efficacité et de la sélectivité de ces pièges (Shiels *et al.* 2022a, b ; Gronwald & Russell 2022). Cette plus grande facilité logistique a permis la mise en œuvre avec succès du Protocole HS sur des îles plus grandes que celles éradiquées avec le Protocole INRA (maximum pour la Bretagne, 216,5 ha pour l'île d'Hoëdic avec le Protocole HS vs 24,6 ha pour l'île Tomé avec le Protocole INRA ; Tableaux 5, 6) ;

- la non-utilisation de pièges et l'utilisation de postes d'appâtage sécurisés et fermés à clef permettent de limiter au maximum les problèmes de sécurité sanitaire relatifs aux animaux domestiques, aux espèces non ciblées et aussi aux humains (enfants en particulier). Le protocole peut être utilisé dans des îles habitées où la mise en place d'un dispositif sans pièges et sécurisé est généralement acceptée par la population (île d'Hoëdic, île Molène, île de Sein, Grande Île des îles Chausey). Elle a ainsi permis d'agir sur des îles habitées de façon permanente par une population humaine variant entre 150 habitants l'hiver et 2000 l'été, ce qui n'avait pas été expérimenté avec le Protocole INRA ;

– le dispositif de biosécurité mis en place dans le cadre du Protocole HS, pour le contrôle continu la première année puis pour la surveillance les années suivantes, est plus efficient que ne l'était celui mis en place avec le Protocole INRA. Cette caractéristique permet de travailler sur des îles où le risque de recolonisation est élevé (îles habitées, îles d'estran et îles séparées du continent par un étroit bras de mer).

Il est possible de résumer ces différents points en disant que l'intérêt du Protocole INRA était, entre 1994 et 2010, de recueillir beaucoup de matériel biologique pour les programmes de recherche-action. Il a permis de procéder à des éradications sur des îles de relativement petite taille et non habitées. Par la suite, les besoins en matériel biologique se sont avérés moins importants et les demandes d'éradications ont augmenté. Dans ce nouveau contexte, le Protocole HS est utilisé depuis 2016. De par ses caractéristiques, le nouveau protocole, tout aussi efficace que l'ancien, présente l'avantage de réduire les contraintes logistiques et offre la possibilité d'agir sur des îles plus grandes ainsi que sur des îles où le risque de recolonisation est fort. Ces avantages réunis ont permis de réaliser des éradications sur une plus large gamme d'îles qu'avec le protocole précédent. De plus, ce protocole répond mieux aux demandes pour réaliser des éradications sur des îles habitées, avec des objectifs économiques et sanitaires, qui sont venues s'ajouter aux demandes classiques de conservation des milieux naturels pour des îles non ou peu anthropisées.

Notons que c'est l'amélioration du dispositif d'appâtage dans le Protocole HS par rapport au Protocole INRA qui, malgré l'absence de piégeage, en a fait un protocole efficace pour mener à bien une éradication. Il est toutefois évident que l'amélioration de l'appâtage (et éventuellement aussi du piégeage avec plusieurs relevés nycthéméraux) aurait pu intervenir également avec le Protocole INRA si celui-ci avait été conservé en premier choix malgré les difficultés logistiques qu'il induit. Cette remarque indique que les deux protocoles n'ont pas vocation à être hiérarchisés relativement à leur efficacité respective. Ils ont simplement été utilisés à des époques et avec des moyens techniques et technologiques différents.

À l'issue de cette synthèse, nous recommandons, pour les îles de la façade atlantique, mais aussi pour des îles d'autres régions biogéographiques, et pour le Rat noir comme pour le Rat surmulot, l'utilisation du Protocole HS du fait de ses avantages. Nous en profitons pour préconiser d'adjoindre aux mises en place futures de ce protocole, comme de tout autre protocole visant les mêmes objectifs, des études réalistes destinées à mieux connaître et gérer les populations insulaires de rats (Annexe 6).

RECOMMANDATIONS MÉTHODOLOGIQUES

La méthode exposée ici est complexe à mettre en place. Dans les faits, il est difficile de l'appliquer dans son intégralité. Certains points sont souvent écartés par le gestionnaire pour des raisons logistiques ou financières (c'est le cas, notamment, des aspects génétiques), ou plus simplement par méconnaissance des tenants et aboutissants de ces opérations en termes de valorisation scientifique et technique. Quoi qu'il en soit, nous recommandons l'application d'un maximum de points du Tableau 4.

En guise de conclusion, quatre réflexions méthodologiques méritent d'être proposées :

– des critères de décision pertinents pour passer d'une étape à l'autre doivent être correctement définis à l'avance par les acteurs des opérations ;

– il convient de souligner l'importance du volet relatif aux espèces menacées, souvent négligé. Comme nous l'avons signalé auparavant, ce sont en effet les résultats des suivis écologiques de ce volet qui justifient, *a posteriori*, les efforts importants, y compris financiers, consentis pour éradiquer les populations de prédateurs mammaliens introduits et qui peuvent permettre de justifier des actions futures. Les résultats des suivis écologiques de ce volet permettent également d'améliorer les connaissances scientifiques en écologie des invasions biologiques en particulier, et en écologie insulaire de manière plus générale ;

– l'application de la méthode que nous préconisons demande des compétences théoriques et techniques, de l'expérience et beaucoup de rigueur pour éviter un échec de l'opération d'éradication. Si le gestionnaire ne possède pas lui-même préalablement toutes les compétences dans le domaine des éradications, il doit s'entourer de spécialistes extérieurs reconnus et compétents afin de minimiser le risque d'échec. Un pôle d'experts (pouvant regrouper des scientifiques universitaires ou travaillant dans des organismes de recherche, notamment l'INRAE, l'OFB ou le Muséum national d'Histoire naturelle [MNHN]), ayant les compétences nécessaires relatives aux prédateurs mammaliens introduits dans les îles pour assister les maîtres d'ouvrage et/ou les gestionnaires en amont de la décision d'éradiquer, serait un plus. Ce pôle d'experts serait dissocié des maîtres d'œuvre, ces derniers, en tant que spécialistes des éradications, assurant la mise en œuvre des opérations, en association avec les maîtres d'ouvrage et/ou les gestionnaires. Un tel dispositif, en distinguant les étapes et les acteurs, faciliterait également le fait de rester en phase avec le Code des Marchés publics ;

– le gestionnaire seul (ou l'acteur qui le représentant sur le terrain) aura ensuite la responsabilité, sur le long terme, de la biosécurité, de la veille écologique et des suivis écologiques. Si un risque de recolonisation existe, nous recommandons qu'il maintienne le dispositif de biosécurité fonctionnel d'année en année, avec des relevés réguliers (voir la partie « Importance de la biosécurité pour contrer la recolonisation »).

Pour finir, soulignons qu'il serait souhaitable qu'après chaque éradication, et avec l'accord du maître d'ouvrage, les rapports produits par la structure qui mène l'opération soient systématiquement mis en ligne sur un site internet, si possible national, dédié à ces aspects et accessible à tous les acteurs impliqués dans des actions de ce type. Signalons, par exemple, le site du Centre de Ressources sur les Espèces exotiques envahissantes (coordonné et animé par le Comité français de l'Union internationale pour la Conservation de la Nature [UICN] et par l'OFB), qui recense nombre de retours d'expériences de gestion. De plus, il serait souhaitable que les conséquences écologiques d'une éradication donnée, en termes de conservation ou de restauration, soient publiées avec l'aide des scientifiques souvent associés aux opérations, sous la forme d'une note ou d'un article dans une revue scientifique.

Remerciements

Entre 1994 et 2022, la conduite scientifique et technique des opérations d'éradication de prédateurs mammaliens introduits dans les îles de la façade atlantique a été réalisée par Michel Pascal (INRA) puis par Louis Dutouquet (CdLB, puis bureau d'étude Litto, puis entreprise de travaux en milieu insulaire HELP SARL).

Ces opérations de terrain ont été permises financièrement grâce à des budgets alloués par les gestionnaires, les maîtres d'ouvrage, d'autres financeurs ou les propriétaires des îles concernées. Nous remercions toutes les personnes et entités ayant mobilisé ces financements.

Diverses autorisations ont été acquises pour permettre les opérations de terrain. Nous remercions ici toutes les personnes et structures qui les ont délivrées, en particulier mairies, préfecture, Directions départementales des Territoires et de la Mer (DDTM), gestionnaires des Réserves naturelles nationales (RNN), gestionnaires des sites Natura 2000 et propriétaires des îles.

Nous remercions également les maîtres d'ouvrage des différentes opérations de nous avoir autorisé à analyser et diffuser les résultats obtenus au cours de ces opérations lorsqu'ils en étaient propriétaires.

Sur le terrain, la lutte mécanique et la lutte chimique ont pu être réalisées grâce à la collaboration des organismes et structures impliqués dans la gestion conservatoire des territoires et des populations insulaires. Dans certains cas, les gestionnaires ont été à l'initiative de cette collaboration, en ouvrant leurs espaces protégés à des partenaires qui en étaient jusque-là exclus, permettant ainsi, pour le futur, des perspectives nouvelles d'actions sur le terrain à l'échelle de la Bretagne et ailleurs. Nous remercions tous ces acteurs (gestionnaires, maître d'œuvres, autres acteurs de terrain principaux, spécialistes et scientifiques divers, maîtres d'ouvrage, financeurs et propriétaires) qui ont fonctionné en réseau pour la réalisation des 22 opérations analysées dans la présente synthèse (voir les implications précises dans le Tableau 2), ainsi que pour la réalisation des suivis relatifs aux dispositifs de biosécurité et des suivis écologiques. Ce sont notamment (cette liste n'a pas la prétention d'être exhaustive) les organismes et structures suivants (ordre alphabétique) : AIP, bureau d'études Biotope, BMI dans l'ex-ONC (puis dans l'ex-ONCFS, puis dans l'OFB), Bretagne Vivante – SEPNB (gestionnaire de la RNN de Saint-Nicolas des Glénan et ancien gestionnaire de la RNN d'Iroise), Communauté de Communes du Pays des Abers (CCPA), CdLB, Conservatoire du Littoral – Délégation de Rivages Normandie (CdLN), Conseil général d'Ille-et-Vilaine – Service Espaces naturels sensibles (CG35), Fédération départementale des Chasseurs du Finistère (Fédé29), Groupe ornithologique normand (GONm), Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO) (gestionnaire de la RNN des Sept Îles), LPO44, ex-ONC (devenu l'ex-ONCFS), ex-ONCFS (intégré dans l'OFB), Parc naturel marin d'Iroise (PNMI) (actuel gestionnaire de la RNN d'Iroise, géré par l'ex-Agence française pour la Biodiversité [AFB] puis par l'OFB), Parc naturel régional d'Armorique (PNRA), Syndicat mixte Espaces littoraux de la

Manche (SyMEL), Programme d'Actions Trégor – Gestion – Vison (TGV), animé par Stéphane Riallin (CdLB). Nous n'oublions pas de remercier également les agents de l'ex-INRA (devenu INRAE) et les salariés de Litto et d'HELP SARL, les communes dont dépendent les îles, y compris les agents de services techniques communaux qui ont fourni une aide logistique pour le déploiement du dispositif, ainsi que les propriétaires privés de ces îles. Merci également aux habitants des îles, qui se sont révélés être de précieux informateurs pendant et après les opérations d'éradication. La logistique maritime a été prise en charge par divers gestionnaires, ainsi que par l'ex-ONCFS et HELP SARL. Quant aux spécialistes qui ont animé les opérations d'éradication, ils font partie des auteurs de la présente étude.

Sauf en prenant le risque d'oublier beaucoup de monde, il n'est malheureusement pas possible de citer ici nommément toutes les personnes ayant participé aux opérations sur le terrain. Ces personnes travaillaient notamment, mais pas uniquement, dans les organismes et structures impliqués, ainsi qu'à Litto, à HELP SARL ou à l'INRA (aujourd'hui l'INRAE). Certains étaient des chercheurs invités. Le fait qu'un binôme puisse gérer une centaine de postes de piégeage ou d'appâtage, ou un peu plus, donne une idée du nombre de personnes sur le terrain chaque jour pour les opérations nécessitant plusieurs centaines de postes. Nous remercions vivement toutes ces personnes sans oublier les bénévoles qui se sont joints à nous.

Nous remercions chaleureusement notre collègue néo-zélandais James Charles Russell (Université d'Auckland) pour nous avoir procuré les publications de P. J. Moors qui nous manquaient, Gwendal Jaffry (rédacteur en chef de la revue *Le Chasse-Marée*) qui nous a procuré le numéro de cette revue qui nous manquait, Cécile Castagnera (société Zapi Spa) qui nous a fourni des informations utiles relatives à la date limite d'utilisation des appâts et à la demi-vie du brodifacoum, ainsi que Virginie Lattard (Directrice de l'Unité mixte de Recherche Rongeurs sauvages, Risques sanitaires et Gestion des Populations [UMR RS2GP] à l'Institut national d'Enseignement supérieur et de Recherche en Alimentation, Santé animale, Sciences agronomiques et de l'Environnement [VetAgro Sup]) et Sylvie Petit (docteur vétérinaire à la Ville de Paris, Direction des Espaces verts et de l'Environnement, Agence d'Écologie urbaine) pour leurs avis éclairés sur les conditions d'emplois des rodenticides.

Nous remercions Armel Deniau (LPO, RNN des Sept Îles) qui nous a procuré la photo de couverture de notre article.

Nous remercions les relecteurs, Adrien Berquer et Patrick Haffner, pour leur examen précis, approfondi et méthodique du manuscrit, et pour les corrections utiles qu'ils ont préconisées. Enfin, nous remercions un membre du comité de lecture pour son appréciation critique et positive sur l'ensemble du manuscrit.

Nous avons une pensée toute particulière pour notre collègue et ami Michel Pascal (1947-2013), qui a initié et développé les études sur les mammifères insulaires dans les îles de la façade atlantique, aussi bien inventaires et suivis de micro-mammifères, qu'éradications de rongeurs et de carnivores, et qui nous a quitté trop tôt.

