

Restauration écologique de la Réserve intégrale de l'île de Bagaud (Parc national de Port-Cros, Var, France) et “état zéro” des suivis scientifiques : synthèse méthodologique

Aurélié PASSETTI¹*, Annie ABOUCAYA², Elise BUISSON³,
Joël GAUTHIER⁴, Frédéric MEDAIL¹, Michel PASCAL⁵,
Philippe PONEL¹, Eric VIDAL¹

¹Institut méditerranéen de biodiversité et d'écologie (IMBE, UMR-CNRS IRD 6116), Aix-Marseille Université Technopole de l'environnement Arbois-Méditerranée, BP 80, 13545 Aix-en-Provence cedex 04

²Parc national de Port-Cros, Allée du Castel Sainte Claire, BP 70220, 83406 Hyères cedex

³Institut méditerranéen de biodiversité et d'écologie (IMBE, UMR-CNRS IRD 6116), IUT d'Avignon, Département Génie Biologique Site Agroparc, BP 1207, 84911 Avignon cedex 9

⁴Association Reptil' Var, 171 chemin de Provence, 83100 Toulon

⁵INRA – UMR 0985 – Équipe Écologie des invasions biologiques, Station SCRIBE, Campus de Beaulieu, Bâtiment 16, 35000 Rennes

*Contact : aurelie.passetti@gmail.com

Résumé. L'île de Bagaud dans l'archipel des îles d'Hyères (Var, France) est une Réserve intégrale dépendant du Parc national de Port-Cros. Elle est soumise à deux perturbations majeures d'origine anthropique, les invasions des griffes de sorcière (*Carpobrotus* spp.) et du rat noir (*Rattus rattus*), deux espèces exotiques connues pour leurs effets particulièrement néfastes sur la flore et la faune des écosystèmes méditerranéens. Dans un but de conservation de la biodiversité insulaire, et pour permettre à l'île de Bagaud de jouer pleinement son rôle de sanctuaire biologique, le Parc national de Port-Cros a lancé un programme décennal de restauration écologique qui implique l'éradication de ces espèces invasives. Outre les actions d'éradication, le programme prévoit l'établissement préalable d'un “état zéro” de la faune et de la flore, puis le suivi post-éradication d'un panel de taxons indigènes sur un pas de temps décennal selon des protocoles standardisés, légers et facilement reproductibles. Les actions d'éradications bénéficient de méthodologies précises mises au point par des études de faisabilité, des expérimentations préalables de restauration *in-situ*, et des conseils d'experts. Un guide méthodologique scientifique et technique relatif à la mise en œuvre d'actions de restauration écologique au sein d'écosystèmes méditerranéens sera réalisé à l'issue de ce projet de longue haleine.

Mots-clés : Restauration écologique, éradication, espèces invasives, *Carpobrotus* spp., *Rattus rattus*, protocoles scientifiques, archipel des îles d'Hyères, Parc national de Port-Cros.

Abstract. Ecological restoration of Bagaud island and “zero-state” of scientific monitorings: a methodological synthesis. The Bagaud island (58 ha) belongs to the Hyeres Island Archipelago (Var, France), and is an Integral Reserve included in Port-Cros national Park. This island is submitted to two major anthropogenic disturbances, the

spread of both hottentot figs (*Carpobrotus spp.*) and black rats (*Rattus rattus*), two aliens especially harmful for the flora and fauna of Mediterranean ecosystems. With the aim of conserving the biodiversity and to allow Bagaud island to fulfill its role as a biological sanctuary, the Port-Cros national Park began a ten-year ecological restoration program involving the eradication of these species. Beyond the eradication project, the program includes a flora and fauna “zero-state”, then the monitoring of a panel of native taxa on a ten-year timescale using standardized, light and easily repeatable protocols. The eradication protocols were established on the basis of a precise methodology devised from feasibility studies, preliminary restoration experiments and expert advice. The achievement of this program is possible thanks to the strong support of the Port-Cros national Park, the Mediterranean Institute of Biodiversity and Ecology and many financial partners (European Community, Conservatoire du Littoral (French Coastal Conservatory), Total Foundation). A scientific and technical methodological guide of ecological restoration actions within Mediterranean ecosystems will be released to conclude this long-term project.

Keywords: Ecological restoration, eradication, invasive species, *Carpobrotus spp.*, *Rattus rattus*, scientific protocols, Hyères Island Archipelago, Port-Cros national Park.

Introduction

Les invasions biologiques constituent l’une des composantes du changement global et représentent l’une des menaces anthropiques majeures impliquées dans la crise actuelle d’érosion de la biodiversité. En effet, elles sont à l’origine de nombreuses extinctions d’espèces tout particulièrement au sein des systèmes insulaires (King, 1985 ; Honneger, 1981 ; Cellabos et Brown, 1995). Ce phénomène est dû au fait que les îles hébergent une richesse spécifique faible, un fort taux d’endémisme ainsi que des réseaux trophiques simplifiés (Cronk, 1997 ; Denslow, 2001 ; Drake *et al.*, 2002) conférant à ces systèmes écologiques une grande vulnérabilité aux invasions biologiques (Amori *et al.*, 2008 ; Sax et Gaines, 2008 ; Berglund *et al.*, 2009). Ainsi, les îles de la planète ont connu des phénomènes d’extinction d’origine anthropique particulièrement précoces et sévères et hébergent actuellement une part importante des espèces animales et végétales mondialement menacées ou récemment éteintes (Ricketts *et al.*, 2005). De plus, l’insularité conduit souvent à l’originalité des faune et flore tant sur le plan de la composition spécifique des communautés que sur leur fonctionnement. Dans ce cadre, les îles constituent de véritables « modèles » d’étude particulièrement pertinents pour tenter de mieux comprendre les processus à l’œuvre dans la crise actuelle touchant la biodiversité.

Le bassin méditerranéen avec plusieurs milliers d’îles et d’îlots est donc particulièrement concerné par ces divers constats. Les systèmes insulaires qu’il héberge forment des ensembles de grand intérêt biologique et biogéographique mais sont le siège d’invasions biologiques animales et végétales souvent anciennes et aux répercussions considérables sur la flore et la faune indigènes (Quézel *et al.*, 1990). Le rat noir, introduit de façon fortuite depuis plus de deux millénaires sur les îles méditerranéennes, est à l’origine de profondes modifications de l’entomofaune et de la flore (Palmer et Pons, 1996, 2001), mais également de