RÉFÉRENCES

- ABEYSINGHE N., GUERRERO A. M., RHODES J. R., McDONALD-MADDEN E. & O'BRYAN C. J. 2023. — How success is evaluated in collaborative invasive species management: systematic review. *Journal of Environmental Management* 348 (119272): 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119272>
- ALLSOP S. E., DUNDAS S. J., ADAMS P. J., KREPLINS T. L., BATEMAN P. W. & FLEMING P. A. 2017. — Reduced efficacy of baiting programs for invasive species: some mechanisms and management implications. *Pacific Conservation Biology* 23 (3): 240-257. <https://doi.org/10.1071/PC17006>
- ANDERSON D. P., ROUCO C., LATHAM M. C. & WARBURTON B. 2022. — Understanding spatially explicit capture-recapture parameters for informing invasive animal management. *Ecosphere* 13 (11): e4269. <https://doi.org/10.1002/ecs2.4269>
- ANONYMOUS 2007. — *The Times Comprehensive Atlas of the World. Twelfth Edition*. Times Books, London, 68 p., 125 planches.
- ANONYMOUS 2016. — *Regulation (EU) No 528/2012 concerning the making available on the market and use of biocidal products. Evaluation of active substances renewal of approval. Assessment report. Brodifacoum. Product-type 14 (rodenticide)*. European Chemical Agency (ECHA), Helsinki, 37 p.
- AUBRY J. 1950. — Deux pièges pour la capture de petits rongeurs vivants. *Mammalia* 14 (3): 174-177. <https://doi.org/10.1515/mamm.1950.14.3.174>
- AULAGNIER S. 2019. — Quel(s) nom(s) scientifique(s) pour les Crocidures des jardins de France ? *Arvicola* 21: 17-18.
- BAKER S. E., AYERS M., BEAUSOLEIL N. J., BELMAIN S. R., BERDOY M., BUCKLE A. P., CAGIENARD C., COWAN D., FEARNDAGLISH J., GODDARD P., GOLLEDGE H. D. R., MULLINEAUX E., SHARP T., SIMMONS A. & SCHMOLZ E. 2022. — An assessment of animal welfare impacts in wild Norway rat (*Rattus norvegicus*) management. *Animal Welfare* 31 (1): 51-68. <https://doi.org/10.7120/09627286.31.1.005>
- BASUYAUX O., BÈGUE M., LEFEBVRE V., GUICHARD G. & BOUCHART V. 2021. — *Suivi environnemental du programme d'élimination du rat de l'archipel de Chausey (programme ERATUS) – Résultat de la phase 1*. Rapport, Labéo, SMEL, Conservatoire du Littoral, Agence de l'Eau Seine – Normandie, Saint-Contest (Calvados), 43 p.
- BEATHAM S. E., STEPHENS P. A., COATS J., PHILLIPS J. & MASSEI G. 2023. — A camera trap method for estimating target densities of grey squirrels to inform wildlife management applications. *Frontiers in Ecology and Evolution* 11 (1096321): 1-10. <https://doi.org/10.3389/fevo.2023.1096321>
- BEAUVAIS G. P. & BUSKIRK S. W. 1999. — Modifying estimates of sampling effort to account for sprung traps. *Wildlife Society Bulletin* 27 (1): 39-43.
- BÈGUE M., BASUYAUX O., LEVÊQUE M., RENQUET P. & BOUCHART V. 2023. — *ERATUS – Suivi environnemental dans le cadre du programme d'élimination du rat de l'archipel de Chausey, 15^e Congrès de l'Association francophone sur les Sciences séparatives et les Couplages*. Affiche, Association francophone des Sciences séparatives (AFSEP), 28-30 mars 2023, Paris.
- BONNAUD E. & COURCHAMP F. 2011. — Commentary. Deciphering complex relationships between apparently unrelated species. *Animal Conservation* 14 (5): 468-470. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2011.00496.x>
- BOUCHART V., LEFEBVRE V., BÈGUE M., RENQUET P., GUICHARD G. & BASUYAUX O. 2023. — *Suivi environnemental du programme d'élimination du rat de l'archipel de Chausey (ERATUS) – Résultats de la phase 2*. Rapport, Labéo, SMEL, Conservatoire du Littoral, Agence de l'Eau Seine – Normandie, Saint-Contest (Calvados), 41 p.
- BRAMLEY G. N. 2014. — Home ranges and interactions of kiore (*Rattus exulans*) and Norway rats (*R. norvegicus*) on Kapiti Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 38 (2): 328-334.
- BRASCHI J., PONEL P., KREBS É., JOURDAN H., PASSETTI A., BARCELO A., BERVILLE L., LE QUILLIEC P., LORVELEC O., MATOCQ A., MEUNIER J.-Y., OGER P., SÉCHET É. & VIDAL É. 2015. — Éradications simultanées du rat noir (*Rattus rattus*) et des griffes de sorcière (*Carpobrotus* spp.) sur l'île de Bagaud (parc national de Port-Cros, Provence, France) : résultats préliminaires des conséquences sur les communautés d'arthropodes. *Revue d'Écologie (La Terre et la Vie)* 70 (Suppl. 12 Espèces invasives): 91-98. <https://doi.org/10.3406/rev.2015.1817>
- BREDIN D. & DUTOUQUET L. 2004. — Protocole d'éradication du rat surmulot sur l'île de Tomé (Bretagne). *Espaces naturels* 8: 28-30.
- BRIGAND L. & BIORET F. 2002. — Îles et îlots marins : intérêts patrimoniaux et enjeux conservatoires. *Penn ar Bed* 184-185: 2-7.
- BRODIER S., PISANU B., VILLERS A., PETTEX E., LIORET M., CHAPUIS J.-L. & BRETAGNOLLE V. 2011. — Responses of seabirds to the rabbit eradication on Ile Verte, sub-Antarctic Kerguelen Archipelago. *Animal Conservation* 14 (5): 459-465. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2011.00455.x>
- BROOKE M. DE L., BONNAUD E., DILLEY B. J., FLINT E. N., HOLMES N. D., JONES H. P., PROVOST P., ROCAMORA G., RYAN P. G., SURMAN C. & BUXTON R. T. 2018. — Seabird population changes following mammal eradications on islands. *Animal Conservation* 21 (1): 3-12. <https://doi.org/10.1111/acv.12344>
- BURGESS B. T., IRVINE R. L., HOWARD G. R. & RUSSELLO M. A. 2021. — The promise of genetics and genomics for improving invasive mammal management on islands. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9 (704809): 1-14. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.704809>
- BURGIN C. J. 2017a. — 659. Brown Rat *Rattus norvegicus*, in WILSON D. E., LACHER JR T. E. & MITTERMEIER R. A. (éds), *Handbook of the Mammals of the World. Vol. 7: Rodent II*. Lynx Edicions, Barcelona: 829-830.
- BURGIN C. J. 2017b. — 660. Roof Rat *Rattus rattus*, in WILSON D. E., LACHER JR T. E. & MITTERMEIER R. A. (éds), *Handbook of the Mammals of the World. Vol. 7: Rodent II*. Lynx Edicions, Barcelona: 830.
- BURGIN C. J., HE K., HAUSLAUER R., SHEFTAL B. I., JENKINS P. D., RUEDI M., HINTSCHE S., MOTOKAWA M., HINCKLEY A. & HUTTERER R. 2020. — Family Soricidae (Shrews), in BURGIN C. J., WILSON D. E., MITTERMEIER R. A., RYLANDS A. B., LACHER T. E. & SECHREST W. (éds), *Illustrated Checklist of the Mammals of the World. Vo. 2: Eulipotyphla to Carnivora*. Lynx Edicions, Barcelona: 22-79.
- BURGIN C. J., HE K., HAUSLAUER R., SHEFTAL B. I., JENKINS P. D., RUEDI M., HINTSCHE S., MOTOKAWA M., HINCKLEY A. & HUTTERER R. 2023. — Family Soricidae (Shrews), in ANONYMOUS (éds), *All the Mammals of the World*. Lynx Nature Books, Barcelona: 406-441.
- BYTHEWAY J. P., JOHNSTONE K. C., PRICE C. J. & BANKS P. B. 2021. — A mechanistic understanding of prebaiting to improve interaction with wildlife management devices. *Pest Management Science* 77 (7): 3107-3115. <https://doi.org/10.1002/ps.6343>
- CADIOU B. 2010. — État des lieux des populations de sterne de Dougall en Europe, in CAPOULADE M., QUEMMERAIAS-AMICE G. & CADIOU B. (éds), *La Conservation de la Sterne de Dougall*. Actes du Séminaire du LIFE Conservation de la Sterne de Dougall en Bretagne. *Penn ar Bed* 208: 7-11.
- CALMET C. E., LAMBOURDIÈRE J., ABDELKRIM J., PASCAL M. & SAMADI S. 2004. — Characterization of eight polymorphic microsatellites in the shrew *Crocidura suaveolens* and its application to the study of insular populations of the French Atlantic coast. *Molecular Ecology Notes* 4 (3): 426-428. <https://doi.org/10.1111/j.1471-8286.2004.00672.x>
- CARPENTER J. K., MONKS A., INNES J. & GRIFFITHS J. 2023. — Radio collaring reveals long-distance movements of reinvading ship rats following landscape-scale control. *New Zealand Journal of Ecology* 47 (1): 3522. <https://doi.org/10.20417/nzjcol.47.3522>
- CHAPUIS J.-L., BARNAUD G., BIORET 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 et Sociétés* 3 (Hors Série): 51-65. <https://doi.org/10.1051/nss/199503s051>
- CHAPUIS J.-L., PISANU B., BRODIER S., VILLERS A., PETTEX E., LIORÉ M. & BRETAGNOLLE V. 2011. — Response. Eradication of invasive herbivores: usefulness and limits for biological conservation in a changing world. *Animal Conservation* 14 (5): 471-473. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2011.00499.x>
- CLOUT M. N. & RUSSELL J. C. 2006. — The eradication of mammals from New Zealand islands, in KOIKE F., CLOUT M. N., KAWAMICHI M., POORTER M. DE & IWATSUKI K. (éds), *Assessment and Control of Biological Invasion Risks*. Shoukadoh Book Sellers, Kyoto, the World Conservation Union (IUCN), Gland: 127-141.
- COSSON J.-F., PASCAL M. & BIRET F. 1996. — Origine et répartition des musaraignes du genre *Crocidura* dans les îles bretonnes. Origin and distribution of shrews, genus *Crocidura*, in Breton islands. *Vie et Milieu* 46 (3-4): 233-244.
- COURCHAMP F., CHAPUIS J.-L. & PASCAL M. 2003. — Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews* 78: 347-383. <https://doi.org/10.1017/S1464793102006061>
- DAVID P., THÉBAULT E., ANNEVILLE O., DUYCK P.-F., CHAPUIS E. & LOEUILLE N. 2017. — Impacts of invasive species on food webs: a review of empirical data, in BOHAN D. A., DUMBREL A. J. & MASSOL F. (éds), *Networks of invasion: a synthesis of concepts – Chapter One. Advances in Ecological Research* 56: 1-60. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-407100-1.0001>
- DEDON M. & BARRETT R. H. 1982. — An inventory system for assessing wildlife habitat relationships in forests. *Transactions of the Western Section of the Wildlife Society (California-Nevada Wildlife Transactions)* 18: 55-60.
- DHEILLY L. 1995. — L'amour fou. *Le Chasse-Marée* 86: 66.
- DICE L. R. 1931. — Methods of indicating the abundance of mammals. *Journal of Mammalogy* 12 (4): 376-381.
- DIISE 2018. — *The Database of Island Invasive Species Eradications (DIISE)*. Island Conservation, Coastal Conservation Action Laboratory UCSC, IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, University of Auckland & Landcare Research New Zealand. <http://diise.islandconservation.org>, dernière consultation le 27 octobre 2023.
- DUPUY H., RUYS T., DARINOT F. & LEBOULENGER F. (coords) 2023. — *Guide pratique pour l'étude des petits mammifères terrestres*. Société française pour l'Étude et la Protection des Mammifères (SFEPM), Bourges, 1-142.
- DURON Q., SHIELS A. B. & VIDAL É. 2017. — Control of invasive rats on islands and priorities for future action. *Conservation Biology* 31 (4): 761-771. <https://doi.org/10.1111/cobi.12885>
- DURON Q., CORNUIER T., VIDAL É., BOURGUET É. & RUFFINO L. 2020. — Combining live and lethal trapping to inform the management of alien invasive rodent populations in a tropical montane forest. *NeoBiota* 63: 101-125. <https://doi.org/10.3897/neobiota.63.53811>
- DUTOUQUET L. 2008. — *Restauration écologique d'îlots bretons 2001-2007*. Conservatoire du Littoral, Édition Doublevêbé récup, Vals-Le-Chastel (Haute-Loire) 56 p. (Les Carnet de Mission).
- DUTOUQUET L. 2018. — Dératisation géante sur l'île de Sein. *Nuisible et Parasites Information (N & Pi)* 107: 18-20.
- DUTOUQUET L. 2019. — Des îles exemptes de rats. *Nuisible et Parasites Information (N & Pi)* 110: 22-23.
- DUTOUQUET L. 2021. — Dératisation pilote sur l'île d'Hoedic. *Melvan, la Revue des deux îles* 18: 202-203.
- DUTOUQUET L. & FORTIN M. 2005. — Dératisation de l'île aux Chevaux. *Melvan, la revue des deux îles* 2: 95-101.
- DUTOUQUET L. & FRONTIER H. 2023. — *Éradication du rat noir sur l'Îlet Chancel: conservation de la biodiversité*. <https://www.ensystex-solution-pro.com/blog/>, dernière consultation le 10 octobre 2024.
- DUTOUQUET L., HAMON P., TRIPETTE L. & MOTHAY N. (coords) 2012. — *Atlas du patrimoine micro-insulaire breton*. Conservatoire du Littoral, Rochefort, 912 p.
- DUTOUQUET L., LORVELEC O. & FRONTIER H. 2023. — *Dératisation insulaire avec le protocole HELP Sarl: protéger les écosystèmes fragiles contre les rats*. <https://www.hamelin.info/actus/deratisation/>, dernière consultation le 10 octobre 2024.
- EASON C. 2002. — Sodium monofluoroacetate (1080) risk assessment and risk communication. *Toxicology* 181-182: 523-530. [https://doi.org/10.1016/s0300-483x\(02\)00474-2](https://doi.org/10.1016/s0300-483x(02)00474-2)
- EASON C. T., GOONERATNE R., FITZGERALD H., WRIGHT G. & FRAMP-TON C. 1994. — Persistence of sodium monofluoroacetate in live-stock animals and risk to humans. *Human & Experimental Toxicology* 13 (2): 119-122. <https://doi.org/10.1177/096032719401300210>
- EASON C., MILLER A., OGILVIE S. & FAIRWEATHER A. 2011. — An updated review of the toxicology and ecotoxicology of sodium fluoroacetate (1080) in relation to its use as a pest control tool in New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 35 (1): 1-20.
- EFFORD M. 2004. — Density estimation in live-trapping studies. *Oikos* 106 (3): 598-610. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.13043.x>
- EFFORD M. G. & FEWSTER R. M. 2013. — Estimating population size by spatially explicit capture-recapture. *Oikos* 122 (6): 918-928. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2012.20440.x>
- EFFORD M. G., DAWSON D. K., JHALA Y. V. & QURESHI Q. 2016. — Density-dependent home-range size revealed by spatially explicit capture-recapture. *Ecography* 39 (7): 676-688. <https://doi.org/10.1111/ecog.01511>
- ELLIOTT G. & KEMP J. 2016. — Large-scale pest control in New Zealand beech forests. *Ecological Management & Restoration* 17 (3): 200-209. <https://doi.org/10.1111/emr.12227>
- FRONTIER H. 2023. — *Dératisation: les îles du Ponant mandament Phoenix Effarouchement*. <https://www.ensystex-solution-pro.com/blog/>, dernière consultation le 10 octobre 2024.
- FUKAMI T., WARDLE D. A., BELLINGHAM P. J., MULDER C. P. H., TOWNS D. R., YEATES G. W., BONNER K. I., DURRETT M. S., GRANT-HOFFMAN M. N. & WILLIAMSON W. M. 2006. — Above- and below-ground impacts of introduced predators in seabird-dominated island ecosystems. *Ecology Letters* 9: 1299-1307. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00983.x>
- GALLIEN F. 2011. — Première nidification de la sterne de Dougall *Sterna dougalii* en Normandie, dans la réserve des îles Chausey (Manche). *Alauda* 79 (4): 265-268.
- GARGOMINY O., TERCERIE S., RÉGNIER C., DUPONT P., DASZKIEWICZ P., ANTONETTI P., LÉOTARD G., RAMAGE T., IDCZAK L., VANDEL E., PETITTEVILLE M., LEBLOND S., BOULLET V., DENYS G., MASSARY J. C. DE, DUSOULIER F., LÉVÊQUE A., JOURDAN H., TOUR-OUT J., ROME Q., LE DIVELEC R., SIMIAN G., SAVOURÉ-SOUBELET A., PAGE N., BARBUT J., CANARD A., HAFNER P., MEYER C., VAN ES J., PONCET R., DEMERGES D., MEHRAN B., HORELLOU A., AH-PENG C., BERNARD J. F., BOUNIAS-DELACOUR A., CAESAR M., COMOLET-TIRMAN J., COURTECUISSIE R., DELFOSSE E., DEWYNTER M., HUGONNOT V., LAVOCAT BERNARD E., LEBOUVIER M., LEBRETON E., MALÉCOT V., MOREAU P. A., MOULIN N., MULLER S., NOBLECOURT T., NOËL P., PELLES R., THOUVENOT L., TISON J. M., ROBERT GRADSTEIN S., RODRIGUES C., ROUHAN G. & VERON S. 2022. — *TAXREF v16.0, référentiel taxonomique pour la France*. Patri-Nat (OFB-CNRS-MNHN), Muséum national d'Histoire naturelle (MNHN), Paris. <https://inpn.mnhn.fr/telechargement/referentiel-Especes/taxref/16.0/menu>, dernière consultation le 12 juin 2023.
- GIRAUDOUX P. 2022. — La santé des écosystèmes: quelle définition? *Bulletin de l'Académie Vétérinaire de France* 175: 120-139. <https://doi.org/10.3406/bavf.2022.70980>
- GRACANIN A., MINCHINTON T. E. & MIKAC K. M. 2022. — Estimating the density of small mammals using the selfie trap is an effective camera trapping method. *Mammal Research* 67 (3): 467-482. <https://doi.org/10.1007/s13364-022-00643-5>
- GRINNELL J. 1914. — An account of the mammals and birds of the lower Colorado Valley with especial reference to the distributional problems presented. *University of California Publications in Zoology* 12 (4): 51-294, 11 planches.

- GRONWALD M. & RUSSELL J. C. 2022. — Behaviour of invasive ship rats, *Rattus rattus*, around Goodnature A24 self-resetting traps. *Management of Biological Invasions* 13 (3): 479-493. <https://doi.org/10.3391/mbi.2022.13.3.02>
- GUÉDON G., BÉLAIR M. & PASCAL M. 1990. — Comparaison de l'efficacité de cinq pièges non vulnérants à l'égard de la capture du campagnol provençal (*Pitymys duodecimcostatus* de Sélvs-Longchamps, 1839). *Mammalia* 54 (1): 137-145. <https://doi.org/10.1515/mamm.1990.54.1.137>
- HARPER G. A., VAN DINTHER M., RUSSELL J. C. & BUNBURY N. 2015. — The response of black rats (*Rattus rattus*) to evergreen and seasonally arid habitats: informing eradication planning on a tropical island. *Biological Conservation* 185: 66-74. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.11.044>
- HARRIS D. B., GREGORY S. D., BULL L. S. & COURCHAMP F. 2012. — Island prioritization for invasive rodent eradications with an emphasis on reinvasion risk. *Biological Invasions* 14: 1251-1263. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-0153-1>
- HEDGES S. B. & CONN C. E. 2012. — A new skink fauna from Caribbean islands (Squamata, Mabuyidae, Mabuyinae). *Zootaxa* 3288: 1-244. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3288.1.1>
- HODROGE A., LONGIN-SAUVAGEON C., FOUREL I., BENOIT E. & LATTARD V. 2011. — Biochemical characterization of spontaneous mutants of rat VKORC1 involved in the resistance to anti-vitamin K anticoagulants. *Archives of Biochemistry and Biophysics* 515 (1-2): 14-20. <https://doi.org/10.1016/j.abb.2011.08.010>
- HOLMES N. D., KEITT B. S., SPATZ D. R., WILL D. J., HEIN S., RUSSELL J. C., GENOVESI P., COWAN P. E. & TERSHY B. R. 2019a. — Tracking invasive species eradications on islands at a global scale, in VEITCH C. R., CLOUT M. N., GENOVESI P., MARTIN A., RUSSELL J. & WEST C. (éds), *Island Invasives: Scaling up to Meet the Challenge*. IUCN, Gland: 628-632. (Monographic Series; 62). <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2019.SSC-OP.62.en>
- HOLMES N. D., SPATZ D. R., OPPEL S., TERSHY B., CROLL D. A., KEITT B., GENOVESI P., BURFIELD I. J., WILL D. J., BOND A. L., WEGMANN A., AGUIRRE-MUÑOZ A., RAINE A. F., KNAPP C. R., HUNG C.-H., WINGATE D., HAGEN E., MÉNDEZ-SÁNCHEZ F., ROCAMORA G., YUAN H.-W., FRIC J., MILLETT J., RUSSELL J., LISKE-CLARK J., VIDAL É., JOURDAN H., CAMPBELL K., SPRINGER K., SWINNERTON K., GIBBONS-DECHERONG L., LANGRAND O., BROOKE M. DE L., MCINN M., BUNBURY N., OLIVEIRA N., SPO-SIMO P., GERALDES P., MCCLELLAND P., HODUM P., RYAN P. G., BORROTO-PÁEZ R., PIERCE R., GRIFFITHS R., FISHER R. N., WANLESS R., PASACHNIK S. A., CRANWELL S., MICOL T. & BUTCHART S. H. M. 2019b. — Globally important islands where eradicating invasive mammals will benefit highly threatened vertebrates. *PLoS One* 14 (3): e0212128. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0212128>
- HOUGHTON M., TERAUDS A., MERRITT D., DRIESSEN M. & SHAW J. 2019. — The impacts of non-native species on the invertebrates of Southern Ocean Islands. *Journal of Insect Conservation* 23 (3): 435-452. <https://doi.org/10.1007/s10841-019-00147-9>
- HOWALD G., DONLAN C. J., GALVÁN J. P., RUSSELL J. C., PARKES J., SAMANIEGO A., WANG Y., VEITCH D., GENOVESI P., PASCAL M., SAUNDERS A. & TERSHY B. 2007. — Invasive rodent eradication on islands. *Conservation Biology* 21 (5): 1258-1268. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00755.x>
- HOWELL J. A. & BIRET F. 1995. — Comparative ecosystem study between two coastal MAB biosphere reserves, France and United States. Biosphere reserve comparison, in LIN R. M. (éd.), *Sustainable Society and Protected Areas: Contributed papers of the 8th Conference on Research and Resource Management in Parks and on Public Lands, April 17-21, 1995, Portland (Oregon)*. The George Wright Society, Hancock (Michigan): 81-92.
- JACKSON M., HARTLEY S. & LINKLATER W. 2016. — Better food-based baits and lures for invasive rats *Rattus* spp. and the brushtail possum *Trichosurus vulpecula*: a bioassay on wild, free-ranging animals. *Journal of Pest Science* 89 (2): 479-488. <https://doi.org/10.1007/s10340-015-0693-8>
- JACOB Y. & CAPOULADE M. 2010. — Prédation, compétition spatiale et dérangement interspécifique en baie de Morlaix, in CAPOULADE M., QUEMMERAI-AMICE G. & CADIOU B. (éds), *La Conservation de la Sterne de Dougall, Actes du Séminaire du LIFE Conservation de la Sterne de Dougall en Bretagne. Penn ar Bed 2008*: 13-18.
- JACOB Y., DELMAIRE A. & ARNAU A. 2024. — *Schéma régional de conservation et de restauration des sites de nidification des sternes en Bretagne. Appel à initiative « biodiversité marine » 2020 de l'Agence de l'eau Loire – Bretagne*. Bretagne Vivante, Brest, 126 p.
- JACQUOT M. 2013. — *Usage des rodenticides anticoagulants et conséquences en termes d'exposition et d'impact pour les populations de renard roux*. Université de Franche-Comté, Besançon, 188 p.
- JONES H. P., TERSHY B. R., ZAVALETA E. S., CROLL D. A., KEITT B. S., FINKELSTEIN M. E. & HOWALD G. R. 2008. — Severity of the effects of invasive rats on seabirds: a global review. *Conservation Biology* 22 (1): 16-26. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00859.x>
- JONES H. P., HOLMES N. D., BUTCHART S. H. M., TERSHY B. R., KAPPE P. J., CORKERY I., AGUIRRE-MUÑOZ A., ARMSTRONG D. P., BONNAUD E., BURBIDGE A. A., CAMPBELL K., COURCHAMP F., COWAN P. E., CUTHBERT R. J., EBBERT S., GENOVESI P., HOWALD G. R., KEITT B. S., KRESS S. W., MISKELLY C. M., OPPEL S., PONCET S., RAUZON M. J., ROCAMORA G., RUSSELL J. C., SAMANIEGO-HERRERA A., SEDDON P. J., SPATZ D. R., TOWNS D. R. & CROLL D. A. 2016. — Invasive mammal eradication on islands results in substantial conservation gains. *Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)* 113 (15): 4033-4038. <https://doi.org/10.1073/pnas.1521179113>
- KAPPE P. J., BOND A. L., RUSSELL J. C. & WANLESS R. M. 2019. — Diagnosing and responding to causes of failure to eradicate invasive rodents. *Biological Invasions* 21 (7): 2247-2254. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-01976-0>
- KEITT B., CAMPBELL K., SAUNDERS A., CLOUT M., WANG Y., HEINZ R., NEWTON K. & TERSHY B. 2011. — The global islands invasive vertebrate eradication database: a tool to improve and facilitate restoration of island ecosystems, in Veitch C. R., Clout M. N. & Towns D. R. (éds), *Island Invasives: Eradication and Management*. IUCN, Gland: 74-77. (Monographic Series ; 42).
- KEITT B., GRIFFITHS R., BOUDJELAS S., BROOME K., CRANWELL S., MILLETT J., PITT W. & SAMANIEGO-HERRERA A. 2015. — Best practice guidelines for rat eradication on tropical islands. *Biological Conservation* 185: 17-26. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.10.014>
- KERBIRIOU C., PASCAL M., LE VIOL I. & GAROCHE J. 2004. — Conséquences sur l'avifaune terrestre de l'île de Trielen (réserve naturelle d'Iroise, Bretagne) de l'éradication du rat surmulot (*Rattus norvegicus*). *Revue d'Écologie (La Terre et La Vie)* 59 (1-2): 319-329. <https://doi.org/10.3406/rev.2004.6396>
- KREBS É., ABBA A., GILLET P., EUDELIN R., GAUTHIER J., LE QUILLIC P., LORVELEC O., MARTINERIE G., VIDAL É. & BUISSON É. 2015. — Réponses des populations de reptiles à l'éradication du rat noir (*Rattus rattus*) sur l'île de Bagaud (parc national de Port-Cros, Var, France). *Revue d'Écologie (La Terre et la Vie)* 70 (Suppl. 12): 99-109. <https://doi.org/10.3406/rev.2015.1818>
- KURLE C. M., ZILLIACUS K. M., SPARKS J., CURL J., BOCK M., BUCKELEW S., WILLIAMS J. C., WOLF C. A., HOLMES N. D., PLISSNER J., HOWALD G. R., TERSHY B. R. & CROLL D. A. 2021. — Indirect effects of invasive rat removal result in recovery of island rocky intertidal community structure. *Scientific Reports* 11 (5395): 1-10. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-84342-2>
- LARIVIÈRE S. & JENNINGS A. P. 2023. — Family Mustelidae – Weasels and relatives, in ANONYMOUS (éds), *All the Mammals of the World*. Lynx Nature Books, Barcelona: 683-691.
- LATTARD V. 2023. — La gestion des populations de rats et la résistance aux anticoagulants raticides. *Bulletin de l'Académie*

- vétérinaire de France 176 (1): 274-280. <https://doi.org/10.3406/bavf.2023.71056>
- LE CORRE M., DANCKWERTS D. K., RINGLER D., BASTIEN M., ORLOWSKI S., MOREY RUBIO C., PINAUD D. & MICOL T. 2015. — Seabird recovery and vegetation dynamics after Norway rat eradication at Tromelin Island, western Indian Ocean. *Biological Conservation* 185: 85-94. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.12.015>
- LE NEVÉ A. 2012. — Sterne de Dougall, in ANONYME (éd.), *Atlas des oiseaux nicheurs de Bretagne*. Delachaux & Niestlé, Paris: 192-193.
- LE QUILLIEC P. & CROCI S. 2006. — Piégeage de micromammifères. Une nouvelle boîte-dortoir pour le piège non vulnérant INRA. *Le Cahier des Techniques de l'INRA* Numéro Spécial: 125-128.
- LORVELEC O. 2015. — Les invasions biologiques de mammifères en Bretagne, in SIMONNET F. (éd.), *Atlas des mammifères de Bretagne*. Groupe mammalogique breton, Sizun (Finistère); Éditions Locus Solus, Lopérec (Finistère): 32-34.
- LORVELEC O. 2016. — Les invasions biologiques chez les mammifères et l'identification des espèces cryptogéniques, in SFEPM (éd.), *Les mammifères exotiques (envahissants): état des lieux et actions*? Actes du 38e Colloque francophone de Mammalogie de la Société française pour l'Étude et la Protection des Mammifères (SFEPM). Le Haillan (Gironde), 9-11 octobre 2015. *Arvicola*, Numéro Spécial: 50-59.
- LORVELEC O. & PASCAL M. 2005. — French attempts to eradicate non-indigenous mammals and their consequences for native biota. *Biological Invasions* 7 (1): 135-140. <https://doi.org/10.1007/s10530-004-9643-8>
- LORVELEC O., DELLOUE X., PASCAL M. & MÈGE S. 2004. — Impacts des mammifères allochtones sur quelques espèces autochtones de l'île Fajou (réserve naturelle du Grand cul-de-sac marin, Guedeloupe), établis à l'issue d'une tentative d'éradication. *Revue d'Écologie (La Terre et La Vie)* 59 (1-2): 293-307. <https://doi.org/10.3406/rev.2004.6397>
- LORVELEC O., PASCAL M. & LE QUILLIEC P. 2009a. — Le piégeage, un outil précieux pour l'étude et la gestion des populations de petits mammifères. Partie 1. *Nuisible et Parasites Information (N & Pi)* 59: 23-25.
- LORVELEC O., PASCAL M. & LE QUILLIEC P. 2009b. — Le piégeage, un outil précieux pour l'étude et la gestion des populations de petits mammifères. Partie 2. *Nuisible et Parasites Information (N & Pi)* 60: 23-25.
- LORVELEC O., GUÉGUEN M., LE QUILLIEC P. & QUÉNOT F. 2022. — 4.9 – Mammifères terrestres de la réserve de biosphère, in STÉPHAN P. & TISSOT C. (éds), *Atlas de la réserve de biosphère des îles et de la mer d'Iroise*. Unesco, Éditions Locus Solus, Châteaulin (Finistère): 203-211.
- LORVELEC O., DUTOUQUET L. & FRONTIER H. 2023. — *Dératisation insulaire avec le protocole INRA : éradiquer les rats au profit de la biodiversité*. <https://www.hamelin.info/actus/deratisation/>, dernière consultation le 10 octobre 2024.
- LORVELEC O., RIALLIN S., BOISSON P.-Y., BREDIN M., DENIAU A., DUTOUQUET L., GUIGUEN S., LE HERVÉ Q., LE QUILLIEC P., PRIMAS O., PROVOST P. & PETIT É. J. 2024. — L'apport de la génétique pour comprendre la colonisation de l'île Tomé (Côtes-d'Armor, France) par le Vison d'Amérique, *Mustela vison* Schreber, 1777 : conséquences pour sa gestion. *Naturae* 2024 (2): 13-30. <https://doi.org/10.5852/naturae2024a2>
- MAHÉO H., GLEMAREC E., LORVELEC O., CADIOU B. & YÉSOU P. 2020. — Patrimoine naturel terrestre des îles et îlots de l'archipel de Molène. *Penn ar Bed* 238-239: 47-60.
- MAKUYA L. & SCHRADIN C. 2023. — Measuring range sizes in a 100-g rodent: mini-GPS are more reliable than transmitters, but the location error reduces reliability. *Mammalian Biology* 103: 455-465. <https://doi.org/10.1007/s42991-023-00365-4>
- MARINO C., LECLERC C. & BELLARD C. 2021. — Profiling insular vertebrates prone to biological invasions: what makes them vulnerable? *Global Change Biology* 28 (3): 1077-1090. <https://doi.org/10.1111/gcb.15941>
- MEYER N. F. V., KING J. P., MAHONY M., CLULOW J., BERANEK C., REEDMAN C., BALKENHOL N. & HAYWARD M. W. 2021. — Large area used by squirrel gliders in an urban area, uncovered using GPS telemetry. *Ecology and Evolution* 11 (12): 7147-7153. <https://doi.org/10.1002/ece3.7644>
- MILON P. 1966. — L'évolution de l'avifaune nidificatrice de la réserve Albert Chappelier (les Sept-Îles) de 1950 à 1965. *La terre et La Vie, Revue d'Histoire naturelle* 20 (2): 113-142. <https://doi.org/10.3406/rev.1966.4450>
- MOORS P. J. 1978. — Norway rats research. *Wildlife – A Review* 9: 23-25.
- MOORS P. J. 1979. — Norway rats on islands in Hauraki Gulf. *Wildlife – A Review* 10: 39-45.
- MOORS P. J. 1981. — *Norway Rat Studies on the Noises Islands, and Proposals for Future Rat Research*. Internal Report, New Zealand Wildlife Service, Auckland, 7 p.
- MOORS P. J. 1985a. — Eradication campaigns against *Rattus norvegicus* on the Noises Islands, New Zealand, using Brodifacoum and 1080. *International Council for Bird Preservation (ICBP) Technical Publication* 3: 143-155
- MOORS P. J. 1985b. — Norway rats (*Rattus norvegicus*) on the Noises and Motukawao Islands, Hauraki Gulf, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 8: 37-54.
- MOORS P. J. 1987. — *Norway rats on Motuhoropapa Island, Noises Group, Hauraki Gulf*. Internal Report, New Zealand Wildlife Service, Auckland, 2 p.
- MOORS P. J., ATKINSON I. A. E. & SHERLEY G. H. 1992. — Reducing the rat threat to island bird. *Bird Conservation International* 2: 93-114. <https://doi.org/10.1017/S0959270900002331>
- NELSON L. & CLARK F. W. 1973. — Correction for sprung traps in catch/effort calculations of trapping results. *Journal of Mammalogy* 54 (1): 295-298. <https://doi.org/10.2307/1378903>
- O'MALLEY T. D. R., STANLEY M. C. & RUSSELL J. C. 2022. — Assessing two different aerial toxin treatments for the management of invasive rats. *Animals* 12 (3): 309. <https://doi.org/10.3390/ani12030309>
- OTIS D. L., BURNHAM K. P., WHITE G. C. & ANDERSON D. R. 1978. — Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs* 62: 1-135.
- PARKES J., FISHER P. & FORRESTER G. 2011. — Diagnosing the cause of failure to eradicate introduced rodents on islands: brodifacoum vs diphacinone and method of bait delivery. *Conservation Evidence* 8: 100-106.
- PARMENTER R. R., YATES T. L., ANDERSON D. R., BURNHAM K. P., DUNNUM J. L., FRANKLIN A. B., FRIGGENS M. T., LUBOW B. C., MILLER M., OLSON G. S., PARMENTER C. A., POLLARD J., REXSTAD E., SHENK T. M., STANLEY T. R. & WHITE G. C. 2003. — Small-mammal density estimation: a field comparison of grid-based vs. web-based density estimators. *Ecological Monographs* 73 (1): 1-26. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(2003\)073\[0001:SMDEAF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(2003)073[0001:SMDEAF]2.0.CO;2)
- PASCAL M. 2003. — La Musaraigne musette : *Crocridura russula* (Hermann, 1780), in PASCAL M., LORVELEC O., VIGNE J.-D., KEITH P. & CLERGEAU P. (éds), *Évolution holocène de la faune de vertébrés de France: invasions et extinctions*. Institut national de la Recherche agronomique (INRA), Centre national de la Recherche scientifique (CNRS), Muséum national d'Histoire naturelle (MNHN), Rapport au Ministère de l'Écologie et du Développement durable, Direction de la Nature et des Paysages, Paris: 265-267.
- PASCAL M. & CHAPUIS J.-L. 2000. — Éradication de mammifères introduits en milieux insulaires: questions préalables et mise en application. *Revue d'Écologie (La Terre et La Vie)* Suppl. 7: 85-104. <https://doi.org/10.3406/rev.2000.6294>
- PASCAL M. & LORVELEC O. 2003. — French alien mammal eradication attempts in protected areas: major consequences for the native fauna. *Aliens* 18: 5-7.
- PASCAL M. & VIGNE J.-D. 2003. — La Musaraigne des jardins : *Crocridura suaveolens* (Pallas, 1811), in PASCAL M., LORVELEC O., VIGNE J.-D., KEITH P. & CLERGEAU P. (éds), *Évolution holocène*