l'avifaune (Penloup *et al.*, 1997), et tout particulièrement du cortège d'espèces d'oiseaux marins coloniaux (Martin *et al.*, 2000 ; Pascal *et al.*, 2008). En outre, cette espèce figure parmi la liste établie par l'IUCN des 100 espèces dont l'introduction a les plus graves conséquences. Les griffes de sorcière introduites au XIX^e siècle sur les îles méditerranéennes pour l'ornement et la stabilisation des sols comptent quant à elles parmi les végétaux les plus envahissants du littoral méditerranéen. Lambinon (1997), dans sa synthèse sur les invasions biologiques en Europe, les qualifie de « plantes les plus redoutables remplaçant le cas échéant la végétation spontanée par un liseré quasi monophytique ». Leur expansion menace ainsi fortement la structure, l'organisation et la dynamique des fragiles communautés littorales et le maintien de plusieurs espèces végétales et animales endémiques insulaires du pourtour méditerranéen (Suehs *et al.*, 2001, 2003 ; Hulme 2004 ; Vilà *et al.*, 2006 ; Orgeas *et al.*, 2007). En outre, la présence simultanée des rats noirs et des griffes de sorcière sur les îles méditerranéennes peut être à l'origine d'un processus de « fusion invasive » (Simberloff et Von Holle, 1999) en raison des interactions mutualistes multiples que peuvent entretenir ces deux taxons exotiques (Vilà et D'Antonio 1998 ; Bourgeois *et al.*, 2004 ; Suehs *et al.*, 2003). A proximité des côtes provençales, les 80 îles et îlots de Provence et Côte d'Azur sont particulièrement touchés par l'invasion de ces taxons et notamment les îles de l'archipel d'Hyères. En dépit de ce constat, aucune opération d'éradication simultanée des griffes de sorcière et du rat noir n'a été réalisée que ce soit dans ce domaine biogéographique ou ailleurs dans le monde. En outre, la majorité des opérations d'éradication réalisées à ce jour a été privée d'un solide contexte et support scientifique ce qui en réduit l'intérêt et en particulier une généralisation fondée des protocoles mis en œuvre. Ainsi, il n'existe pas à l'heure actuelle d'expériences passées dont on puisse transposer les modalités au contexte de l'archipel des îles d'Hyères. En février 2010, le Parc national de Port-Cros a donc initié, sous la responsabilité scientifique de l'Institut méditerranéen de biodiversité et d'écologie (IMBE), un programme décennal de restauration écologique de sa réserve intégrale de l'île de Bagaud (58 ha). L'objectif est d'éliminer les griffes de sorcière et le rat noir qui mettent en péril le patrimoine biologique de cette île, soustraite à la plupart des impacts anthropiques grâce à son statut de protection. Ce programme intégré vise principalement à améliorer la conservation des riches flore et faune de ce site sanctuaire, mais aussi à acquérir des données originales, fondamentales et appliquées, sur un thème d'actualité, la restauration écologique des systèmes insulaires méditerranéens. En outre, le programme bénéficie d'une originalité particulière car pour la première fois un suivi scientifique rigoureux concernant un panel de taxons (flore, arthropodes épigés et insectes volants, squamates, oiseaux nicheurs terrestres, oiseaux nicheurs marins) sur un pas de temps décennal a été programmé, incluant un état zéro, appelé par la

suite t-zéro, préalable aux opérations d'éradications. Ce programme se déroule selon trois étapes principales (Fig. 1) : **(i)** l'étude "t-zéro" et les expérimentations de restauration (2010-2011), **(ii)** les éradications (2011 à 2012), **(iii)** le suivi scientifique des taxons indigènes et la biosécurité post-éradication (2011-2019).

NATURE DES ACTIONS	PERIODE D'ACTION																																																			
	2010				2011				2012				2013				2014				2015				2016				2017				2018				2019															
	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4								
Suivi scientifique (flore, arthropodes épi-gés, insectes volants, reptiles, avifaune nicheuse)																																																				
Etude de pré-restauration : expériences d'éradication des griffes de sorcière																																																				
Ouverture des lyons pour la dératisation																																																				
Dératisation par la lutte intégrée																																																				
Élimination des griffes de sorcière en situation accessible																																																				
Élimination des griffes de sorcière en situation accidentée																																																				
Contrôle de ré-invasion du rat noir																																																				
Contrôle de ré-invasion des griffes de sorcière																																																				
Création d'une banque d'images et de sons																																																				

Figure 1. Calendrier décennal du programme de restauration écologique de l'île de Bagaud.

Le programme bénéficie du soutien financier de différents bailleurs de fonds publics et privés. Ainsi, l'Europe, grâce à son outil financier « FEDER » (Fonds Européens de Développement Régional) participe au financement de divers volets du programme et en particulier aux actions d'éradication. Le Conservatoire du Littoral, propriétaire du site, finance également une partie importante des éradications. La Fondation Total subventionne la coordination scientifique et technique du programme et sa valorisation. Enfin, le Parc national de Port-Cros finance une partie des suivis scientifiques et les études complémentaires de ce programme. Il apporte également, en synergie avec les membres de son Conseil scientifique et de l'IMBE, une contribution importante en matière d'expertise scientifique et de moyens humains.

L'objectif de cet article est de présenter les différentes méthodes mises en œuvre dans ce programme de restauration écologique, dans le but d'assurer à la fois le suivi scientifique décennal des taxons indigènes et le succès des opérations d'éradication des espèces invasives.

Les études "t-zéro" et les suivis scientifiques

La première étape du programme a débuté en février 2010 avec la réalisation de l'étude t-zéro. Ce travail constitue la première étape dans la mise en œuvre de toute action de gestion d'un espace naturel. Il a

pour objectif d'établir rationnellement les raisons conduisant à une action de gestion sur un écosystème en matière de préservation de sa biodiversité, et de contrôler à terme si les objectifs qui l'ont motivée ont été atteints ou non. Le principe est d'acquérir avant l'éradication (t-zéro) des informations qualitatives (ex. inventaires de faune et de flore) et quantitatives (effectifs, indices d'abondance, répartition spatiale, succès de reproduction, etc.) relatives à la faune et à la flore autochtones (Pascal et Chapuis, 2000) grâce à la mise en place de différents protocoles standardisés. Après validations, ces protocoles seront mis en œuvre pendant toute la période post éradication. La comparaison entre les données biologiques acquises avant l'éradication et après sa mise en œuvre permettra d'évaluer l'effet des opérations de restauration.

Plusieurs aspects sont à prendre en considération dans l'élaboration de ces protocoles : **(1)** ils doivent être adaptés au milieu, à titre d'exemple, sur l'île de Bagaud, la densité de végétation ne permet pas de prospecter l'ensemble de sa surface, il est donc impossible de procéder à un échantillonnage aléatoire, c'est-à-dire que les zones d'études sont choisies en fonction de leur accessibilité et de leur intérêt biologique, **(2)** ces protocoles doivent être légers et reproductibles pour favoriser la pérennisation du suivi, **(3)** l'étude t-zéro doit être répétée sur au moins deux années consécutives pour s'affranchir des contrastes saisonniers interannuels sous climat méditerranéen, en particulier de l'irrégularité des précipitations, et obtenir ainsi une solide description de l'état initial de l'écosystème. L'étude t-zéro sur l'île de Bagaud a concerné plusieurs groupes taxonomiques : **(i)** la flore, **(ii)** les arthropodes épigés et les insectes volants, **(iii)** les squamates, **(iv)** les oiseaux terrestres nicheurs, **(v)** les oiseaux marins nicheurs.

Disposer de données météorologiques mensuelles (températures et précipitations au moins) est essentiel pour interpréter le suivi des taxons indigènes. En effet, la température et les précipitations influent sur la disponibilité des ressources et la dynamique des populations animales. L'année climatique 2010 a mis une nouvelle fois en évidence de fortes variations interannuelles saisonnières. En 2010, les précipitations ont été bien plus importantes en novembre (148 mm), janvier (131 mm), février (159 mm) et juin (136 mm) en comparaison avec les moyennes des mois de novembre (90 mm), janvier (77 mm), février (35 mm) et juin (24 mm) calculées sur la période 2005-2009 sur la station météorologique de Porquerolles, située à environ 5,5 km de l'île de Bagaud. Les températures moyennes mensuelles se révèlent globalement comparables à la seule exception du mois de mai 2010 (15,6°C) pendant lequel elle a été plus faible en comparaison de la moyenne du mois (18,4°C) calculée sur la période 2005-2009 (Passetti, 2010). Ces différences pourraient avoir une influence sur la date d'émergence de certaines espèces et leur abondance. Une seconde étude « t-zéro » a donc été

réalisée en 2011, afin de disposer d'un état initial plus représentatif des conditions climatiques moyennes.