- de la faune de vertébrés de France: invasions et extinctions. Institut national de la Recherche agronomique (INRA), Centre national de la Recherche scientifique (CNRS), Muséum national d'Histoire naturelle (MNHN), Rapport au Ministère de l'Écologie et du Développement durable, Direction de la Nature et des Paysages, Paris: 267-268.
- PASCAL M., BIRET F., YÉSOU P. & D'ESCRIBENNE L.-G. 1994. — L'inventaire des micromammifères de la réserve de faune de l'île de Béniguet (Finistère). *Gibier Faune Sauvage* 11: 65-81.
- PASCAL M., SORAT F., COSSON J.-F. & BURIN DES ROZIERES H. 1996a. — Éradication de populations insulaires de surmulots. Archipel des Sept-Îles – archipel de Cancale : Bretagne, France. Norway rat eradication from Brittany Islands (Sept-Îles Archipelago - Cancale Archipelago). *Vie et Milieu – Life and Environment* 46 (3-4): 267-283.
- PASCAL M., COSSON J.-F., BIRET F., YÉSOU P. & SORAT F. 1996b. — Réflexions sur le bien-fondé de rétablir une certaine biodiversité de milieux insulaires par l'éradication d'espèces exogènes. Cas de certains mammifères d'îles de Bretagne (France). *Vie et Milieu – Life and Environment* 46 (3-4): 345-354.
- PASCAL M., SORAT F., BRITHMER R., CULIOLI J.-M. & DELLOUE X. 2002. — Au péril de la biodiversité. *Penn ar Bed* 184-185: 80-86.
- PASCAL M., BRITHMER R., LORVELEC O. & VÉNUMIÈRE N. 2004. — Conséquences sur l'avifaune nicheuse de la réserve naturelle des îlets de Sainte-Anne (Martinique) de la récente invasion du rat noir (*Rattus rattus*) établies à l'issue d'une tentative d'éradication. *Revue d'Écologie (La Terre et La Vie)* 59 (1-2): 309-318. <https://doi.org/10.3406/rev.2004.6402>
- PASCAL M., SORAT F., LORVELEC O., YÉSOU P. & SIMBERLOFF D. 2005. — A pleasing consequence of Norway rat eradication: two shrew species recover. *Diversity and Distribution* 11 (3): 193-198. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2005.00137.x>
- PASCAL M., LORVELEC O. & VIGNE J.-D. 2006. — *Invasions biologiques et extinctions: 11 000 ans d'histoire des vertébrés en France*. Éditions Belin & Quæ, Paris, 350 p.
- PASCAL M., LORVELEC O., BRETAGNOLLE V. & CULIOLI J.-M. 2008. — Improving the breeding success of a colonial seabird: a cost-benefit comparison of the eradication and control of its rat predator. *Endangered Species Research* 4 (3): 267-276. <https://doi.org/10.3354/esr00080>
- PASCAL M., LORVELEC O. & CHAPUIS J.-L. 2009a. — Dans les îles, éradiquer pour protéger? *Dossier Pour la Science (La Conquête des Espèces)* 65: 50-54.
- PASCAL M., LORVELEC O., BIRET F., YÉSOU P. & SIMBERLOFF D. 2009b. — Habitat use and potential interactions between the house mouse and lesser white-toothed shrew on an island undergoing habitat restoration. *Acta Theriologica* 54 (1): 39-49. <https://doi.org/10.1007/BF03193136>
- PATTERSON B. D., RAMÍREZ CHAVES H. E., VILELA J. F., SOARES A. E. R. & GREWE F. 2021. — On the nomenclature of the American clade of weasels (Carnivora: Mustelidae). *Journal of Animal Diversity* 3 (2): 1-8. <http://doi.org/10.29252/JAD.2021.3.2.1>
- PERNETTA J. C. 1973. — The ecology [of] *Crocidura suaveolens cassiteridum* (Hinton) in a coastal habitat. *Mammalia* 37 (2): 241-256.
- PERNETTA J. C. 1977. — Activity and behaviour of captive *Crocidura suaveolens cassiteridum* (Hinton, 1924). *Acta theriologica* 22 (29): 387-388.
- PHILIPPE-LESAFFRE M., THIBAUT M., CAUT S., BOURGEOIS K., BERR T., RAVACHE A., VIDAL É., COURCHAMP F. & BONNAUD E. 2023. — Recovery of insular seabird populations years after rodent eradication. *Conservation Biology* 37 (3): e14042. <http://doi.org/10.1111/cobi.14042>
- PICHLMUELLER F., MURPHY E. C., MACKEY J. W. B., HENDERSON J., FEWSTER R. M. & RUSSELL J. C. 2020. — Island invasion and reinvasion: Informing invasive species management with genetic measures of connectivity. *Journal of Applied Ecology* 57 (11): 2258-2270. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13727>
- PROULX G. 2022. — *Mammal Trapping. Wildlife Management, Animal Welfare & International Standards*. Alpha Wildlife Publications, Alberta, 287 p.
- PROULX G., CATTET M., SERFASS T. L. & BAKER S. E. 2020. — Updating the AIHTS trapping standards to improve animal welfare and capture efficiency and selectivity. *Animals* 10 (8): 1262. <https://doi.org/10.3390/ani10081262>
- QUY R. J., SHEPHERD D. S. & INGLIS I. R. 1992. — Bait avoidance and effectiveness of anticoagulant rodenticides against warfarin- and difenacoum-resistant populations of Norway rats (*Rattus norvegicus*). *Crop Protection* 11 (1): 14-20. [https://doi.org/10.1016/0261-2194\(92\)90073-E](https://doi.org/10.1016/0261-2194(92)90073-E)
- RAMSEY D. S. L., ANDERSON D. P. & GORMLEY A. M. 2023. — Invasive species eradication: How do we declare success? *Cambridge Prisms: Extinction* 1 (e4): 1-8. <https://doi.org/10.1017/ext.2023.1>
- RINGLER D., LE CORRE M. & RUSSELL J. C. 2014a. — Invasive rat research and management on tropical islands: a case study in the Îles Eparses, in TIMM R. M. & O'BRIEN J. M. (éds), *Proceedings of the Twenty-Sixth Vertebrate Pest Conference*. University of California, Davis: 135-139. <https://doi.org/10.5070/V426110645>
- RINGLER D., RUSSELL J. C., JAEGER A., PINET P., BASTIEN M. & LE CORRE M. 2014b. — Invasive rat space use on tropical islands: Implications for bait broadcast. *Basic and Applied Ecology* 15 (2): 179-186. <https://doi.org/10.1016/j.baec.2014.01.005>
- RINGLER D., GUILLERAULT N., BAUMANN M., CAGNATO M. & RUSSELL J. C. 2021. — Rodenticide baiting black rats (*Rattus rattus*) in mangrove habitats. *Wildlife Research* 48 (6): 554-560 <https://doi.org/10.1071/WR20178>
- ROLLAND P. & LELIÈVRE Q. 2015. — Crocidure des jardins *Crocidura suaveolens*, in SIMONNET F. (éd.), *Atlas des mammifères de Bretagne*. Groupe mammalogique breton, Sizun (Finistère); Éditions Locus Solus, Lopérec (Finistère): 108-109.
- RUFFINO L., KREBS É., PASSETTI A., ABOUCAYA A., AFFRE L., FOURCY D., LORVELEC O., BARCELO A., BERVILLE L., BIGEARD N., BROUSSET L., DE MÉRINGO H., GILLET P., LE QUILLIÉC P., LIMOUZIN Y., MÉDAIL F., MEUNIER J.-Y., PASCAL M., PASCAL M., PONEL P., RIFFLET F., SANTELLI C., BUISSON É. & VIDAL É. 2015. — Eradications as scientific experiments: progress in simultaneous eradications of two major invasive taxa from a Mediterranean island. *Pest Management Science* 71 (2): 189-198. <https://doi.org/10.1002/ps.3786>
- RUSSELL J. C. & BROOME K. G. 2016. — Fifty years of rodent eradications in New Zealand: another decade of advances. *New Zealand Journal of Ecology* 40 (2): 197-204. <https://doi.org/10.20417/nzjcol.40.22>
- RUSSELL J. C., TOWNS D. R., ANDERSON S. H. & CLOUT M. N. 2005. — Brief communications. Intercepting the first rat ashore. *Nature* 437 (7062): 1107. <https://doi.org/10.1038/4371107a>
- RUSSELL J. C., TOWNS D. R. & CLOUT M. N. 2008. — Review of rat invasion biology: implications for island biosecurity. *Science for Conservation* 286: 1-53.
- RUSSELL J. C., RINGLER D., TROMBINI A. & LE CORRE M. 2011. — The island syndrome and population dynamics of introduced rats. *Oecologia* 167 (3): 667-676. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-2031-z>
- RUSSELL J. C., BINNIE H. R., OH J., ANDERSON D. P. & SAMANIEGO-HERRERA A. 2017. — Optimizing confirmation of invasive species eradication with rapid eradication assessment. *Journal of Applied Ecology* 54 (1): 160-169. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12753>
- RUSSELL J. C., ABRAHÃO C. R., SILVA J. C. R. & DIAS R. A. 2018. — Management of cats and rodents on inhabited islands: an overview and case study of Fernando de Noronha, Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation* 16 (4): 193-200. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.005>
- SAINT GIRON M.-C. 1973. — *Les mammifères de France et du Bénélux (faune marine exceptée)*. Éditions Doin, Paris, 481 p.

- SAMANIEGO-HERRERA A., RUSSELL J. C., CHOQUENOT D., AGUIRRE-MUÑOZ A. & CLOUT M. N. 2014. — Invasive rodents on tropical islands: eradication recommendations from Mexico, in TIMM R. M. & O'BRIEN J. M. (éds), *Proceedings of the Twenty-Sixth Vertebrate Pest Conference*. University of California, Davis: 43-50. <https://doi.org/10.5070/V426110447>
- SAMANIEGO-HERRERA A., CLOUT M. N., AGUIRRE-MUÑOZ A. & RUSSELL J. C. 2017. — Rodent eradications as ecosystem experiments: a case study from the Mexican tropics. *Biological Invasions* 19 (6): 1761-1779. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1388-2>
- SAMANIEGO-HERRERA A., AGUIRRE-MUÑOZ A., BEDOLLA-GUZMÁN Y., CÁRDENAS-TAPIA A., FÉLIX-LIZÁRRAGA M., MÉNDEZ-SÁNCHEZ F., REINA-PONCE O., ROJAS-MAYORAL E. & TORRES-GARCÍA F. 2018. — Eradicating invasive rodents from wet and dry tropical islands in Mexico. *Oryx* 52 (3): 559-570. <https://doi.org/10.1017/S0030605316001150>
- SAUVÉ C. C., BERENTSEN A. R., LLANOS S. F., GILBERT A. T. & LEIGHTON P. A. 2023. — Home range overlap between small Indian mongooses and free roaming domestic dogs in Puerto Rico: implications for rabies management. *Scientific Reports* 13 (22944): 1-13. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-50261-7>
- SHAPIRO L., RENNISON D., BRIMBLE M., MACMORRAN D. & EASON C. 2018. — Redevelopment of a rat specific rodenticide norbormide. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference* 28: 47-50. <https://doi.org/10.5070/V42811008>
- SHAPIRO L., RENNISON D., BRIMBLE M., MACMORRAN D., JACKSON M. & EASON C. 2020. — Preliminary field trials with a palatable form of norbormide. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference* 29: 1-3.
- SHAPIRO L., KUMAR K., RENNISON D., BRIMBLE M., MACMORRAN D. & EASON C. 2022. — Continuing field efficacy of norbormide against both *Rattus rattus* (ship rats) and *Rattus norvegicus* (Norway rats). *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference* 30: 1-6.
- SHEFTEL B. I. 2018a. — 284. Güldenstädt's White-toothed Shrew *Crociodura gueldenstaedtii*, in WILSON D. E. & MITTERMEIER R. A. (éds), *Handbook of the Mammals of the World. Vol. 8: Insectivores, Sloths and Colugos*. Lynx Edicions, Barcelona: 496.
- SHEFTEL B. I. 2018b. — 285. Lesser White-toothed Shrew *Crociodura suaveolens*, in WILSON D. E. & MITTERMEIER R. A. (éds), *Handbook of the Mammals of the World. Vol. 8: Insectivores, Sloths and Colugos*. Lynx Edicions, Barcelona: 496-497.
- SHIELDS A. B., BOGARDUS T., CRAMPTON L. H., GRONWALD M., KREUSER A. M., BALDWIN R. A. & LEPCZYK C. A. 2022a. — An introduction to a special issue and review of the effectiveness of Goodnature A24 self-resetting rat traps. *Management of Biological Invasions* 13 (3): 466-478. <https://doi.org/10.3391/mbi.2022.13.3.01>
- SHIELDS A. B., CRAMPTON L. H., SPOCK D. R., GREGGOR A. L., EARNEST K., BERRY L. & MASUDA B. 2022b. — Testing Goodnature A24 rat trap excluders and trap height placement to prevent non-target bird mortality. *Management of Biological Invasions* 13 (3): 534-556. <https://doi.org/10.3391/mbi.2022.13.3.05>
- SIMBERLOFF D., MARTIN J.-L., GENOVESI P., MARIS V., WARDLE D. A., ARONSON J., COURCHAMP F., GALIL B., GARCÍA-BERTHOUE E., PASCAL M., PYŠEK P., SOUSA R., TABACCHI É. & VILA M. 2013. — Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution* 28 (1): 58-66. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.013>
- SIMBERLOFF D., KEITT B., WILL D., HOLMES N., PICKETT E. & GENOVESI P. 2018. — Yes we can! Exciting progress and prospects for controlling invasives on islands and beyond. *Western North American Naturalist* 78 (4): 942-958. <https://doi.org/10.3398/064.078.0431>
- SIMONETTI J. A. 1986. — On the assessment of trapping success. *Acta Theriologica* 31 (14): 171-175.
- SIMONNET F., DUBOS T. & HASSANI S. 2017. — Les mammifères menacés en Bretagne. *Penn ar Bed* 227: 18-29.
- SPATZ D. R., HOLMES N. D., WILL D. J., HEIN S., CARTER Z. T., FEWSTER R. M., KEITT B., GENOVESI P., SAMANIEGO A., CROLL D. A., TERSHY B. R. & RUSSELL J. C. 2022. — The global contribution of invasive vertebrate eradication as a key island restoration tool. *Scientific Reports* 12 (13391): 1-11 p. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-14982-5>
- SPATZ D. R., JONES H. P., BONNAUD E., KAPPES P., HOLMES N. D. & BEDOLLA GUZMÁN Y. 2023. — Chapter 4. Invasive species threats to seabirds, in YOUNG L. & VANDERWERF E. (eds), *Conservation of marine birds*. Academic Press, London: 97-130. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-88539-3.00017-0>
- SPITZ F. 1963. — Les techniques d'échantillonnage utilisées dans l'étude des populations de petits mammifères. *La Terre et la Vie (Revue d'Ecologie appliquée)* 17 (2): 203-237.
- STANBURY A., THOMAS S., AEGERTER J., BROWN A., BULLOCK D., EATON M., LOCK L., LUXMOORE R., ROY S., WHITAKER S. & OPPEL S. 2017. — Prioritising islands in the United Kingdom and crown dependencies for the eradication of invasive alien vertebrates and rodent biosecurity. *European Journal of Wildlife Research* 63 (31): 1-13. <https://doi.org/10.1007/s10344-017-1084-7>
- ST CLAIR J. J. H. 2011. — The impacts of invasive rodents on island invertebrates. *Biological Conservation* 144 (1): 68-81. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.10.006>
- STEADMAN D. W. 2006. — *Extinction and Biogeography of Tropical Pacific Birds*. The University of Chicago Press, Chicago, 594 p.
- STRYJEK R. & MODLINSKA K. 2016. — Neophobia in wild rats is elicited by using bait stations but not bait trays. *International Journal of Pest Management* 62 (2): 158-164. <https://doi.org/10.1080/09670874.2016.1147622>
- TABAK M. A., PONCET S., PASSFIELD K. & DEL RIO C. M. 2015. — Modeling the distribution of Norway rats (*Rattus norvegicus*) on offshore islands in the Falkland Islands. *NeoBiota* 24: 33-48. <https://doi.org/10.3897/neobiota.24.8433>
- TAGGART P. L., TAYLOR P., PATEL K. K. & NOBLE D. W. A. 2023. — Baiting in conservation and pest management: a systematic review of its global applications in a changing world. *Biological Conservation* 284 (110214): 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110214>
- TAYLOR R. H. 1968. — Introduced mammals and islands: priorities for conservation and research. *Proceedings of the New Zealand Ecological Society* 15: 61-67.
- TERSHY B. R., SHEN K. W., NEWTON K. M., HOLMES N. D. & CROLL D. A. 2015. — The importance of islands for the protection of biological and linguistic diversity. *Bioscience* 65 (6): 592-597. <https://doi.org/10.1093/biosci/biv031>
- THOMAS S., BROWN A., BULLOCK D., LOCK L., LUXMOORE R., ROY S., STANBURY A. & VARNHAM K. 2017. — Island restoration in the UK – past, present and future. *British Wildlife* 28 (4): 231-242.
- TOWNS D. R. 2011. — Invasive mammal eradications: the value of an ecosystem view. *Animal Conservation* 14 (5): 466-467. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2011.00497.x>
- TOWNS D. R., WEST C. J. & BROOME K. G. 2013. — Purposes, outcomes and challenges of eradicating invasive mammals from New Zealand islands: an historical perspective. *Wildlife Research* 40 (2): 94-107. <https://doi.org/10.1071/wr12064>
- UICN FRANCE, MNHN, LPO, SEOF & ONCFS 2016. — *La liste rouge des espèces menacées en France – Chapitre oiseaux de France métropolitaine*. Comité français de l'Union internationale pour la Conservation de la Nature (UICN France), Muséum national d'Histoire naturelle (MNHN), Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO), Société d'Études ornithologiques de France (SEOF) & Office national de la Chasse et de la Faune sauvage (ONCFS), Paris, 32 p.
- USHER M. B. 1989. — Chapter 21. Ecological effects of controlling invasive terrestrial vertebrates, in DRAKE J. A., MOONEY H. A., CASTRI F. DI, GROVES R. H., KRUGER F. J., REJMANEK M. & WILLIAMSON M. (éds), *Biological Invasions: a Global Perspective*.

- John Wiley & Sons, New York (Scope ; 37): 463-489. <https://doi.org/10.1126/science.248.4951.88-a>
- VAN LEEUWEN P., PIGNEUR L. M., FOURNIER CHAMBRILLON C., FOURNIER P., ISÈRE LAOUÉ E. & MICHAUX J. 2024. — Population genetic structure of the invasive American mink (*Mustela vison*) in France: evidence of a high genetic diversity and the existence of multiple genetic lineages. *Mammalian biology* 104: 635-646. <https://doi.org/10.1007/s42991-024-00435-1>
- VATTIATO G., BINNY R. N., DAVIDSON S. J., BYROM A. E., ANDERSON D. P., PLANK M. J., CARPENTER J. K. & JAMES A. 2023. — Detectability of ten invasive mammal pests in New Zealand: a synthesis of spatial detection parameters. *New Zealand Journal of Ecology* 47 (1): 3552. <https://doi.org/10.20417/nzjcol.47.3552>
- VILLETTE P., KREBS C. J., JUNG T. S. & BOONSTRA R. 2016. — Can camera trapping provide accurate estimates of small mammal (*Myodes rutilus* and *Peromyscus maniculatus*) density in the boreal forest? *Journal of Mammalogy* 97 (1): 32-40. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyv150>
- VILLETTE P., KREBS C. J. & JUNG T. S. 2017. — Evaluating camera traps as an alternative to live trapping for estimating the density of snowshoe hares (*Lepus americanus*) and red squirrels (*Tamiasciurus hudsonicus*). *European Journal of Wildlife Research* 63 (7): 1-9. <https://doi.org/10.1007/s10344-016-1064-3>
- WARBURTON B., EASON C., FISHER P., HANCOX N., HOPKINS B., NUGENT G., OGILVIE S., PROWSE T. A. A., ROSS J. & COWAN P. E. 2022. — Alternatives for mammal pest control in New Zealand in the context of concerns about 1080 toxicant (sodium fluoroacetate). *New Zealand Journal of Zoology* 49 (2): 79-121. <https://doi.org/10.1080/03014223.2021.1977345>
- WARDLE D. A., BELLINGHAM P. J., BONNER K. I. & MULDER C. P. H. 2009. — Indirect effects of invasive predators on litter decomposition and nutrient resorption on seabird-dominated islands. *Ecology* 90 (2): 452-464. <https://doi.org/10.1890/08-0097.1>
- WELBOURNE D. J., PAULL D. J., CLARIDGE A. W. & FORD F. 2017. — A frontier in the use of camera traps: surveying terrestrial squamate assemblages. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 3 (3): 133-145. <https://doi.org/10.1002/rse2.57>
- WHITE E. M., WILSON J. C. & CLARKE A. R. 2006. — Biotic indirect effects: A neglected concept in invasion biology. *Diversity and Distribution* 12: 443-455. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2006.00265.x>
- WOELFLI E. & LANDELLE P. 2017a. — Expérimentation animale sur la faune sauvage non captive: quel champ d'application? *Faune sauvage* 315: 40-46.
- WOELFLI E. & LANDELLE P. 2017b. — Expérimentation animale sur la faune sauvage non captive: quel encadrement? *Faune sauvage* 316: 44-50.
- YÉSOU P., LORVELEC O., BERNARD F., CLAISE M. & LE CRAS A. 2013. — L'éradication des rats sur de petites îles au profit de la biodiversité. *Faune sauvage* 301: 18-21.
- ZAIME A. K. & PASCAL M. 1988. — Essai de validation d'une méthode d'échantillonnage linéaire appliquée à trois espèces de rongeurs d'un peuplement de micromammifères d'un milieu saharien (Guelmime, Maroc). *Mammalia* 52 (2): 243-258. <https://doi.org/10.1515/mamm.1988.52.2.243>

*Soumis le 4 février 2025 ;
accepté le 18 août 2025 ;
publié le 28 janvier 2026.*

ANNEXES

ANNEXE 1. — Glossaire.

ENTRÉES RELATIVES À LA RECHERCHE-ACTION

Dans le contexte des éradications en milieux insulaires, telles qu'elles sont décrites dans la présente synthèse, nous proposons une définition précise des termes ou expressions qui suivent.

DÉFINITIONS RELATIVES AUX OBJECTIFS

Dératisation. Le terme « dératisation » peut désigner toute forme d'action de lutte contre les rats (il est possible de rencontrer, mais rarement, le terme utilisé pour d'autres rongeurs). Ainsi défini, le terme n'est pas précis. C'est la raison pour laquelle il est préférable, dans le cadre d'opérations de recherche-action ou de gestion en milieux insulaire, d'utiliser des termes ayant une signification précise et se rapportant à une opération bien définie : éradication, extirpation ou limitation.

Éradication. Une éradication est une opération dont l'objectif consiste à éliminer définitivement tous les individus d'une population, ici généralement une population insulaire de rats. Si l'éradication a été obtenue, la population ne peut pas, par définition, se reconstituer à partir de survivants. Le terme d'éradication nous semble plus adapté que celui d'extirpation si la probabilité de voir émerger une nouvelle population est réduite. Cela a lieu dans deux circonstances. La première est liée à un risque faible de recolonisation, que ce soit naturellement (estran, reliant l'île au continent proche ou à une île voisine à marée basse, trop étendu pour permettre à des rats de le parcourir entièrement ; distance importante à parcourir en mer, depuis le continent proche ou une île voisine, incompatible avec les capacités de nage de l'espèce) ou accidentellement par un bateau (île peu fréquentée). Cette situation implique que l'île héberge une population génétiquement isolée. La seconde circonstance est liée à la possibilité de mettre en œuvre des mesures de biosécurité suffisantes pour empêcher une recolonisation, alors que celle-ci est théoriquement possible (population non isolée). Notons que, si une recolonisation a lieu, c'est que le risque de recolonisation a été mal évalué ou mal géré. Dans un tel cas, l'éradication s'avère avoir été en réalité une extirpation.

Extirpation. Une extirpation est une opération dont l'objectif consiste à éliminer provisoirement tous les individus d'une population, ici généralement une population insulaire de rats. Si l'extirpation a été obtenue, la population ne peut pas, par définition, se reconstituer à partir de survivants. Cependant, le terme d'extirpation nous semble plus adapté que celui d'éradication si la probabilité de voir émerger une nouvelle population est importante. Cela a lieu si deux conditions sont réunies. Tout d'abord, il existe un risque fort de recolonisation, que ce soit naturellement (estran, reliant l'île au continent proche ou à une île voisine à marée basse, plus ou moins étendu mais pouvant être entièrement parcouru par des rats ; distance peu importante à parcourir en mer, depuis le continent proche ou une île voisine, compatible avec les capacités de nage de l'espèce) ou accidentellement par un bateau (île fréquentée).

Cette condition signifie que l'île héberge une sous-population génétiquement non isolée. Ensuite, il n'est pas envisageable de mettre en œuvre des mesures de biosécurité suffisantes pour empêcher une recolonisation, alors que celle-ci est théoriquement possible. Notons que, avec le temps, l'extirpation peut être confirmée par une recolonisation, ou s'avérer avoir été en réalité une éradication si aucune recolonisation n'a lieu. Notre définition de l'extirpation s'inscrit dans celle, plus générale, puisqu'elle s'étend aux continents, de Simberloff *et al.* (2013) : « extirpation : elimination of a local population, but with conspecifics remaining in contiguous populations or nearby ».

Limitation. Une limitation est une opération dont l'objectif consiste à réduire le nombre d'individus d'une population, ici généralement une population insulaire de rats. La réduction de la taille de la population doit être suffisante pour permettre, par exemple, le bon déroulement de la reproduction dans une colonie d'oiseaux marins. L'objectif d'une limitation n'est clairement ni une éradication, ni une extirpation.

Objectif final. L'expression « objectif final », que l'on peut également nommer but ou finalité, fait référence à la conservation ou à la restauration d'un écosystème insulaire que permet l'éradication d'un prédateur mammalien introduit ciblé. Cet objectif final dépend de la capacité de rétablissement (ou de résilience) de l'écosystème insulaire après l'éradication, dont le gestionnaire espère qu'elle sera suffisante pour que l'écosystème retrouve un état et une dynamique proche de ceux antérieurs à l'introduction du prédateur. Cet objectif de conservation ou de restauration s'inscrit dans un contexte d'écologie de la conservation et d'écologie de la restauration. Chronologiquement, c'est le second objectif à atteindre après l'objectif opérationnel. Dans les îles habitées, des objectifs sanitaires et/ou économiques peuvent s'ajouter ou se substituer à l'objectif de conservation ou de restauration.

Objectif opérationnel. L'expression « objectif opérationnel » fait référence à l'opération (il peut s'agir d'une éradication) qui sera menée à l'encontre d'un prédateur mammalien introduit sur une île. Cet objectif opérationnel s'inscrit dans un contexte d'écologie des invasions biologiques et d'écologie insulaire. Chronologiquement, c'est le premier objectif à atteindre, avant l'objectif final.

Opération. Le terme « opération » fait référence aux actions menées à l'encontre d'un prédateur mammalien introduit. L'opération peut avoir pour objectif opérationnel une éradication, une extirpation ou une limitation.

DÉFINITIONS RELATIVES AUX RAISONS DES ÉCHECS

Recolonisation. Une population insulaire d'un prédateur mammalien introduit peut avoir entièrement disparu après une opération d'extirpation qui a techniquement réussi, c'est-à-dire si aucun individu n'a survécu. Cependant, si des individus extérieurs à l'île (venant du continent proche ou d'une île voisine) la recolonisent (y débarquent et s'y reproduisent), une nouvelle population, en partie différente génétiquement

ANNEXE 1. — Suite.

de la population initiale, peut émerger et se pérenniser à partir de ces individus fondateurs. On parlera alors de recolonisation pérenne. Cette recolonisation peut être naturelle (les rats arrivant par leurs propres moyens physiques) ou accidentelle (introduction des rats par un bateau). Comme dans le cas d'une reconstitution, une tentative d'éradication est finalement un échec en cas de recolonisation pérenne dans l'année qui la suit. Notons qu'il n'est pas toujours possible de savoir si l'on a affaire à une recolonisation pérenne ou à une reconstitution.

Reconstitution. Une population insulaire d'un prédateur mammalien introduit peut se reconstituer et se pérenniser après une opération d'éradication qui a techniquement échoué, c'est-à-dire si des individus ont réussi à survivre et à se reproduire. La population reconstituée à partir de ces individus fondateurs correspondra à un sous-échantillon génétique de la population initiale. Comme dans le cas d'une recolonisation pérenne, une tentative d'éradication est finalement un échec en cas de reconstitution. Il n'est pas toujours possible de savoir si l'on a affaire à une reconstitution ou à une recolonisation pérenne.

DÉFINITIONS RELATIVES AUX MOYENS DE LUTTE

Contrôle. Le terme « contrôle » désigne la mise en place d'un dispositif permettant de conclure à l'absence persistante de rats après une tentative d'éradication. Il est indispensable comme corollaire à cette tentative d'éradication car c'est lui qui va permettre de conclure à son succès ou son échec. Le contrôle se déroule, soit lors d'une opération particulière réalisée environ un an après la tentative d'éradication, soit en continu pendant l'année qui suit la tentative. Ce délai d'un an est nécessaire pour qu'une population de rats ait commencé à se constituer (si recolonisation pérenne) ou à se reconstituer (si des individus ont réussi à survivre et à se reproduire). C'est pourquoi, même si d'autres « contrôles » peuvent éventuellement être mis en place les années suivantes, nous avons retenu le délai d'un an pour conclure à l'efficacité de nos protocoles et de nos opérations d'éradication. Le contrôle après un an est réalisé grâce à la mise en service de pièges (ratières) sur un sous-échantillon des postes de départ, couvrant les différents habitats de l'île et notamment ceux pouvant héberger des rats. C'est alors l'absence de capture qui permet de conclure au succès de l'opération d'éradication. Le contrôle en continu pendant un an est réalisé grâce au dispositif de biosécurité mis en place. C'est alors l'absence de consommation d'appât, due à l'absence totale de rats, ou l'empoisonnement de tous les rats nouvellement arrivés, pendant un an, qui permet de conclure au succès de l'opération d'éradication. En cas de succès de l'éradication, si une recolonisation tardive a lieu après plusieurs années, elle ne remet pas en cause ce succès. Cette recolonisation tardive peut en effet être liée à l'abandon, après quelques années, de tout ou partie du dispositif de biosécurité.

Lutte. Dans le cas des rats, une opération d'éradication peut faire appel à la lutte mécanique ou à la lutte chimique.

Lutte chimique, appâtage, campagne d'appâtage. Dans le cas des rats, la lutte chimique est réalisée par un appâtage

avec un appât disposé les premières années dans un tube en PVC à deux ou trois entrées puis, par la suite, dans un coffre, spécialement conçu pour contenir l'appât et sécurisé (fermé à clef). Pour un appât donné, les fournisseurs distinguent le type de molécule rodenticide (voir plus bas), le support (brisures de céréale, grains de céréale, bloc paraffiné, pâte fraîche ou gel) et le conditionnement (en vrac, film en papier ou sachet en plastique). Cet appât contient une molécule rodenticide, plus précisément une molécule à action anticoagulante. Ont été utilisés successivement dans le temps sur les îles de la façade atlantique, un anticoagulant de première génération (chlorophacinone à la concentration de 50 ppm), un anticoagulant de deuxième génération (bromadiolone à 50 ppm) et un autre anticoagulant de deuxième génération (brodifacoum à 29 ppm). L'expression « campagne d'appâtage » peut également être utilisée. Le terme « appâtage » n'est pas présent dans tous les dictionnaires. Toutefois, nous l'avons conservé car il est explicite et utilisé par tous les professionnels de la lutte contre les rats.

Lutte mécanique, piégeage, campagne de piégeage. Dans le cas des rats, la lutte mécanique est réalisée par un piégeage, lequel est défini comme la capture d'un animal avec un piège. Le piège utilisé, une ratière, est dit de première catégorie. Il s'agit d'une cage avec une porte à détente, contenant un appât, qui a pour but de capturer l'animal sans le blesser, ni le tuer, mais simplement de le contenir dans un espace clos. L'expression « campagne de piégeage » peut également être utilisée.

Nœud. Le terme « nœud » désigne chaque intersection des lignes d'une grille à maille carrée, virtuelle, régulière et couvrant toute une île. Les nœuds sont répartis à égale distance les uns des autres, cette distance étant comprise entre 10 et 30 m suivant les îles et les milieux. Sur chaque nœud de la grille est installé un poste de piégeage et/ou d'appâtage. Toutefois, l'emplacement qui est choisi pour installer le poste n'est pas forcément le nœud théorique mais l'emplacement le plus favorable, relativement à l'habitat présent et à la biologie de l'espèce ciblée, à l'intérieur d'un cercle virtuel, autour du nœud théorique, d'un diamètre d'environ trois mètres.

Poste, station. Dans le cas des rats, le terme « poste » désigne le dispositif de piégeage (piège) et/ou d'appâtage (tube ou coffre) installé à l'emplacement d'un nœud. Aucun nœud ne doit demeurer sans poste, afin de ne pas compromettre la possibilité de succès de l'opération d'éradication. Le terme « station » peut également être utilisé.

Relevé. Dans le cas des rats, le terme « relevé » désigne la vérification, à intervalle régulier, des postes de piégeage et/ou d'appâtage. Les pièges non vulnérants sont relevés et, si besoin, appâtés et amorcés de nouveau, tous les matins. Les postes d'appâtage sont vérifiés idéalement tous les deux jours et, si besoin, réapprovisionnés en appât. Les dispositifs d'interception mis en place après la tentative d'éradication, la première année et sur le long terme si l'éradication est un succès, sont également des postes d'appâtage qui doivent être relevés régulièrement, idéalement tous les mois.

DÉFINITIONS RELATIVES AUX ÉTUDES DE TERRAIN

Échantillonnage. Le terme « échantillonnage » désigne, dans notre cas, la sélection et la capture par piégeage d'un certain nombre d'individus représentatifs d'une population insulaire d'une espèce de mammifère. L'échantillonnage produit une série d'échantillons qui permettent d'étudier la population sous différents aspects (génétique, morphologie, sanitaire, etc.).

Inventaire. Un inventaire est une étude sur le terrain dont l'objectif consiste à identifier les différentes espèces, d'un ou plusieurs taxons supérieurs, présentes sur un territoire. Il s'agit, dans ce cas, d'un inventaire qualitatif. Il peut concerner, par exemple, les différentes espèces de mammifères terrestres non volants présents sur une île. Dans ce cas, différents types de pièges peuvent être utilisés, afin de capturer, d'une part les micromammifères (poids adulte inférieur à 50 g et jusqu'à 80 g), d'autre part les petits mammifères (poids d'un adulte compris entre 50 et 500 g), et enfin les mammifères plus grands (poids d'un adulte supérieur à 500 g). De plus, si le dispositif de piégeage est conçu pour pouvoir estimer les abondances de chacune des espèces relativement à chacun des grands milieux écologiques, il s'agit, dans ce cas, d'un inventaire quantitatif.