Flore et végétation

Deux stratégies d'échantillonnage de la végétation ont été mises en œuvre. Au sein des sept grands ensembles de végétation de l'île, des placettes permanentes circulaires d'une superficie de 100 m² ont été choisies, géolocalisées au moyen d'un GPS de précision centimétrique et matérialisées par des piquets métalliques. Chacune de ces placettes a fait l'objet d'un relevé mésologique (recouvrement des blocs, rochers, terre nue, etc.) et floristique (présence et recouvrement des espèces de phanérogames et de ptéridophytes). Dans les habitats à fort enjeu de restauration, notamment les zones envahies par *Carpobrotus*, jusqu'à trois échelles de placettes emboîtées (100 m², 16 m² et 1 m²) ont été installées afin d'obtenir des données précises en termes de composition et d'abondance spécifique permettant un suivi fin de l'évolution dynamique de la végétation.

Les déplacements destinés à la mise en place de ce suivi ont été également mis à profit pour inventorier toutes les espèces végétales contactées et pour géolocaliser avec une précision centimétrique les stations d'espèces patrimoniales.

La deuxième action engagée dans le cadre de l'étude "t-zéro flore" a concerné la mise en place d'un constat photographique des zones à fort enjeu de restauration, selon la méthode de l'observatoire national du paysage (DIREN, 2008) : il s'agit d'effectuer des séries de photographies depuis le même emplacement, avec les mêmes conditions de cadrage et de lumière selon un pas de temps défini, afin de disposer d'une image précise de la dynamique des changements du paysage. Ces clichés diachroniques constituent en outre un outil précieux sur le plan de la communication.

Enfin, une cartographie de la végétation est actuellement en cours de réalisation. Ce travail permet d'approfondir les connaissances sur la répartition spatiale des formations végétales et d'appréhender ultérieurement leur dynamique dans la perspective de la réalisation d'une nouvelle couverture cartographique, à l'issue de dix années par exemple. Ce travail est réalisé grâce à deux supports fournis par l'IGN : la photographie aérienne classique et la photographie infrarouge. L'analyse se déroule en quatre étapes principales : **(1)** création d'un maillage fin d'une résolution de 10 m sur les différents fonds cartographiques, **(2)** réalisation d'une lecture préliminaire des mailles qui consiste (après avoir fixé le seuil de zoom de lecture) à attribuer à chaque maille identifiable un code représenté par le type d'habitat qu'elle contient, **(3)** contrôle d'un échantillon de mailles directement sur le site afin d'évaluer l'exactitude de la première lecture sur fonds cartographiques, **(4)** exécution de relevés de terrain complémentaires pour délimiter, à l'aide d'un GPS de précision centimétrique, les formations végétales non discernables sur les fonds cartographiques, mais qu'il est important de

caractériser en raison de leur intérêt écologique (formations à *Lavatera arborea*, pelouses sableuses à *Tuberaria guttata*, jonçaias à *Juncus acutus*).

Entomofaune

L'étude "t-zéro" des arthropodes a été conduite selon deux dispositifs de suivi. Le premier, destiné à échantillonner les arthropodes épi-gés mobiles, a été réalisé au moyen de pots cylindriques enterrés au ras du sol, connus sous le nom de pièges « Barber ». Il s'agit de la méthode la plus fréquemment utilisée dans un tel contexte (Spence et Niemelä, 1994). Ces pièges non attractifs ont été installés à intervalle de 5 m le long de transects rectilignes de 45 m, matérialisés par des piquets métalliques, géolocalisés au GPS de précision centimétrique et localisés dans chacun des grands ensembles de végétation évoqués plus haut. Les pots de 10 cm de hauteur et de 5 cm de diamètre ont été remplis à moitié d'éthylène-glycol, liquide conservateur qui a permis d'espacer de plusieurs semaines leur contrôle sans décomposition des animaux capturés.

Le second dispositif est constitué de cinq pièges non attractifs à vitres (modèle "Polytrap") (Fig. 2), disposés sur des arbres en milieu dégagé et géolocalisés. Ces pièges permettent d'échantillonner les insectes volants par simple interception. Il s'agit de deux plaques transparentes disposées en croix, surmontant un entonnoir et un bocal récepteur contenant de l'éthylène-glycol. Les insectes volants heurtent les plaques transparentes, puis tombent dans le bocal récepteur.

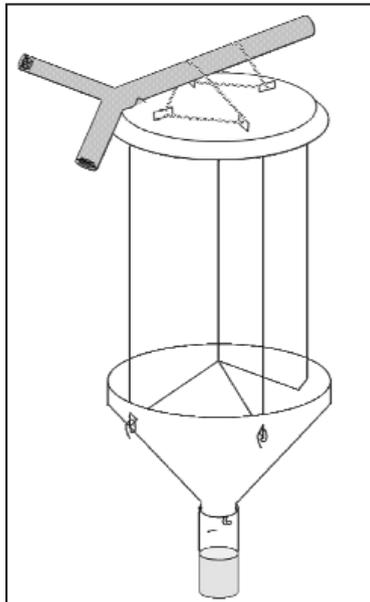


Figure 2. Piège à vitres (modèle "Polytrap").

L'avantage de ces deux systèmes de piégeage, outre leur simplicité d'utilisation et leur faible coût, réside dans le fait qu'ils permettent d'échantillonner un nombre important de taxons et de caractériser leur abondance. Cette étude "t-zéro" constitue en outre l'occasion de compléter l'inventaire de l'entomofaune de Bagaud qui demeure mal connu à l'heure actuelle.

Squamates

L'étude "t-zéro" des squamates a mis en œuvre trois méthodes différentes, pour caractériser au mieux le statut des différentes espèces au sein des différents milieux (ouverts à semi-ouverts). Ce travail a été particulièrement difficile en raison de la densité du maquis qui rend une bonne partie de l'île inaccessible aux observateurs. En conséquence, la zone d'étude échantillonnée s'est limitée à la partie sud de l'île, secteur géographique le plus facile d'accès et concentrant la majeure partie des habitats potentiels de ces taxons. Les différentes méthodes employées ont été les suivantes (Gauthier, 2010). **(1)** L'échantillonnage sur itinéraires-échantillons au sein des milieux ouverts à semi-ouverts (fourrés halo-ornithocoprophiles, lisière de maquis), soit donc le dénombrement par un observateur de tous les individus observés le long d'un itinéraire de longueur et de largeur prédéfinies parcouru selon un temps déterminé. **(2)** L'échantillonnage sur des quadrats de 1 125 m² établis au sein des milieux ouverts, soit le dénombrement par un observateur de tous les individus observés pendant un temps déterminé sur une surface prédéfinie. **(3)** L'échantillonnage sur sites-témoins dévolu au recensement des phyllodactyles d'Europe (*Euleptes europaea*) qui se cantonnent aux milieux rocheux et présentent des mœurs nocturnes, soit le dénombrement par un observateur de tous les individus observés sur l'ensemble du site pendant un temps déterminé. **(4)** L'échantillonnage sous « plaques abris ». Ce dispositif consiste à créer des refuges artificiels, pour les colubridés notamment. Cette méthode d'échantillonnage est complémentaire aux méthodes précédemment décrites car particulièrement adaptée à la détection d'espèces discrètes.

Avifaune nicheuse

Oiseaux nicheurs terrestres

La méthode des indices ponctuels d'abondance a été utilisée pour le recensement des oiseaux nicheurs terrestres. Elle consiste à échantillonner, depuis un point fixe et dans un temps déterminé, tous les contacts qu'ils soient visuels ou auditifs. Gilles Cheylan ayant déjà effectué un recensement en 2007 (Cheylan, 2007), la réutilisation de ces points d'écoute permet de disposer d'un état initial supplémentaire.

Oiseaux nicheurs marins

Deux techniques complémentaires ont été mises en œuvre pour dénombrer les couples nicheurs de goéland leucophaée (DREAM,

2010) : (1) le dénombrement direct des nids au sein des colonies accessibles, (2) leur dénombrement à distance à l'aide de jumelles depuis une embarcation pour les colonies inaccessibles. Dans cette seconde situation, tous les oiseaux couveurs visibles, les individus isolés considérés comme partenaires proches d'un couveur non visible dissimulé derrière la végétation ou un bloc rocheux, ainsi que les individus stationnés par paire ont été comptabilisés. Le recensement des couples nicheurs du puffin cendré et du puffin yelkouan au sein de leurs colonies relictuelles connues a consisté à les prospecter (Rabouam, 1999 ; Bigeard *et al.*, 2006) à la recherche d'indices de visite et d'occupation (fientes, odeurs, plumes, traces de pattes, observation directe d'adultes, d'œufs, de poussins).

Les moyens mis en œuvre

Quarante cinq jours et demi de terrain ont été consacrés à la réalisation de l'étude « t-zéro » dont treize jours et demi dévolus à la flore, seize à l'entomofaune, quatorze aux reptiles (dont quatorze prospections de jour et cinq de nuit) et quatre à l'avifaune. Entre les mois d'avril et de mai 2010, 29 placettes ont été installées dans les grands ensembles de végétation et 26 dans les milieux à fort enjeu de restauration. Quatre points photographiques fixes ont été installés en septembre 2010, dont deux au sein du matorral, un au sein de la tache principale à *Carpobrotus affine acinaciformis* (circa 1500 m²) située près de la batterie sud-ouest de l'île et un au sein de la tache à *Carpobrotus edulis* (circa 2000 m²) située près de l'embarcadère. Les sept transects (un par habitat) de pièges « Barber » et les cinq pièges à vitres ont été mis en place puis activés une fois au printemps, deux fois en été et une fois à l'automne. Les dix points d'écoute de l'étude de Cheylan réalisée en 2007 ont été visités à deux reprises au cours du mois de mai et les quatre colonies connues de puffin yelkouan et de puffin cendré ont été prospectées activement durant deux jours de ce même mois. Trois itinéraires-échantillons, deux quadrats, cinq sites témoins spécifiques au recensement du phyllodactyle d'Europe et vingt-trois abris artificiels destinés à l'étude de l'herpétofaune ont été visités de cinq à sept fois entre les mois d'avril et d'octobre 2010 (Passetti, 2010).

Le nombre de protocoles mis en place pour les besoins de ce suivi peut paraître exagérément important. Il constitue cependant un garant *a minima* d'un suivi cohérent de l'évolution de composantes majeures de l'écosystème. Par ailleurs, il n'est *a priori* pas exclu à l'avenir de réduire l'effort d'échantillonnage si cela se révèle justifié ou d'adapter la périodicité des suivis aux moyens financiers et humains disponibles. Si l'idéal était de pouvoir procéder à un suivi annuel au cours des sept années restantes du programme, un suivi annuel pendant les trois premières années suivant les éradications apparaît indispensable car des modifications importantes de l'écosystème sont attendues. En effet, l'éradication des griffes de sorcière va laisser un sol partiellement,

voire totalement dénudé, particulièrement sensible aux facteurs climatiques et surtout aux fortes précipitations, fréquentes en région méditerranéenne. En outre, au cours des deux premières années suivant cette éradication, la recolonisation végétale aura tendance à impliquer surtout des thérophytes comme cela a été observé par Manca et Brundu (2004) et Andreu *et al.*, (2010). Enfin, une synergie d'effets résultant de l'éradication simultanée du rat noir et de la griffe de sorcière est attendue.

Les trois premières années de collecte de données post-éradication sont donc nécessaires pour percevoir la dynamique des premières successions végétales (notamment l'installation des espèces pérennes). Les communautés entomologiques sont quant à elles fortement liées à la nature et à la structure des formations végétales, des changements importants pourraient donc intervenir également les trois premières années après l'éradication en relation avec les changements de la végétation. En outre, l'élimination du rat noir, prédateur important de la faune d'arthropodes terrestres, pourrait avoir des répercussions importantes et rapides sur cette communauté. De plus, la création de 20 km de layons va certainement avoir un impact sur l'abondance et la diversité de différents taxons animaux et végétaux de l'île en raison de l'apparition d'un important linéaire d'écotones. Ces layons devant être maintenus durant deux ans pour assurer la biosécurité (contrôle régulier de la présence éventuelle de rats après la fin de la campagne d'éradication), il est intéressant de maintenir un suivi sur les trois premières années de manière à évaluer l'effet de ces layons sur l'écosystème. Les conséquences de la dératisation seront de ce fait difficilement dissociables de « l'effet layon » pendant les premières années, il serait donc nécessaire de réaliser ultérieurement un suivi intermédiaire et un suivi en fin de programme, après fermeture des layons.

L'éradication des *Carpobrotus* spp.

Une étude de gestion préalable à l'éradication des *Carpobrotus* spp. a été effectuée entre 2010 et 2011 visant à définir les traitements les plus adaptés à l'éradication de ce taxon. En effet, les *Carpobrotus* spp. produisent une couche considérable de litière (notamment *C. affine acinaciformis*) qui se révèle comme un véritable obstacle à la germination et particulièrement à l'établissement des espèces annuelles (Vilà *et al.*, 2006) et qui semblerait contenir une quantité importante de graines de *Carpobrotus* spp. Ce stock semencier pourrait permettre à ce taxon de persister au sein des habitats restaurés et de les recoloniser. La banque de graines constitue un paramètre important pour comprendre la dynamique d'un écosystème, la composition et l'organisation des communautés et des espèces. Elle se révèle être un indicateur précieux pour estimer le succès ou l'échec d'une opération de restauration écologique puisqu'elle joue un rôle primordial dans la régénération naturelle des populations végétales (Chenot, 2010).

L'éradication des *Carpobrotus* spp. soulève également de nombreuses inquiétudes et interrogations quant à la résilience des milieux notamment lorsque les taches se situent en situation de forte pente ou de falaise. En effet, la pratique de l'arrachage des pieds de *Carpobrotus* spp. risque de provoquer une érosion mécanique importante du sol superficiel, entraînant la disparition de la banque de graines qu'il contient. Ce phénomène pourrait avoir des conséquences sur la trajectoire et/ou la dynamique des communautés végétales indigènes.

L'étude conduite a donc eu de multiples objectifs, tels que : **1)** la caractérisation de la banque de graines au sein des tâches de *Carpobrotus* spp. et au sein de la végétation indigène en périphérie des tâches, **2)** l'évaluation de l'effet de différents traitements sur les paramètres physicochimiques du sol, les propriétés microbiologiques du sol et la diversité floristique, **3)** l'évaluation de l'effet des différents traitements sur l'érosion du sol et la recolonisation des espèces végétales, **4)** l'estimation des effets de la pratique de revégétalisation sur la cicatrization du milieu comparée à la réponse spontanée de recolonisation des communautés végétales. Pour satisfaire ces objectifs, cinq modalités de traitements ont été testées sur des placettes carrées d'1 m² (6 placettes/modalité) : **i)** l'arrachage du couvert des *Carpobrotus* spp., **ii)** l'arrachage du couvert des *Carpobrotus* spp. avec le retrait de la litière, **iii)** l'arrachage du couvert des *Carpobrotus* spp. avec le retrait de la litière et le semis d'espèces indigènes, **iv)** le témoin en présence du couvert des *Carpobrotus* spp., **v)** le témoin en présence du couvert de végétation indigène.