Suivi écologique. Un suivi écologique sur le terrain peut-être un inventaire qualitatif ou quantitatif (voir ci-dessus) ou un suivi relatif à des comportements intra-spécifiques (reproduction, etc.) ou à des interactions avec d'autres taxons (alimentation, etc.).

Veille écologique. Le terme « veille écologique » désigne, dans le contexte du présent document, les suivis (avec ou sans protocole), mis en place par un gestionnaire après une tentative d'éradication, pour repérer rapidement des individus ou des indices de présence (cadavres de proies, fèces, disparitions ou variations de densités de proies potentielles, etc.) d'un prédateur mammalien introduit.

ENTREES RELATIVES À LA BIOGÉOGRAPHIE

Archipel. Un archipel est un ensemble d'îles relativement proches les unes des autres, la proximité se doublant le plus souvent d'une origine géologique commune.

Île. Nous adoptons la définition de la Convention des Nations unies sur le Droit de la Mer de 1982 (https://www.un.org/Depts/los/convention_agreements/texts/unclos/unclos_f.pdf, dernière consultation le 27 octobre 2023). Une île est une étendue naturelle de terre entourée d'eau (sous-entendu de tous côtés) qui reste découverte à marée haute (lorsqu'il existe une marée significative). L'eau entourant une île peut être celle d'un océan, d'une mer, d'un lac ou d'un cours d'eau. Une île est plus petite qu'un continent (la limite est généralement fixée à l'Australie qui peut être assimilé à l'un ou à l'autre). Nous n'aborderons pas ici les considérations économiques

et géostratégiques autour de la notion d'île. En revanche, il nous semble utile de préciser que, dans un contexte d'étude écologique, une île ou un îlot est censé héberger un écosystème composé de taxons terrestres. Il ne s'agit donc pas simplement d'un rocher battu par la houle et sans habitat terrestre.

Île d'estran, îlot d'estran. Certaines îles (ou îlots) sont accessibles à pied sur l'estran découvert à marée basse, depuis le continent ou une île principale, perdant temporairement leur caractère insulaire. Nous les considérons malgré tout comme des îles (e.g., l'île aux Chrétiens sur l'estran de l'île de Trielen, l'île de Trielen sur l'estran de l'île Molène, l'île Vierge sur l'estran continental). Ce cas de figure est fréquent dans la zone qui nous intéresse ici (façade atlantique), où les marnages sont importants et les estrans étendus. Il n'existe pas en français de dénomination établie pour une telle île, qui peut être qualifié d'île intertidale (*tidal island* en anglais), d'île accessible à marée basse, d'île de marée ou encore d'île d'estran. Nous retenons la dernière appellation.

Île de pleine mer, îlot de pleine mer. Contrairement à une île d'estran, une île (ou un îlot) de pleine mer ne perd pas son caractère insulaire à marée basse (e.g., l'île de Keller par rapport à l'île d'Ouessant, l'île Tomé par rapport au continent).

Île océanique. Une île est dite « océanique » ou « vraie » dans deux cas de figure. Il peut s'agir, d'une part, d'une île résultant d'éruptions volcaniques, qui n'a jamais été reliée à un continent (e.g., les îles des Petites Antilles, les îles des Mascareignes, les îles de la Polynésie française). Il peut s'agir, d'autre part, d'une île qui s'est séparée d'un continent il y a plusieurs millions d'années, du fait de mouvements tectoniques (e.g., le bloc cyrno-sarde, Madagascar, la Nouvelle-Calédonie). Les taxons endémiques sont fréquents sur ces îles.

Île continentale. Une île est dite « continentale » ou « holocène » si elle a été reliée périodiquement à un continent lors des transgressions marines du Quaternaire (e.g., les îles Britanniques, les îles Anglo-Normandes, les Sept Îles). Le qualificatif d'holocène fait référence à l'interglaciaire actuel et donc à la dernière de ces transgressions marines. Les taxons hébergés par ces îles sont ceux du continent proche (sauf quand il s'agit d'îles de très grande taille ou des milieux particuliers peuvent héberger des taxons endémiques).

Îlet. Le terme îlet est utilisé dans les Antilles françaises pour désigner un îlot.

Îlot. Un îlot est généralement défini comme une petite île (aucune limite n'est fixée), définition que nous retenons ici. Les Tableaux 5 et 6 recensent les entités de plus de 1,4 ha, superficie pouvant correspondre arbitrairement, dans notre cas, à la limite entre îlots et îles. Notons toutefois que Brigand & Bioret (2002), dans le même contexte breton que le nôtre, utilisent une autre définition : « l'île est habitée, l'îlot ne l'est pas ». L'îlot se distingue d'un rocher battu par la houle, ou d'un écueil (brisant, récif) à fleur d'eau, par la présence d'au moins une espèce de plante terrestre.

ANNEXE 2. — Conception de la liste des îles concernées par les opérations d'éradication.

TOPONYMIE, SUPERFICIE ET COORDONNÉES GÉOGRAPHIQUES DES ÎLES

Les noms français des archipels, des îles et des îlots que nous utilisons sont en priorité ceux retenus pour les cartes dressées par le Service hydrographique et océanographique de la Marine (SHOM) dans son assemblage de cartes marines (<https://data.shom.fr/>, dernière consultation le 08 avril 2024) et ceux retenus (un peu moins d'îlots y sont nommés que dans les cartes du SHOM) par l'Institut national de l'Information géographique et forestière (IGN) pour ses cartes (<https://www.geoportail.gouv.fr/>, dernière consultation le 08 avril 2024). Exceptionnellement, il peut s'agir de noms locaux (sans chercher à recenser la totalité de ces noms), soit lorsque les cartographies de ces organismes ne fournissent aucun nom (exemples : le Veau et la Tombe ; Annexe 3), soit lorsqu'un nom local est très usité en complément du nom du SHOM ou de l'IGN (e.g., Enez ar C'hriizienn pour l'île aux Chrétiens). Dans les deux cas, l'adverbe « localement » est ajouté. Les noms bretons, issus des cartes de l'IGN et du SHOM, ont été utilisés dans le cas des îlots qui n'ont pas de nom français ou francisé (depuis le breton). À ce sujet, les précisions suivantes peuvent être apportées. Le terme breton Ledenez, francisé en Lédénez, désigne un îlot situé sur l'estran d'une île principale. Lorsque deux Lédénez sont présents, Lédénez Vraz et Lédénez Vihan désignent respectivement le plus grand et le plus petit des deux. Le nom breton Mor Braz désigne la baie délimitée par la presqu'île de Quiberon et Belle-Île à l'ouest, le littoral méridional du Morbihan au nord, et la presqu'île de Guérande à l'est.

Nous avons cependant pris quelques libertés par rapport à la toponymie des cartes du SHOM et de l'IGN, et ceci pour respecter des appellations locales bien établies. Le toponyme « archipel de Molène » a été retenu pour désigner le groupe d'îles et d'îlots environnant l'île Molène (à l'exclusion de l'île d'Ouessant) bien qu'il ne soit pas référencé dans les cartes. Nous l'avons préféré à l'expression géologique « plateau de Molène ». Les appellations locales très usitées « île d'Hoëdic », « îles des Glénan » et « île de Saint-Nicolas des Glénan » ont été préférées, respectivement, aux appellations « île d'Hoëdic », « commune d'Hoëdic », « îles de Glénan » et « île de Saint-Nicolas de Glénan » des cartes (toutefois, d'autres noms locaux n'ont pas été retenus : « archipel des Glénan », « les Glénan »). Le nom « les Sept Îles » (sans tiret) des cartes a été préféré au nom « les Sept-Îles » (avec tiret) des documents administratifs.

Dans le résumé en anglais (Abstract), le français a été retenu pour désigner l'île Rouzic (les Sept Îles), comme cela est d'usage dans les documents de langue anglaise, notre référence étant *The Times Comprehensive Atlas of the World* (Anonymous 2007).

Afin de disposer de valeurs fiables et exhaustives, l'un d'entre nous (DF), géomaticien, a calculé la superficie de toutes les îles de la zone géographique qui nous intéresse

ici, à partir des données les plus récentes de la base « Limite Terre-Mer (LIMTM) » du SHOM et de l'IGN (Shom-IGN, 2021, <https://dx.doi.org/10.17183/LIMTM>, dernière consultation le 22 avril 2024). À l'aide du logiciel ESRI ArcGIS Pro 3.1, les variables suivantes ont été calculées pour chaque île : la superficie (en m² et en ha), le périmètre (en m), la distance la plus courte au continent (en km) et les coordonnées géographiques du barycentre de l'île (en degrés décimaux WGS 84). Seules les îles concernées par une opération d'éradication et d'une superficie supérieure à 1,4 ha ont ensuite été retenues pour les calculs de densité de rats (texte et Tableaux 5 et 6).

CONTENU DE LA LISTE

Nous présentons dans l'Annexe 3, la liste des 144 îles et îlots concernés par les 22 opérations d'éradication. Parmi ces entités insulaires, 25 sont appelées « îles principales » (ou 24 si l'on considère que l'île Tomé apparaît deux fois).

Sauf cas particulier, tous les îlots situés sur l'estran d'une île principale ont été intégrés dans les opérations d'éradication. Les cas particuliers ont concerné quelques rares îlots éloignés d'une île principale, ou localisés sur un autre estran, et des îlots de superficie inférieure à 400 m² (environ), appelés ici « très petits îlots ». Les auteurs de la présente synthèse ayant réalisé les opérations d'éradication (Tableau 2), ont considéré que ces deux types d'îlots ne pouvaient pas héberger des rats en permanence, du fait de l'éloignement pour les premiers et d'un caractère non insulaire pour les seconds, ce que nous confirmons ici. Les îlots éloignés d'une île principale, bien que n'ayant pas été équipés, sont cependant listés ici. À l'inverse, les très petits îlots, n'ayant également pas été équipés, ne sont normalement pas listés. La raison de leur non-équipement et de leur exclusion de la présente liste est qu'aux plus grandes marées hautes ils sont parfois considérés comme émergés sur les cartes du SHOM mais immergés sur les cartes de l'IGN, ce qui rend leur caractère insulaire très incertain. Il s'agit, selon nous, la plupart du temps, de rochers toujours émergés mais battus par la houle et n'hébergeant pas d'espèces terrestres. Seuls les rares très petits îlots ayant un statut insulaire avéré ont été équipés de postes et sont alors listés ici. Dans ce cas de figure, le qualificatif « très petits îlots » est indiqué entre crochets. Prendre la décision de poser des postes de piégeage ou d'appâtage sur tous les îlots éloignés d'une île principale et sur les très petits îlots n'ayant pas un véritable statut insulaire, aurait créé de nouveaux problèmes logistiques. Quoi qu'il en soit, la décision de ne pas les équiper en postes a été une bonne décision au final, dans la mesure où aucune recolonisation d'île principale n'a, d'après nos constatations, été liée à cette décision. Notons que, dans le cas très particulier de l'opération menée aux îles Chausey, un nombre considérable d'îlots a été pris en compte, 75 en tout et de toutes tailles, répartis sur environ 30 km² (3000 ha). Cette surface représente les

ANNEXE 2. — Suite.

estrans des îles Chausey, le principal étant celui de Grande Île situé à l'ouest du chenal Beauchamp (environ 20 km²) avec 67 îlots pris en compte. Ces îlots pouvaient, du fait de leur nombre et d'une densité relativement élevée en rats, servir

de puits et de sources et assurer une certaine pérennité à une métapopulation de rats. De ce fait, ils ont tous été intégrés dans l'opération, par la pose de postes d'appâtage, y compris certains très petits îlots.

ANNEXE 3. — Liste des îles et îlots concernés par cette synthèse. L'expression « Groupe d'îles » désigne l'archipel ou le groupe d'île d'appartenance. Pour chaque opération, l'île la plus grande est désignée comme île principale. Dans quelques cas, il y a deux îles principales pour une opération. L'intitulé de l'opération correspond au nom de l'île principale concernée (ou des îles principales concernées). Chaque île ou îlot numéroté correspond à un site où des postes ont été posés et qui a été retenu dans la présente synthèse. Les quelques sites non retenus sont cités sans être numérotés. Postes indique si des postes (de piégeage et/ou d'appâtage) ont été ou non posés. Retenu indique si l'île ou l'îlot est ou non retenu. Abréviation : **Num**, numéro attribué à une île ou un îlot. Par ailleurs, nous renvoyons le lecteur au Tableau 1 pour le contexte administratif des îles : département et commune.

Opération	Île ou îlot	Postes	Retenu	Num
Opération n°1. 1951. <i>Rattus norvegicus</i> (Berkenhout, 1769) Groupe d'îles : les Sept Îles et île Tomé Intitulé de l'opération : « île Rouzic »	Île principale : île Rouzic Îlot d'estran de l'île Rouzic, au nord-ouest : Kastell Riouzig	oui oui (?)	oui oui	1 2
Opération n°2. 1994. <i>Rattus norvegicus</i> Groupe d'îles : île des Rimains Intitulé de l'opération : « île des Rimains et le Châtelier »	Île principale 1 : île des Rimains Îlot d'estran de l'île des Rimains, au nord : la Cormorandière Île principale 2 : le Châtelier (ou l'île des Mouettes) Îlot d'estran de le Châtelier, au sud : rocher de Cancale	oui oui oui oui	oui oui oui oui	3 4 5 6
Opération n°3. 1994. <i>Rattus norvegicus</i> Groupe d'îles : les Sept Îles et île Tomé Intitulé de l'opération : « île Bono et île aux Moines »	Île principale 1 : île Bono Îlot d'estran de l'île Bono 1, au sud-ouest : Ar Moudenno (ou les Mottes) : la Motte du Nord (très petit îlot) Îlot d'estran de l'île Bono 2, au sud-ouest : Ar Moudenno (ou les Mottes) : la Motte du Centre Îlot d'estran de l'île Bono 3, au sud-ouest : Ar Moudenno (ou les Mottes) : la Motte du Sud Île principale 2 : île d'estran de l'île Bono : île aux Moines Îlot d'estran de l'île aux Moines 1, au sud-est : non nommé, accolé à l'île aux Moines Îlot d'estran de l'île aux Moines 2 : petit îlot : île aux Rats Île d'estran de l'île aux Moines 3 : île : île Plate Île de Malban	oui oui oui oui oui oui oui oui oui non	oui oui oui oui oui oui oui oui oui non	7 8 9 10 11 12 13 14 –
* Supplément à l'Opération n°3. 1993. Disparition spontanée de la population de <i>Rattus norvegicus</i> en août				
Opération n°4. 1996. <i>Rattus norvegicus</i> Groupe d'îles : île d'Ouessant et archipel de Molène Intitulé de l'opération : « île de Trielen »	Île principale : île de Trielen (estran de l'île Molène) Îlot d'estran de l'île de Trielen : île aux Chrétiens (Enez ar C'hrizienn)	oui oui	oui oui	15 16
Opération n°5. 2000. <i>Rattus norvegicus</i> Groupe d'îles : île Saint-Riom Intitulé de l'opération : « île Saint-Riom »	Île principale : île Saint-Riom Îlot d'estran de l'île Saint-Riom 1, au nord-est : non nommé Îlot d'estran de l'île Saint-Riom 2, au nord-ouest : non nommé Îlot isolé près de l'île Saint-Riom 1 : Roc'h Radeneg Îlot isolé près de l'île Saint-Riom 2 : Roc'h ar Mennou Îlot d'estran de Roc'h ar Mennou 1, au nord : Ar Morhoc'h, au nord Îlot d'estran de Roc'h ar Mennou 2, au nord : Ar Morhoc'h Bihan, au sud Îlot d'estran de Roc'h ar Mennou 3, au sud : Roc'h Vras, à l'est Îlot d'estran de Roc'h ar Mennou 4, au sud : Roc'h Vras, à l'ouest	oui oui oui oui oui oui oui oui oui	oui oui oui oui oui oui oui oui oui	17 18 19 20 21 22 23 24 25
Opération n°6. 2002. <i>Rattus norvegicus</i> Groupe d'îles : Belle-Île et îles du Mor Braz Intitulé de l'opération : « île aux Chevaux »	Île principale : île aux Chevaux Îlot d'estran de l'île aux Chevaux : Grimaud Tost Îlot isolé près de l'île aux Chevaux : Grimaud Pell	oui oui non	oui oui –	26 27 –
Opération n°7. 2002. <i>Rattus norvegicus</i> Groupe d'îles : les Sept Îles et île Tomé Intitulé de l'opération : « île Tomé »	Île principale : île Tomé Îlot d'estran de l'île Tomé, au nord-ouest : non nommé	oui oui	oui oui	28 29
Opération n°8. 2003. <i>Rattus norvegicus</i> Groupe d'îles : îles des Glénan et île aux Moutons Intitulé de l'opération : « île du Loc'h »	Île principale 1 : île du Loc'h	oui	oui	30
* Supplément à l'Opération n°8. 2003. Îles et îlots des îles des Glénan non intégrés dans la synthèse	Île de Brunec Îlot de l'estran de l'île de Brunec, au nord-est : le Buquet Île de Saint-Nicolas des Glénan Îlot d'estran de l'île de Saint-Nicolas des Glénan 1, à l'ouest : îlot de la Croix (localement) Îlot d'estran de l'île de Saint-Nicolas des Glénan 2, à l'est : île de Bananec Île d'estran de l'île de Saint-Nicolas des Glénan, au sud-ouest : île de Drénec Îlot d'estran de l'île de Drénec 1, à l'est : le Veau (localement)	oui non oui oui oui oui oui	non – non non non non non	– – – – – – –

ANNEXE 3. — Suite.