Une part des résultats obtenus en 2010 dans le cadre de ces expérimentations de gestion a mis en évidence une dominance importante des graines des *Carpobrotus* spp. (78%) au sein de la litière en comparaison des graines d'espèces indigènes (22%) (*Frankenia* sp., *Atriplex prostrata*, *Sonchus asper*, *Lotus cytisoides*). Cette proportion s'inverse pour les graines contenues dans le sol où l'on constate une augmentation des graines d'espèces indigènes (59%) comparativement à celles des *Carpobrotus* spp. (41%) (Chenot, 2010). Ces résultats incitent à privilégier un traitement complet des *Carpobrotus* spp. sur l'île de Bagaud, c'est-à-dire l'arrachage des rameaux lignifiés et de la litière pour éviter des germinations massives post-éradication de ce taxon et pour favoriser l'établissement d'espèces indigènes. Cependant, lorsque la litière est conservée, un très faible taux de germination est observé un an après le traitement, que ce soit pour les espèces indigènes ou pour les taxons invasifs (Dubois et Malecki, 2011). L'arrachage intégral avec ou sans semis augmente le taux de germinations et particulièrement celui des *Carpobrotus* spp. Les semis ne semblent donc pas limiter la recolonisation de ce taxon sur l'île de Bagaud. L'étude de l'érosion des sols a, quant à elle, montré que les opérations d'éradication engendraient une érosion importante particulièrement pendant les cinq

premiers mois. Celle-ci est plus importante après élimination de la litière avec ou sans le semis d'espèces indigènes (Dubois et Malecki, 2011). Les résultats montrent également que les sols érodés peuvent être piégés par une bande de 50 cm de large de *Carpobrotus* spp. maintenue en contrebas de chaque placette expérimentale. Il peut donc être envisagé de conserver, durant quelques mois après l'éradication, une bande de *Carpobrotus* spp. sous les parcelles présentant une forte pente puis de l'éliminer, suite à l'installation du cortège d'espèces végétales stabilisatrices (Dubois et Malecki, 2011). La pose d'un géotextile pourrait également contribuer à limiter l'érosion. Un autre résultat important est la mise en évidence d'une quantité substantielle de graines de *Carpobrotus* spp. dans la végétation indigène en périphérie des taches. Ceci suggère que la végétation indigène actuelle présente une compétitivité permettant de contrecarrer l'expansion des *Carpobrotus* spp. sur l'île de Bagaud, mais cette hypothèse reste valable tant que n'interviennent pas des perturbations qui pourraient favoriser la recolonisation des *Carpobrotus* (incendie, régression des formations végétales indigènes, aléas climatiques, etc.) (Chenot, 2010). Pour diminuer ce risque, le suivi de la banque de graines peut se révéler être un outil précieux. En effet, le taux de diminution de propagules ou de repousses peut constituer un critère (le critère d'extinction) pour l'évaluation d'un programme d'éradication. Il peut être supposé que les populations végétales envahissantes déclinent à un taux qui varie selon les aspects biologiques de l'espèce (âge à la reproduction, longévité des semences, etc.) et en plus que ces derniers interagissent avec les techniques de contrôle (Panetta et Timmins, 2004). La poursuite du suivi à long terme des banques de graines permettrait donc de connaître la longévité des semences des *Carpobrotus* spp. et d'évaluer l'efficacité de la pratique de l'arrachage et des contrôles de ré-invasion. Ce suivi permettrait donc en définitive de prévoir réellement la durée d'un programme d'éradication pour cette espèce qui se révèle comme une cible en terme de gestion pour l'île de Bagaud et plus généralement pour les situations ouest méditerranéennes.

L'étude de faisabilité (Passetti, 2009) et les expérimentations d'éradications (Chenot, 2010 ; Dubois et Malecki, 2011) ont permis de définir le protocole d'éradication le plus apte à faciliter la restauration écologique du milieu. Ainsi, la suppression d'une espèce exotique végétale doit être effectuée en dehors de sa période de fructification afin d'éviter la formation d'une banque de graines supplémentaires (Panetta et Timmins, 2004). Elle doit également intervenir en dehors de la période d'activité biologique des espèces indigènes et notamment des espèces végétales patrimoniales. La période optimum d'éradication des *Carpobrotus* spp. sur l'île de Bagaud se situe entre octobre et février. L'opération d'éradication est prévue en deux phases réparties sur deux années consécutives : la phase n°1 (2011) concerne l'éradication des

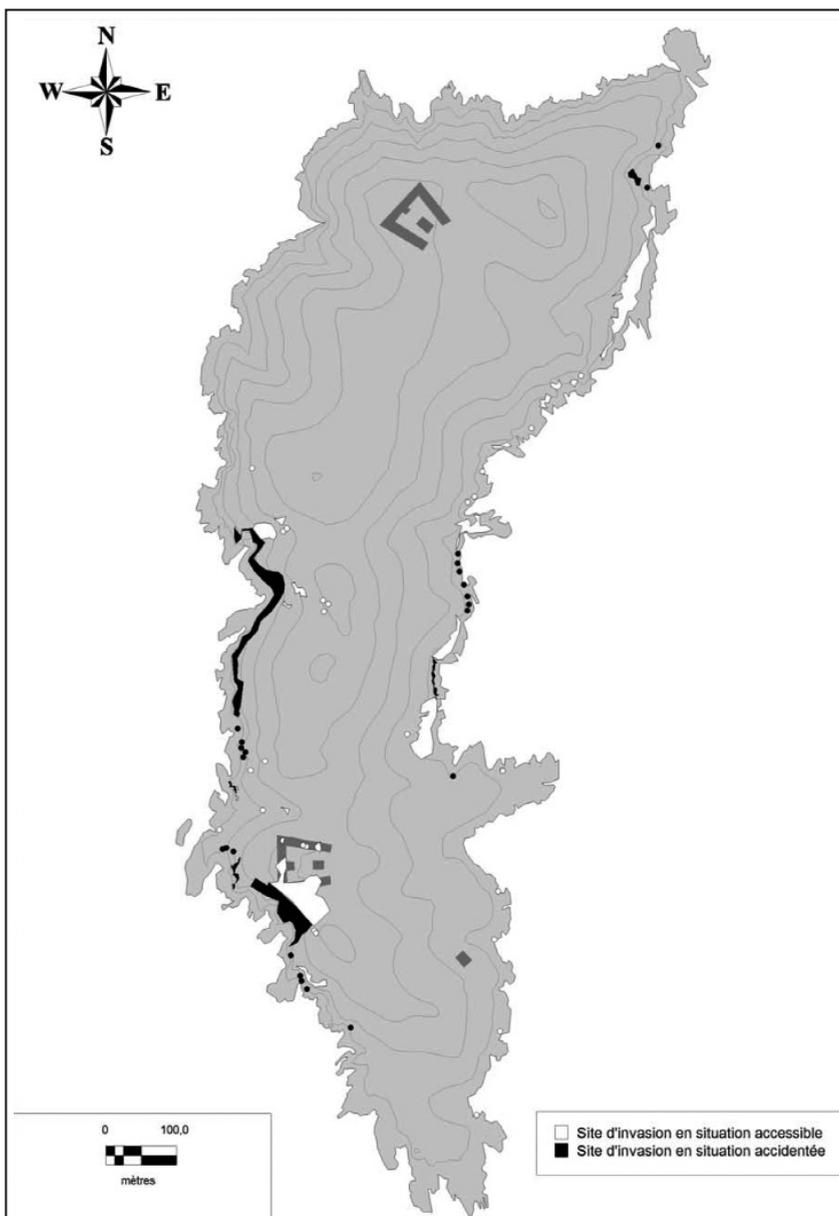


Figure 3. Zones d'invasion de *Carpobrotus* spp. sur l'île de Bagaud

Carpobrotus spp. en situation accessible couvrant une superficie estimée de 11 000 m², la phase n°2 (2012) concerne l'éradication des *Carpobrotus* spp. en situation de falaise couvrant une superficie estimée de 5 600 m² (Fig. 3) (Passetti, 2009). Ces deux opérations nécessitent l'intervention d'entreprises spécialisées. La méthode choisie pour

l'éradication des *Carpobrotus* spp. sur l'île de Bagaud est l'arrachage manuel. Le type de traitement à appliquer est intégral c'est-à-dire qu'il implique d'extraire les rameaux lignifiés et la litière afin de faciliter la recolonisation des communautés végétales indigènes. L'étude des phénomènes d'érosion (Dubois et Malecki, 2011) a montré qu'il est nécessaire de prévoir la pose d'un géotextile biodégradable pour les situations de fortes pentes. L'importante biomasse extraite de Bagaud devra être conditionnée sur place en raison de sa masse probable (estimée à 40 tonnes), de la difficulté d'accès du site et pour éviter un piétinement trop important. La confection d'andains à partir des *Carpobrotus* spp. arrachés pourrait créer un rempart contre l'érosion dans les zones de faible pente. Sur le plan stratégique, les opérations d'arrachage débiteront sur la côte est de l'île car celle-ci présente une forte proportion de taches satellites (taches isolées $\leq 20 \text{ m}^2$). Cette priorisation permettra d'éviter une dissémination supplémentaire des *Carpobrotus* spp. à partir de ces taches (Passetti, 2009).