Opération	Île ou îlot	Postes	Retenu	Num
	Îlot d'estran de l'île de Drénec 2, au sud-est : la Tombe (localement)	oui	non	–
	Îlot d'estran de la Tombe, au sud-est : non nommé (très petit îlot)	non	–	–
	Île de Quignénec	oui	non	–
	Îlot d'estran de l'île de Quignénec 1, à l'ouest : Kastel Krugenn (localement)	oui	non	–
	Îlot d'estran de l'île de Quignénec 2, au sud-ouest : rocher de Quignénec ou Kastell Kignenek (localement)	oui	non	–
	Île Cigogne	oui	non	–
	Île de Brilimec	oui	non	–
	Île de Guiriden	non	–	–
	Île de Guéotec	oui	non	–
	Île de Penfret	non	–	–
	Îlot d'estran de l'île de Penfret, à l'est : Castel Raët (très petit îlot)	non	–	–
Opération n°9. 2003–2004. <i>Mustela furo</i> Linnaeus, 1758	Île principale : île de Quéménès	oui	oui	31
Groupe d'îles : île d'Ouessant et archipel de Molène	Îlot d'estran de l'île de Quéménès 1 : Lédénez Vraz de l'île de Quéménès	oui	oui	32
Intitulé de l'opération : « île de Quéménès »	Îlot d'estran de l'île de Quéménès 2 : Lédénez Vihan de l'île de Quéménès	oui	oui	33
Opération n°10. 2004. <i>Rattus rattus</i> (Linnaeus, 1758)	Île principale : île de Cézembre	oui	oui	34
Groupe d'îles : île de Cézembre	Îlots d'estran de l'île de Cézembre 1, au sud : non nommé	oui	oui	35
Intitulé de l'opération : « île de Cézembre »	Îlots d'estran de l'île de Cézembre 2, au sud-ouest : non nommé, accolé	oui	oui	36
	Îlots d'estran de l'île de Cézembre 3, plus au sud-ouest : non nommé, accolé	oui	oui	37
Opération n°11. 2005. <i>Rattus norvegicus</i>	Île principale 1, isolée : île Trébéron	oui	oui	38
Groupe d'îles : île Trébéron et île des Morts	Île principale 2, isolée : île des Morts	oui	oui	39
Intitulé de l'opération : « île Trébéron et île des Morts »				
Opération n°12. 2010. <i>Rattus norvegicus</i>	Île principale : roche Herpin	oui	oui	40
Groupe d'îles : île des Landes				
Intitulé de l'opération : « roche Herpin »				
Opération n°13. 2016. <i>Rattus norvegicus</i>	Île principale : île Notre-Dame (ou île au Moine)	oui	oui	41
Groupe d'îles : île Notre-Dame				
Intitulé de l'opération : « île Notre-Dame »				
Opération n°14. 2014–2018. <i>Neogale vison</i> (Schreber, 1777)	Île principale : île Tomé	oui	oui	cf. n°28
Groupe d'îles : les Sept Îles et île Tomé	Îlot d'estran de l'île Tomé, au nord-ouest : non nommé	oui	oui	cf. n°29
Intitulé de l'opération : « île Tomé »				
Opération n°15. 2018. <i>Rattus norvegicus</i>	Île principale : île Molène	oui	oui	42
Groupe d'îles : île d'Ouessant et archipel de Molène	Îlot d'estran de l'île Molène 1, au nord-ouest : Youc'h	non	–	–
Intitulé de l'opération : « île Molène »	Îlot d'estran de l'île Molène 2, à l'ouest : Baz Valan, îlot 1, au nord, accolé au suivant	non	–	–
	Îlot d'estran de l'île Molène 3, à l'ouest : Baz valan, îlot 2, au sud	non	–	–
	Îlot d'estran de l'île Molène 4, au nord-est : Lédénez Vraz de l'île Molène	oui	oui	43
	Îlot d'estran de l'île Molène 5, au nord-est : Lédénez Vihan de l'île Molène	oui	oui	44
Opération n°16. 2018. <i>Rattus norvegicus</i>	Île principale : île de Sein	oui	oui	45
Groupe d'îles : île de Sein	Îlot d'estran de l'île de Sein 1, au sud-est : Beg ar C'hale	oui	oui	46
Intitulé de l'opération : « île de Sein »	Îlot d'estran de l'île de Sein 2, au sud-est, plus à l'est : Kilaourou	oui	oui	47
	Îlot d'estran de l'île de Sein 3, au sud-est, plus au nord : Roc'h Piguet	non	–	–
	Îlot d'estran de l'île de Sein 4, au nord-ouest : Ar Milinou	non	–	–
	Îlot isolé près de l'île de Sein 1, à l'est, au sud : An Nerroth, îlot 1, accolé aux trois autres	oui	oui	48
	Îlot isolé près de l'île de Sein 2, à l'est, au centre : An Nerroth, îlot 2	oui	oui	49
	Îlot isolé près de l'île de Sein 3, au nord : An Nerroth, îlot 3	oui	oui	50
	Îlot isolé près de l'île de Sein 4, plus au nord : An Nerroth, îlot 4	oui	oui	51

ANNEXE 3. — Suite.

Opération	Île ou îlot	Postes	Retenu	Num
Opération n°17. 2019. <i>Rattus norvegicus</i> Groupe d'îles: île Vierge Intitulé de l'opération: «île Vierge»	Île principale: île Vierge	oui	oui	52
	Îlot d'estran de l'île Vierge 1, au nord: non nommé	oui	oui	53
	Îlot d'estran de l'île Vierge 2, à l'ouest: non nommé	oui	oui	54
	Îlot d'estran de l'île Vierge 3, au sud-ouest: île Valan ou île aux Rats (localement)	oui	oui	55
Opération n°18. 2019. <i>Rattus norvegicus</i> Groupe d'îles: Belle-Île et îles du Mor Braz Intitulé de l'opération: «île d'Hoëdic»	Île principale: île d'Hoëdic	oui	oui	56
	Îlot d'estran de l'île d'Hoëdic 1, au sud-est: Grand Mulon	oui	oui	57
	Îlot d'estran de l'île d'Hoëdic 2, au sud-ouest: Beg er Faut	oui	oui	58
	Îlot d'estran de l'île d'Hoëdic 3, à l'ouest: Caspéraquiz	oui	oui	59
	Îlot d'estran de l'île d'Hoëdic 4, au nord-ouest: non nommé	oui	oui	60
Opération n°19. 2020. <i>Rattus norvegicus</i> Groupe d'îles: banc de Bilho Intitulé de l'opération: «banc de Bilho»	Île principale: banc de Bilho	oui	oui	61
	Îlot d'estran du banc de Bilho, à l'est: Petit Bilho	oui	oui	62
Opération n°20. 2021. <i>Rattus norvegicus</i> Groupe d'îles: îles Chausey Intitulé de l'opération: «Grande Île»	Île principale: Grande Île	oui	oui	63
* Îlots d'estran de Grande Île, à l'ouest du Sound de Chausey et de la plaine de Rétin, en périphérie à l'ouest	La Grande corbière, à l'ouest, accolé au suivant	oui	oui	64
	La Grande Corbière, à l'est	oui	oui	65
	La Petite Corbière	oui	oui	66
* Îlots d'estran de Grande Île, à l'ouest du Sound de Chausey et de la plaine de Rétin	Île aux Oiseaux: îlot 1, au sud	oui	oui	67
	Île aux Oiseaux: îlot 2, au centre	oui	oui	68
	Île aux Oiseaux: îlot 3, au centre, plus au nord	oui	oui	69
	Île aux Oiseaux: îlot 4, au nord	oui	oui	70
	Le Hérisset	oui	oui	71
	La Meule	oui	oui	72
	Îlot au sud-ouest de la Meule: non nommé (très petit îlot)	oui	oui	73
	La Houston: îlot 1, au sud	oui	oui	74
	La Houston: îlot 2, au nord	oui	oui	75
	La Houllée	oui	oui	76
	Îlot au nord-est de la Houllée: non nommé	oui	oui	77
	Le Chapeau	oui	oui	78
	Petit Épail	oui	oui	79
	Grand Épail	oui	oui	80
	Îlot au sud-ouest de Grand Épail: non nommé	oui	oui	81
	Riche Roche	oui	oui	82
	La Genêtaie	oui	oui	83
	Le Vieux	oui	oui	84
	La Massue (très petit îlot)	oui	oui	85
* Îlots d'estran de Grande Île, à l'est du Sound de Chausey et à l'ouest du chenal Beauchamp	La Petite Enseigne	oui	oui	86
	L'Enseigne (ou la Grande Enseigne)	oui	oui	87
	Grand Puceau	oui	oui	88
	Petit Puceau	oui	oui	89
	La Grande Fourche	oui	oui	90
	La Petite Fourche: îlot 1, au nord-est (très petit îlot)	oui	oui	91
	La Petite Fourche: îlot 2, au sud-est (très petit îlot)	oui	oui	92
	La Saunière	oui	oui	93
	Le Canon: îlot 1, au sud-est, accolé au suivant	oui	oui	94
	Le Canon: îlot 2, au nord-ouest	oui	oui	95
	Fortune	oui	oui	96
	L'Ébauché	oui	oui	97
	L'Épinet	oui	oui	98
	Le Grand Colombier	oui	oui	99
	Le Petit Colombier	oui	oui	100
	L'Œillet (localement)	oui	oui	101
	Grand Romond	oui	oui	102
	Îlot au nord-est de Grand Romond: non nommé	oui	oui	103
	Petit Romond	oui	oui	104
	Plate Île	oui	oui	105
	Longue Île: îlot 1, au sud, accolé aux 2 autres	oui	oui	106
	Longue Île: îlot 2, au centre	oui	oui	107
	Longue Île: îlot 3, au nord	oui	oui	108
	Les Trois Îlets: îlot 1, à l'est	oui	oui	109
	Les Trois Îlets: îlot 2, au sud-ouest	oui	oui	110
	Les Trois Îlets: îlot 3, au nord-ouest	oui	oui	111
	Le Jaune (localement), au nord-est du Petit Colombier (très petit îlot)	oui	oui	112

ANNEXE 3. — Suite.

Opération	Île ou îlot	Postes	Retenu	Num
	Les Carniquets : îlot 1, au sud-est (très petit îlot)	oui	oui	113
	Les Carniquets : îlot 2, au nord-est	oui	oui	114
	Les Carniquets : îlot 3, à l'ouest	oui	oui	115
	Îlot au sud des roches des Guernesiais : non nommé	oui	oui	116
	Les Grossettes : îlot 1, au sud	oui	oui	117
	Les Grossettes : îlot 2, au nord (très petit îlot)	oui	oui	118
	Guibea Fossé (localement), à l'ouest d'Aneret (apparemment mal positionné par le SHOM et l'IGN)	oui	oui	119
	Petit Aneret (ou Petite Ancre)	oui	oui	120
	Aneret (ou Grande Ancre)	oui	oui	121
	Îlot au nord d'Aneret : non nommé	oui	oui	122
	Roche Hamon	oui	oui	123
	Îlot au sud-est de Roche Hamon (très petit îlot) : non nommé	oui	oui	124
	Îlot au sud-ouest de Roche Hamon (très petit îlot) : non nommé	oui	oui	125
	Le Lézard : îlot 1, au sud	oui	oui	126
	Le Lézard : îlot 2, au nord	oui	oui	127
	La Vache	oui	oui	128
	Le Grand Cheval	oui	oui	129
	Le Jaune, au nord-est du Grand Cheval	oui	oui	130
	Roche Angot	non	—	—
* Îlots isolé et indépendants dans le chenal Beauchamp	La Mauvaise	oui	oui	131
	La Petite Mauvaise (très petit îlot)	non	—	—
* Îlots isolés à l'est du chenal Beauchamp	Les Huguenans : îlot 1, au nord-est	oui	oui	132
	Les Huguenans : îlot 2, au sud-ouest	oui	oui	133
	Les Huguenans : îlot 3, à l'ouest	oui	oui	134
	Îlot de l'estran des Huguenans 1 : la Chapelle	oui	oui	135
	Îlot de l'estran des Huguenans 2 : la Culassière (très petit îlot)	non	—	—
* Îlots isolés à l'est de la passe de la Conchée	La Conchée : îlot 1, au nord (estran commun avec îlots 2 et 3)	oui	oui	136
	La Conchée : îlot 2, au sud (estran commun avec îlots 1 et 3)	oui	oui	137
	La Conchée : îlot 3, à l'est (estran commun avec îlots 1 et 2) (très petit îlot)	oui	oui	138
Opération n°21. 2022. <i>Rattus norvegicus</i>	Île principale : Gravigne	oui	oui	139
Groupe d'îles : îlots de la ria d'Étel	Îlot isolé près de Gravigne, au sud : Men-Halén	oui	oui	140
Intitulé de l'opération : « Gravigne »	Îlot de l'estran continental 1, rive gauche, plus au sud : Tog-Ru	oui	oui	141
	Îlot de l'estran continental 2, rive gauche, encore plus au sud : Nôd Vihan	oui	oui	142
Opération n°22. 2022. <i>Rattus norvegicus</i>	Île principale : île de Keller (ou Keller Vraz)	oui	oui	143
Groupe d'îles : île d'Ouessant et archipel de Molène	Îlot d'estran de l'île de Keller 1, au nord-ouest : Keller Vihan	oui	oui	144
Intitulé de l'opération : « île de Keller »				

ANNEXE 4. — Situation en vigueur, en France, pour des études scientifiques se greffant sur une opération d'éradication.

La capture d'animaux sauvages pour une identification (visuelle ou nécessitant une expertise *post-mortem* et donc la mise à mort de l'animal) ou pour un marquage individuel à l'état vigile (boucle auriculaire ou balise à fixation externe) ne nécessite pas de demande d'autorisation auprès du Ministère de l'Enseignement supérieur et de la Recherche (MESR). Toutefois, si des espèces ciblées pour un tel inventaire ont un statut spécifique de protection, une dérogation de capture doit être demandée auprès de la Direction régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement concernée (DREAL, ou DEAL dans le cas des départements ultramarins), ou du Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des Territoires (MTE-MCT). En revanche, si une expérimentation scientifique se greffe sur l'opération de gestion, une autorisation de manipuler des individus d'espèces mammaliennes protégées ou non, y compris des rats, dans le respect de l'éthique en matière d'expérimentation animale, doit être sollicitée auprès du MESR depuis 2010, selon une directive européenne (Directive 2010/63/UE du Parlement européen et du Conseil du 22 septembre 2010 relative à la protection des animaux utilisés à des fins scientifiques, *Journal officiel de l'Union européenne*, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:02010L0063-20190626>, dernière consultation le 15 novembre 2024). En effet, des dispositions réglementaires s'appliquent à des projets utilisant des animaux sauvages à des fins scientifiques, lorsque ces derniers subissent, à l'état vigile ou sous anesthésie, des actes invasifs dans le cadre de procédures expérimentales (Woelfl & Landelle 2017a, b). Ces projets sont soumis à l'obtention d'un avis favorable délivré par un Comité d'Éthique, préalable à l'autorisation délivrée par le MESR.

De plus, si une étude scientifique réalisée sur des Espèces exotiques envahissantes (EEE) listées dans l'Annexe 1 de l'Arrêté du 14 février 2018 du *Journal officiel* (<https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000036629851>, dernière consultation le 15 novembre 2024) et dans l'Article L411-5 de 2019 du *Code de l'Environnement* (https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000038846259, dernière consultation le 15 novembre 2024), relatifs à la prévention de l'introduction et de la propagation des EEE animales sur le territoire national métropolitain, nécessite une remise en liberté, il est alors nécessaire de demander à la DREAL une autorisation pour procéder à cette libération. Le Rat surmulot *Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769) et le Vison d'Amérique *Neogale vison* (Schreber, 1777), par exemple, sont concernés (le second pourrait être prochainement transféré dans l'Annexe 2). Ils peuvent être piégés mais pas remis en liberté hors autorisation. En revanche, si l'expérimentation se fait sur des EEE listées dans l'Annexe 2 et dans l'Article L441-6 des documents mentionnés plus haut, la remise en liberté pour des questions

de recherches scientifiques ne peut être autorisée. Le Ragondin *Myocastor coypus* (Molina, 1782) et le Raton laveur *Procyon lotor* (Linnaeus, 1758), par exemple, sont concernés. Pour les espèces de l'Annexe 1 comme pour celles de l'Annexe 2, ces dispositions nationales pour la Métropole reprennent celles édictées en 2014 au niveau européen (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32014R1143>, dernière consultation le 15 novembre 2024). Le Rat noir, *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758), quant à lui, n'est pas régi par un statut réglementaire en France métropolitaine. Il peut être piégé et remis en liberté sans demande d'autorisation préalable. Dans les outre-mers, les statuts des EEE animales sont définis, pour chaque territoire, par deux Arrêtés (https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/arretes_especes_exotiques_envahissantes_recapitulatif.pdf, dernière consultation le 15 novembre 2024). C'est ainsi, par exemple, que la Guadeloupe, Saint-Martin (partie française) et la Martinique sont des territoires ayant chacun deux Arrêtés. Des espèces telles que le Rat surmulot, la Petite Mangouste indienne *Urva auropunctata* (Hodgson, 1836) et le Raton laveur, mais aussi le Rat noir, sont concernés par les deux Arrêtés. Dans le premier Arrêté, ces espèces font implicitement l'objet d'un renvoi à l'Article L441-5. Dans le second Arrêté, les familles zoologiques d'appartenance de ces mêmes espèces font l'objet d'un renvoi à l'Article L441-6. Au final, la possibilité d'obtenir une autorisation permettant la remise en liberté d'individus de ces espèces, pour des questions de recherche scientifique, n'est donc pas claire, les deux Articles n'offrant pas les mêmes possibilités.

En France métropolitaine comme dans les outre-mers, le périmètre délimitant des conditions dérogatoires d'une recherche scientifique en nature, nécessitant la remise en liberté de spécimens d'espèces soumises aux plus fortes restrictions, reste donc à construire avec les autorités compétentes. L'assurance de la mise en place d'une campagne de lutte succédant immédiatement à une opération de recherche, visant à détruire les individus impliqués dans cette recherche (et c'est bien le cas avec les opérations d'éradication), pourrait aider à l'obtention de ces dérogations. Ce point est particulièrement crucial dans le cas de recherches visant à améliorer les connaissances sur les densités ou d'autres paramètres de l'écologie spatiale d'une espèce, recherches fondées sur des suivis par capture-marquage-recapture ou encore des suivis par différentes techniques de télémétrie (RFID pour *Radio Frequency Identification* ou identification par radiofréquence, GPS pour *Global Positioning System* ou système de positionnement global et VHF pour *Very High Frequency* ou bande du spectre radioélectrique des très hautes fréquences) (Annexe 6). Ces connaissances sont essentielles pour l'amélioration de protocoles de gestion des espèces ciblées (e.g., Anderson *et al.* 2022 ; Vattiato *et al.* 2023).

ANNEXE 5. — Situation en vigueur pour l'emploi de rodenticides en France.

En France, l'Agence nationale de Sécurité sanitaire de l'Alimentation, de l'Environnement et du Travail (ANSES) est chargée d'évaluer la demande d'Autorisation de Mise sur le Marché (AMM) lorsqu'une société souhaite commercialiser un produit biocide, tel un appât rodenticide.

Contrairement à la situation qui prévaut dans d'autres états membres de l'Union européenne (décision d'exécution 2024/734 de la Commission du 27 février 2024 reportant la date d'expiration de l'approbation du brodifacoum, de la bromadiolone, de la chlorophacinone, du coumatétralyl, du difénacoum, de la diféthialone et du flocoumafen en vue de leur utilisation dans les produits biocides relevant du type de produits 14, conformément au règlement (UE) no 528/2012 du Parlement européen et du Conseil, https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=OJ:L_202400734, dernière consultation le 25 novembre 2024), il n'est actuellement pas possible d'appâter avec des rodenticides de manière permanente en France (*Journal officiel de la République française*, Débats parlementaires, Mardi 25 février 2020, https://www2.assemblee-nationale.fr/static/15/questions/jo/jo_anq_202008.pdf, dernière consultation le 25 novembre 2024), c'est-à-dire qu'il n'est pas autorisé de disposer, à titre préventif, des postes d'appâtage contenant des rodenticides, avant d'avoir constaté la présence effective de rats. Si la présence de rongeurs est avérée, il devient alors possible de procéder à une lutte chimique d'une durée maximum de 35 jours. Les îles, inhabitées ou habitées, n'échappent pas à cette règle.

Cette situation est incompatible avec la mise en place de mesures de biosécurité efficaces sur le long terme pour les opérations d'éradication décrites dans la présente synthèse, notamment dans des emplacements tels que des gares maritimes (sur le continent et sur les îles), ou encore dans des îles sujettes à une fréquentation touristique plus ou moins importante. La mise en place de pièges photographiques, de caméras infrarouges, de postes d'appâtage sans toxiques, sans oublier les caméras classiques de surveillance, peut permettre de détecter la présence de rats mais n'a aucune action délétère rapide sur les rongeurs. Une mesure efficace doit permettre l'élimination des rats dès leur arrivée pour éviter leur dispersion et la recolonisation d'une île où une opération d'éradication a réussi. L'utilisation de pièges mécaniques

létaux automatiques s'avère encore peu efficace (Shiels *et al.* 2022a). Seule la présence de postes permanents d'appâtage, équipés d'appâts toxiques dès le départ, peut en l'état actuel empêcher efficacement une telle recolonisation (voir la partie « Importance des mesures de biosécurité »). En effet, dans le cas des îles, c'est une éradication pérenne qui est voulue.

La réussite ou l'échec de l'opération d'éradication n'est établie qu'au bout d'un an. Pendant cette période, il nous semble cohérent d'utiliser des toxiques pour finaliser l'éradication et ceci sans déroger aux recommandations relatives aux AMM, issues des évaluations des risques, puisque l'île hébergeait une population de rats. Au-delà d'un an, l'utilisation d'appâts toxiques dans des postes d'appâtage permanents peut sembler plus difficile à mettre en conformité avec les recommandations relatives aux AMM. C'est pourquoi, au-delà d'un an et si l'opération d'éradication a été un succès, une possibilité de dérogation à la réglementation serait la bienvenue. Elle permettrait de prendre en compte les exigences de l'éradication de prédateurs mammaliens introduits dans des systèmes insulaires, du fait du risque de recolonisation depuis une île proche ou le continent. Elle lèverait la pierre d'achoppement que constituent les actuelles recommandations relatives aux AMM. Notons qu'en respectant nos recommandations concernant l'utilisation d'appâts toxiques sur le long terme après une éradication (recommandations formulées dans la partie « Protocole d'éradication HELP SARL »), il est possible, d'une part de pérenniser la réussite d'une opération d'éradication, d'autre part d'abolir la dispersion répétitive de toxiques constatée dans le cadre d'opérations récurrentes de limitations des rongeurs menées sur des îles où ceux-ci n'ont pas été éradiqués, et enfin d'éviter les conséquences défavorables et significatives sur la survie d'espèces non ciblées. Ces trois points peuvent être des arguments forts pour une demande de dérogation. Pour les opérations à venir, les acteurs des éradications devront engager des discussions avec les autorités compétentes. Les comités consultatifs de réserves ou autres instances intervenant dans la gestion de territoires insulaires devront probablement, en lien avec les préfetures ou les sous-préfetures, intégrer la possibilité de demander des dérogations, en fournissant tous les éléments techniques justifiant cette demande.

ANNEXE 6. — Perspectives d'études.

Nous préconisons d'adjoindre aux mises en place futures du Protocole HS, comme de tout autre protocole visant les mêmes objectifs, des études de terrain, relativement faciles à mettre en place, destinées à mieux connaître les densités et les comportements de déplacement des rats en milieux insulaires, et à améliorer leur gestion. Ces études de terrain pourraient être réalisées (en disposant des autorisations nécessaires) en préalable à chaque nouvelle opération. Elles pourraient plus précisément apporter des réponses à deux groupes de questions. Les premières concernent la relation entre densité de rats et densité de postes d'appâtage. Les secondes se rapportent à l'utilisation de l'espace par les rats, afin d'estimer les capacités de dispersion des individus, plus particulièrement celles des femelles. Ces deux types d'études permettraient l'acquisition de nouvelles connaissances en écologie spatiale des populations de rats en milieux insulaires et participeraient également à l'amélioration des protocoles d'éradication, apportant plus d'efficacité sur le terrain. Ils amélioreraient notamment la gestion par une meilleure compréhension de la biologie des rats à des échelles spatiales fines selon l'âge et le sexe.

Dans l'idéal, ces apports devraient concerner le Rat noir dans des îles de Méditerranée et des Antilles, et le Rat surmulot dans des îles de la façade atlantique. Toutefois, il serait judicieux de faire porter l'effort de façon plus prononcée sur le Rat surmulot, dont le mode d'utilisation de l'espace demeure peu étudié (e.g., Vattiato *et al.* 2023).

MOUVEMENTS DES INDIVIDUS EN FONCTION DE LA DENSITÉ DE POPULATION

Chez les rats ou chez les carnivores introduits, l'amplitude des mouvements des individus est réduite lorsque la densité de population augmente (Efford *et al.* 2016; Anderson *et al.* 2022; Vattiato *et al.* 2023). En plus du sexe ou de l'âge des individus, cette variation de l'amplitude des mouvements dépend également de la saison et de la nature des habitats. Dès lors, en l'absence de connaissance préalable de la densité en rats au lancement d'une opération d'éradication, le risque existe du choix d'un espacement trop important entre les postes d'appâtage. Dans cette situation, des individus pourraient ne pas rencontrer de poste et donc ne pas consommer de toxique, situation conduisant à l'échec de l'opération de lutte, qu'elle soit à visée d'éradication, d'extirpation ou de limitation. Par ailleurs, une réduction du nombre de postes d'appâtage pourrait, dans certains cas, être envisagée, permettant de diminuer le coût et la charge de travail sur le terrain. En effet, l'espacement entre postes pourrait être augmenté (Russell *et al.* 2017) sans perte d'efficacité dans le cas de populations de faible densité dont les individus présentent des amplitudes de déplacements plus importantes.

Pour les opérations de lutte à venir, une perspective intéressante serait donc de disposer d'un outil simple à mettre en place permettant, au préalable à une opération, d'estimer

les densités en rats selon les habitats et la saison. Cet outil serait fondé sur un dispositif de pièges photographiques (plus sophistiqué que celui utilisé avec l'actuel Protocole HS) permettant d'obtenir un indice d'abondance reflétant le plus précisément possible la densité de la population ciblée (Villette *et al.* 2016, 2017; Beatham *et al.* 2023). Ce dispositif pourrait également permettre au gestionnaire d'acquérir des données sur d'autres petits vertébrés, oiseaux (notamment les passereaux se nourrissant au sol), mammifères et squamates (pour ces derniers, voir Welbourne *et al.* 2017).

L'enjeu serait préalablement de calibrer une telle méthode, fondée sur le piégeage photographique, en la comparant à une méthode éprouvée d'estimation de densité de population, dans le plus grand nombre de situations possibles et notamment dans différents habitats (milieux ouverts, comme les prairies ou les landes, et fermés à couverts arborés ou arbustifs) et à différentes saisons propices à des campagnes d'éradications (automne ou hiver en région tempérée, saison sèche dans les régions intertropicales).

L'un des meilleurs moyens actuels pour estimer la densité d'une population est l'utilisation de la méthode dite de capture-marquage-recapture spatialement explicite (méthode « SECR » pour *Spatially explicit capture-recapture*; Efford 2004). L'expression *Spatially explicit* signifie que la mesure de la distance de déplacement des individus marqués et recapturés entre des pièges est prise en compte dans le calcul de la densité d'une population, permettant une estimation de cette dernière plus proche de la réalité (Efford 2004; Efford & Fewster 2013). Comme tout protocole de capture-marquage-recapture (Otis *et al.* 1978; Parmenter *et al.* 2003), cette méthode « SECR » demande un dispositif lourd de mise en place d'une batterie de pièges disposée en grille régulière, avec des relevés pendant cinq à dix jours consécutifs (e.g., Duron *et al.* 2020). Malgré ses performances, cette méthode présente toujours le biais principal suivant (Gracnin *et al.* 2022) : du fait d'un nombre réduit de recaptures, en relation avec un faible nombre de relevés des pièges, les individus marqués ne peuvent être tout au plus recapturés que cinq à dix fois sur cinq à dix jours (ou nuits) consécutifs. Dès lors, le nombre de mesures de déplacement d'individus marqués entre les pièges étant réduit, les distances obtenues demeurent souvent imprécises.

Un moyen alternatif pour disposer d'une estimation de la densité de population sans entraver le déplacement d'individus marqués serait de pouvoir les « recapturer à distance », afin qu'ils ne soient pas immobilisés dans un piège pendant une journée ou une nuit, en s'inspirant du protocole proposé par Gracnin *et al.* (2022). Pour cela, il serait nécessaire de marquer des individus avec un transpondeur sous-cutané (implantation sous la peau du cou d'une puce électronique de la taille d'un grain de riz) permettant une radio-identification (traduction de RFID pour *Radio frequency identification*) à courte distance (quelques centimètres), et de disposer d'une grille d'antennes, insérées dans les postes

d'appâtage avec une lecture automatique. Après une première phase de capture-marquage classique, les individus relâchés seraient ensuite laissés libres de se déplacer et de visiter à leur guise les postes appâtés (non toxiques) munis chacun d'un lecteur automatique. Leurs « recaptures à distance » par radio-identification pendant plusieurs jours, sur une durée qui reste à définir, offriraient l'opportunité d'estimer une densité plus précise grâce à la mesure des distances de leurs déplacements entre les pièges avec un plus grand nombre d'événements de recapture. Couplé à la distribution d'une grille de pièges photographiques, ce dispositif permettrait de calibrer des indices d'abondance issus de la fréquence des enregistrements photographiques en les comparant aux densités estimées par « recaptures à distance », de manière analogue aux travaux de Beatham *et al.* (2023) sur l'Écureuil gris, *Sciurus carolinensis* Gmelin in Linnaeus, 1788, et de Villette *et al.* (2016, 2017) sur le Lièvre d'Amérique, *Lepus americanus* Erxleben, 1777, l'Écureuil roux d'Amérique, *Tamiasciurus hudsonicus* (Erxleben, 1777), le Campagnol boréal, *Clethrionomys rutilus* (Pallas, 1779) et la Souris sylvestre *Peromyscus maniculatus* (Wagner, 1845).

À terme, une fois obtenu le calibrage entre la densité de population procurée par les « recaptures à distance » et l'indice d'abondance fourni par pièges photographiques, sur un nombre représentatif de populations (dans l'idéal, de l'ordre de 15-20 populations à une saison donnée pour disposer d'un nombre d'estimations qui soient statistiquement exploitables), l'emploi d'une simple grille de pièges photographiques suffirait pour disposer d'une bonne estimation de la densité et en déduire les espacements optimaux entre postes d'appâtage lors de la mise en place de l'opération d'éradication.

En complément, différentes composantes de l'éthologie des rats pourraient être étudiées avec cet outil, en particulier le rythme d'activité et le comportement des individus « dominants » (s'alimentant en premier). De plus, un tel dispositif mis en place juste avant une campagne d'éradication offrirait la possibilité d'évaluer les avantages d'une phase de « préappâtage » sans toxique (sachant qu'une phase de « prépiégeage », utilisant des pièges au système de fermeture désactivé, serait également intéressante à tester dans un autre contexte) pendant quelques jours, sur l'augmentation subséquente de la dynamique de consommation des appâts toxiques pendant la phase d'éradication proprement dite. En effet, un accès à de la nourriture non toxique sur un temps plus long doit

permettre qu'un plus grand nombre de rats rencontrent un poste d'appâtage (e.g., Bytheway *et al.* 2021).

CAPACITÉ DE DISPERSION DES FEMELLES

Les réponses obtenues, relatives aux questions précédentes, devraient permettre de mieux apprécier l'effet de la densité de population sur l'amplitude des mouvements des individus, notamment des femelles, afin d'optimiser les résultats des campagnes d'éradication. Cependant, le dispositif mentionné ne permet pas d'apprécier pleinement les capacités de déplacement sur de longues distances des individus, et particulièrement des femelles en phase de dispersion, pouvant être à l'origine de la fondation ou de la reconstitution de populations (e.g., Carpenter *et al.* 2023).

Comment tenter de répondre à ce second groupe de questions ? La pose de balises GPS (pour *Global Positioning System*) miniaturisées (Fig. 3F) pourrait fournir des résultats plus précis que ceux acquis par des méthodes traditionnelles de télémétrie VHF (pour *Very High Frequencies*) ou de capture-marquage-recapture, qui ont tendance à sous-estimer les mouvements des animaux (Meyer *et al.* 2021 ; Makuya & Schradin 2023 ; Sauvé *et al.* 2023). D'après une analyse de puissance réalisée par l'un d'entre nous (BP), la pose de balise devrait se focaliser sur une vingtaine de femelles (d'une classe d'âge donnée, par saison et type d'habitat, et pour plusieurs populations), plus particulièrement des subadultes (car ce sont eux qui sont les plus susceptibles de recoloniser un site anciennement occupé ou de coloniser un nouveau site) et des adultes (car ce sont eux qui peuvent être à l'origine de la reconstitution d'une population).

Le choix de zones présentant une succession d'habitats anthropisés ou naturels pourrait être particulièrement intéressant à retenir car, en plus de la densité, le type d'habitat influe aussi sur l'amplitude des mouvements (de même que la saison).

En complément, différentes composantes de l'éthologie des rats pourraient être étudiées avec cet outil, notamment le domaine vital, la préférence d'un habitat dans le domaine vital et l'adaptation aux marées pour l'utilisation des ressources de l'estran. Il serait également intéressant de mettre en relation les capacités de dispersion des individus avec la taille et l'éloignement de l'île (ou de l'ilot), ainsi qu'avec le stade de développement des animaux et la densité de leur population.