L'éradication du rat noir (*Rattus rattus*)

Une opération d'éradication doit être considérée tant comme une opération de recherche qu'une opération de gestion. Elle doit par conséquent bénéficier d'un cadrage scientifique important et d'une implication forte et pérenne du gestionnaire. Le projet d'éradication du rat noir sur l'île de Bagaud a été encadré par l'IMBE (Aurélie Passetti, Eric Vidal) et par l'équipe « Biologie des invasions » de l'INRA (Michel Pascal, Olivier Lorvelec, Patricia Lequilliec) ainsi que par l'équipe du Parc national de Port-Cros.

Le choix de la période de mise en œuvre d'une telle éradication est important pour en assurer la réussite. À cet égard, agir pendant une période de forte restriction des ressources alimentaires favorise le succès de l'opération, période qui se situe à la fin de l'été dans le domaine méditerranéen. C'est également à cette période (fin août, septembre) que le dérangement occasionné aux faune et flore indigènes serait le plus réduit (Pascal, 2006).

Quant à la méthode d'éradication à employer à l'égard d'un rongeur commensal, elle dépend de caractéristiques physiques et biologiques du site et des moyens disponibles. L'usage du seul piégeage est susceptible de donner des résultats satisfaisants à un coût raisonnable sur des îles de superficie réduite dont la totalité de l'espace est facilement accessible, ce qui n'est pas le cas de l'île de Bagaud. Sur de tels sites, une stratégie de substitution doit donc être adoptée (Pascal, 2006). Sur l'île de Bagaud, la stratégie d'éradication retenue est la lutte intégrée, elle consiste en l'emploi successif de deux méthodes de lutte, le piégeage au moyen de pièges non vulnérants et la lutte chimique (Pascal *et al.*, 1996 ; Pascal et Chapuis, 2000). Cette stratégie a été appliquée avec succès contre des populations de rats bruns (*Rattus*

norvegicus) et de rats noirs (*Rattus rattus*) de 22 îles appartenant aux domaines tempéré, méditerranéen et tropical (Lorvelec et Pascal, 2005). Les dommages collatéraux induits par cette stratégie (capture ou empoisonnement d'individus d'espèces non cibles) sont rares et leurs conséquences sur la dynamique des populations touchées imperceptibles car largement compensées par les effets positifs de la suppression du rongeur (Pascal, 2006).

Une opération d'éradication conduite selon cette stratégie se déroule sur un mois (Lorvelec et Pascal, 2005). Elle débute par la mise en place de postes de piégeage-appâtage aux nœuds d'une grille carrée de 30 m * 30 m couvrant la totalité de l'île, se poursuit par une phase de piégeage, elle-même relayée par une phase de lutte chimique (Pascal *et al.*, 1996).

La lutte mécanique par piégeage conduit à la capture de 85 à 100% de la population cible, 95 à 98% des captures étant réalisées au cours des 12 premiers jours (Pascal et Chapuis, 2000). Elle s'effectue à l'aide de ratières Manufrance appâtées avec un mélange de beurre de cacahuète, de flocons d'avoine et d'huile de sardine. Elle nécessite un contrôle quotidien des postes de piégeage par des équipes de deux personnes. Chaque binôme réalise le contrôle de 100 à 120 pièges en une matinée (4 heures de contrôle). Ce contrôle consiste à établir l'ensemble des événements intervenu sur chaque piège (capture d'un rat, capture d'une espèce non cible, piège fermé ou renversé, appât disparu, piège non fonctionnel, etc.) et à le ré appâter. Une fiche de relevé spécifique permet de consigner ces informations sur le terrain. Tout rat capturé est euthanasié sur place et logé dans un sac plastique individuel annoté (identifiant du piège, date de capture). À la lutte mécanique succède la lutte chimique dont la durée s'étend de dix à vingt et un jours et implique un contrôle quotidien des postes d'appâtage pendant les quatre premiers jours, puis un contrôle tous les trois jours jusqu'au constat d'absence de consommation. Les appâts toxiques sont constitués de céréales additionnées de Bromadiolone (anticoagulant à effet différé) à la concentration de 50 ppm incluses dans de la paraffine et se présentant sous forme de pavés. Ces pavés sont fixés à l'intérieur de tubes en PVC de 10 cm de diamètre et 30 cm de longueur afin de les protéger des agents de dégradation (UV, précipitations) et d'en limiter l'accès aux espèces non cibles. Le contrôle d'un tube porte-appât consiste à relever la proportion d'appât disparu selon une échelle prédéfinie, d'établir le taxon à l'origine de cette disparition (rongeur, insecte, gastéropode, etc.) et de le remplacer lorsque la moitié de celui-ci a disparu. La lutte chimique prend fin lorsque plus aucune trace de consommation par les rats n'est constatée sur l'ensemble des postes d'appâtage.

L'application de cette stratégie sur l'île de Bagaud a nécessité l'ouverture de layons dans la végétation pour permettre la mise en place du dispositif de piégeage-appâtage. Le maillage retenu de 20 * 25 m est

plus fin que le maillage classiquement employé de 30 * 30 m car l'île est couverte en grande partie de maquis arbustifs hauts ou arborescents que le rat noir fréquente dans tout son volume car il développe fréquemment un comportement arboricole (Musser et Carleton, 2005).

La configuration retenue lors de l'étude de faisabilité (Pascal, 2006) a été un réseau de 20 km de layons disposés en lignes concentriques autour de la ligne de crête (Fig. 4), disposition moins consommatrice qu'un réseau en lignes perpendiculaires à cette ligne de crête (23,5 km), plus facile à parcourir et permettant l'élaboration de circuits de contrôles des postes de piégeage-appâtage plus économes. La création de ce réseau de layons a été confiée à une entreprise spécialisée. Les layons ont tous été cartographiés à l'aide d'un GPS de précision centimétrique. Les données ont été intégrées dans un SIG (système d'information géographique) et ont permis le découpage des layons en secteurs d'intervention, zones relativement homogènes en terme de travail, confiés à chaque binôme impliqué dans le contrôle du dispositif d'éradication. L'analyse par SIG a conduit à créer 9 secteurs d'intervention, le secteur 1 ayant été découpé en deux sous secteurs : secteur 1 est et secteur 1 ouest (Fig. 4). L'installation du dispositif de lutte a pu alors débuter. Il a été assuré par du personnel du Parc national de Port-Cros et de l'IMBE. Il s'agissait dans un premier temps de baliser chaque secteur d'intervention à l'aide de morceaux de rubans colorés fixés sur la végétation tous les 25 m, destinés à matérialiser l'emplacement de chaque poste de piégeage-appâtage. Chaque point a été géolocalisé à l'aide d'un GPS. La cartographie des secteurs d'intervention mentionnant les postes de piégeage-appâtage numérotés associés a été établie à partir de ces données géographiques. Ce document a servi dans un second temps à la mise en place des postes de piégeage-appâtage. Chaque poste (ratière + tube PVC) matérialisé par le ruban coloré a été repéré à l'aide d'un numéro d'identification consigné sur un papier placé dans une pochette étanche. Pour réaliser ce travail avec rigueur, chaque intervenant était muni : 1) d'une cartographie générale des secteurs d'intervention, 2) d'un agrandissement cartographique du secteur d'intervention avec les postes numérotés à équiper et 3) d'un GPS. Cette opération a permis d'installer 886 postes de piégeage-appâtage sur l'ensemble des secteurs d'intervention et 28 postes d'appâtage sur les falaises. La mise en place du dispositif a nécessité treize journées de travail avec en moyenne six intervenants. Pour constituer les neuf binômes nécessaires à l'opération d'éradication proprement dite, l'IMBE a recruté douze personnes durant cinq semaines et un agent des brigades mobiles d'intervention de l'ONCFS a été engagé par le Parc. Du personnel permanent et contractuel de l'IMBE et des bénévoles de l'initiative PIM "Petites Iles de Méditerranée" (délégation internationale du Conservatoire de Littoral) ont également participé à la constitution de ces équipes.

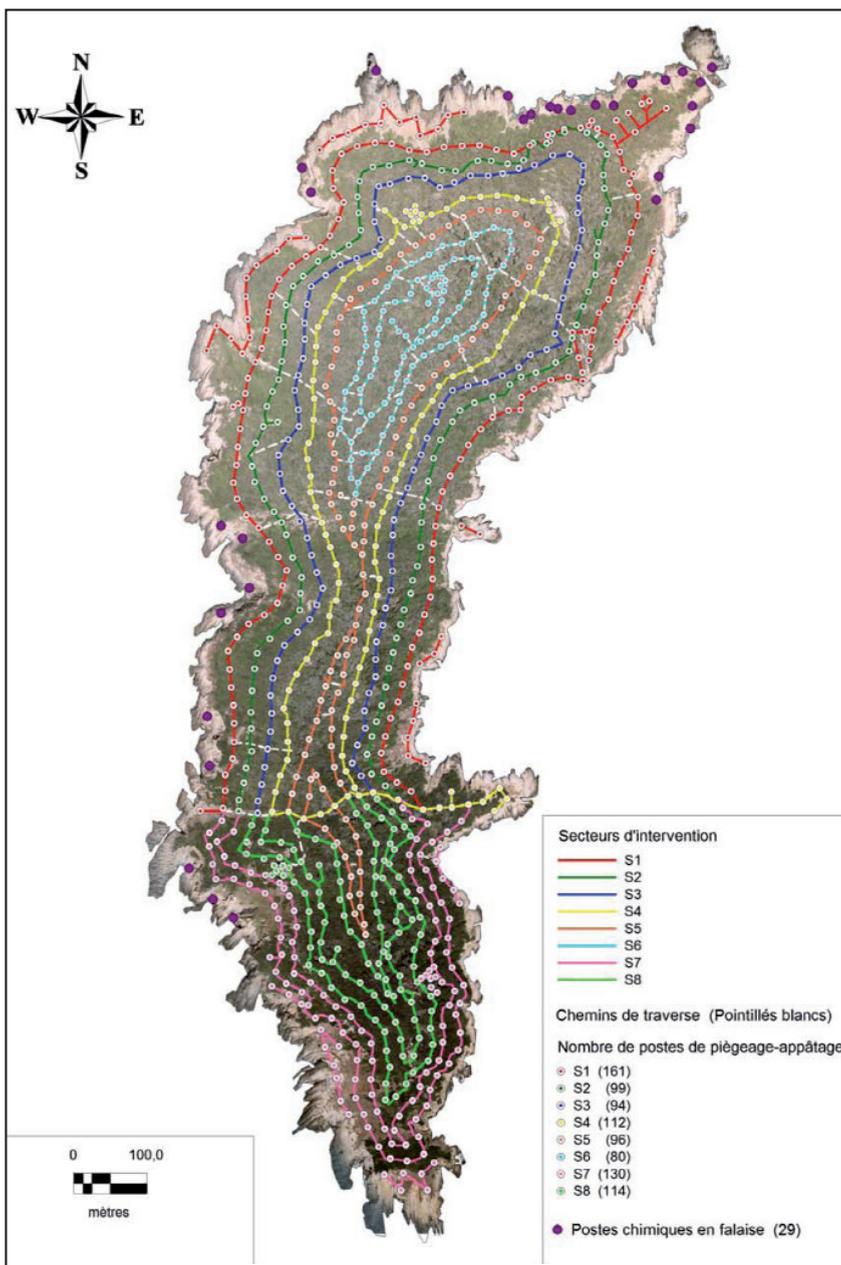


Figure 4. Secteurs d'intervention et postes de piégeage-appâtage sur l'île de Bagaud

La lutte mécanique présente l'avantage d'accéder à plus de 85% d'une population cible. Un échantillon aussi complet à l'échelle d'une population est rare et présente un grand intérêt pour un ensemble de domaines de la recherche fondamentale (génétique des populations,

parasitologie, structure familiale, etc.). Réciproquement, les résultats produits par ces domaines sont potentiellement d'intérêt majeur pour les gestionnaires. C'est pour cette raison que le Parc et l'IMBE ont sollicité la présence de trois membres de l'équipe « Écologie des Invasions Biologiques » de l'INRA, équipe spécialisée dans l'étude des invasions biologiques mammaliennes en milieu insulaire. Une valorisation scientifique des données récoltées au cours de l'opération de dératissage sur l'île de Bagaud est donc assurée.

La biosécurité

Une éradication est une opération coûteuse et de longue haleine. Pérenniser son éventuel succès nécessite la mise en place d'un dispositif permanent destiné à diagnostiquer rapidement une éventuelle recolonisation.

Prévention de la ré-invasion du rat noir (*Rattus rattus*)

L'analyse de l'ADN microsatellitaire de 30 rongeurs d'une population permet d'en établir la signature génétique et permet par comparaison de déterminer la probabilité que des individus appartiennent ou non à cette population. L'usage de cet outil permet donc de déterminer si des rongeurs capturés après une tentative d'éradication appartiennent ou non à la population qui a fait l'objet de cette opération de gestion. Dans le premier cas, leur présence signe un échec de l'éradication, dans le second, il s'agit d'une recolonisation (Abdelkrim *et al.*, 2005). Le gestionnaire pourra alors orienter sa politique de gestion en connaissance de cause. Par ailleurs, s'il s'agit d'une recolonisation, et que l'on dispose d'échantillons représentatifs de populations environnantes proches, il devient possible de déterminer de quelle population particulière proviennent les colonisateurs. À nouveau, le gestionnaire disposera d'informations lui permettant d'orienter sa politique de gestion. C'est dans cette perspective qu'ont été réalisées des collections de référence de tissus de rats noirs en provenance des îles de Bagaud et Port-Cros mais également de la Gabinière et du Rascas, îlots satellites de Port-Cros.

L'éradication est considérée comme un succès si l'absence des rats est constatée deux ans après l'opération. Cependant, cette vérification peut être effectuée plus tôt afin de remédier à un éventuel échec de l'opération ou à une recolonisation du site par les rongeurs (Faulquier *et al.*, 2009). Pour opérer ce contrôle, deux dispositifs sont prévus sur l'île de Bagaud. Le premier est le dispositif de biocontrôle mentionné plus haut. Il consiste en l'installation en fin d'opération d'éradication du rat noir de stations permanentes d'empoisonnement au sein des sites potentiels de ré-invasion de l'île (zones de mouillage de navires, de débarquement, de dépôt de laisses de mers, etc.). Il s'agit de boîtes fermées munies d'un orifice limitant l'accès des appâts chimiques aux rats uniquement. Celles-ci doivent être contrôlées mensuelle-

ment (contrôle du résultat et changement des appâts). Le second dispositif consiste à mettre en place une session de piégeage à petite échelle sur l'île un an, puis deux ans après la tentative d'éradication. Environ 400 pièges doivent être répartis de façon homogène sur la surface de l'île et activés pendant 4 nuits si aucune présence n'est constatée avant. Ces dispositifs de biosécurité nécessitent la conservation de l'ensemble du réseau de layons initial durant deux années.

Prévention de la ré-invasion de la griffe de sorcière (*Carpobrotus* spp.)

Le dispositif de biosécurité à mettre en place pour une espèce végétale exotique est dépendant du type biologique de l'espèce considérée, de sa dynamique au sein de l'écosystème envahi et de la persistance de sa banque de graines. Sur les îles de l'archipel d'Hyères, les graines non germées de la griffe de sorcière peuvent rester viables dans le sol pendant au moins deux ans (D'Antonio, 1990), mais les expérimentations *in situ* montrent que la banque de graines persiste au moins pendant 5 ans (Médail *et al.*, 2005). Ainsi, le suivi et le contrôle des zones éradiquées imposent de conserver le layon littoral durant au moins les sept années suivantes. Le contrôle consistera à supprimer toutes les plantules ou repousses détectées, et à relever les informations suivantes : estimation du nombre de plantes contrôlées ou de la surface couverte, stade de développement des individus (mature ou juvénile) et phénologie, identité taxinomique et localisation géographique de la zone envahie. Le contrôle sera annuel au cours des trois années succédant à l'opération car l'expérience d'éradication sur l'îlot du Petit Langoustier conduite en 1995 par le Conservatoire Botanique National Méditerranéen a montré que des germinations massives se produisent durant trois ans après l'opération (jusqu'à 500 plantules par mètre carré) (CNBM, 2000). Le contrôle pourra par la suite s'espacer à tous les deux ans car des suivis expérimentaux sur Porquerolles ont montré qu'après deux ans les plantules sont encore au stade juvénile (Médail *et al.*, 2005).

Conclusion

Le programme de restauration écologique de l'île de Bagaud bénéficie d'un cadrage scientifique important, tant sur le plan des protocoles de suivi des taxons indigènes que sur les méthodologies des actions de restauration. Les protocoles choisis sont largement utilisés par la communauté scientifique, légers et facilement reproductibles pour les gestionnaires d'espaces naturels. Quant aux éradications, elles ont fait l'objet d'études de faisabilité, d'expérimentations préalables de restauration *in situ* et de l'expertise de chercheurs spécialisés. Le Parc national de Port-Cros, l'IMBE et les partenaires financiers du programme ont ainsi développé une collaboration et une implication fortes pour

assurer la restauration écologique de l'île Bagaud et permettre à ce site d'exercer pleinement son rôle de sanctuaire biologique. Le cadrage substantiel accordé au programme permettra également de rédiger un guide méthodologique de mise en œuvre d'une restauration écologique au sein des écosystèmes méditerranéens à l'intention des gestionnaires d'espaces naturels. Sur le plan scientifique, le suivi pluridisciplinaire décennal du programme est une action pionnière et originale, destinée à mieux comprendre les conséquences de ces opérations d'éradication sur les écosystèmes insulaires méditerranéens, et à mieux appréhender le fonctionnement de ces territoires. Le choix de Bagaud comme "île sentinelle" de l'Initiative "Petites Iles de Méditerranée" permettra de pérenniser à long terme le suivi et de faire de ce site, outre son rôle de sanctuaire biologique, un observatoire de l'évolution de la dynamique de la biodiversité méditerranéenne.

Remerciements. La réalisation de ce programme est possible grâce à l'implication forte du Parc national de Port-Cros, de l'Institut méditerranéen de biodiversité et d'écologie et de nombreux partenaires financiers (Communauté européenne, Conservatoire du littoral, Fondation Total). Le secteur de Port-Cros a également fourni un soutien logistique et des moyens humains sur le terrain, nous exprimons donc notre sincère reconnaissance à son personnel et particulièrement à Hervé Bergère, Nathalie Bigeard et Yannick Limouzin. Nous remercions également vivement tous les participants qui ont contribué activement à l'installation du dispositif de suivi de l'étude t-zéro et à la mise en œuvre de l'éradication du rat noir avec une grande rigueur : Adrien Martineau, Agathe Gérard, Alain Abba, Alain Barcelo, Alice Menager, Alwin Bleomelen, Arnaud Le Cras, Awatef Abiadh, Bénédicte Culoier, Benoît Caraty, Benoît Duperron, Benoît Moraze, Bernard Rimbaud, Bruno Escoffier, Carol Bongard, Céline Chartier, Christel Gérardin, Christine Graillet, Coralie Santelli, Daniel Biemann, Danièle Forestier, David Poncin, Diane Zarzoso-Lacoste, Eric Sérantoni, Eric Zara, Fiona Bastelica, Franck Alary, Franck Dupraz, Frédéric Guiter, Gérald Berger, Gilles Garnier, Hélène De Meringo, Ivan Budinsky, Jacques Nisser, Jean-Yves Clou, Jean-Marc Paumier, Jean-Yves Meunier, Jérôme Legrand, Johann Cerisier, Julie Chenot, Julien Assante, Karen Bourgeois, Katia Audemard, Laurence Berville, Laurence Bonnamy, Lionel Dubief, Luc Baudot, Ludovic Boitel, Marie Jarin, Marion Seguy, Mireille Martinotti, Nicolas Gérardin, Nicolas Vaselli, Olivier Lorvelec, Pascal Gillet, Patricia Lequilliec, Pierre Caraglio, Rémy Eudeline, Rhida Ouni, Robert Jambon, Rose-Abèle Viviani, Sophie Meriotte, Stela Ruci et Thierry Houard. Enfin, merci à Hervé Brustel de nous avoir permis d'utiliser sa figure représentant le piège à vitres modèle « Polytrap ».

Références

- ABDELKRIM J., PASCAL M., SAMADI S., 2005. - Island colonization and founder effects: the invasion of the Guadeloupe island by ship rats (*Rattus rattus*). *Molecular Ecology*, 14: 2923-2931.
- ANDREU J., MANZANO-PIEDRAS E., BARTOMEUS I., DANA E., VILÀ M., 2010. - Vegetation response after removal of the invasive *Carpobrotus* hybrid complex in Andalusia, Spain. *Ecological Restoration*, 28: 440-448.
- ARMORI G., GIPPOTITI S., HELGEN K. M., 2008. - Diversity, distribution, and conservation of endemic island rodents. *Quaternary International*, 182: 6-15.
- DREAM., 2010. - Surveillance et gestion des populations de goélands leucophées des îles d'Hyères. Recensement 2010. Rapport Parc national de Port-Cros, 27p.

- BERGLUND H., JÄRENO J., BENGTSOON G., 2009. - Endemism predicts intrinsic vulnerability to nonindigenous species on islands. *The American Naturalist*, 174: 94-101.
- BIGEARD N., LEGRAND J., BERGER G., VIDAL E., 2006. - *Atlas et fiches synthèse sur les populations de puffins des îles d'Hyères*. Rapport de l'Institut méditerranéen de biodiversité et d'écologie, programme LIFE 2003 NAT/F/000105 "Conservation des puffins sur les îles d'Hyères", 7p + annexes.
- BOURGEOIS K., VIDAL E., SUEHS C., MEDAIL F., 2004. - Extreme invasional meltdown: multitrophic interactions catalyse Mediterranean island invasions. In: Arianoutsou M. & Papanastasis, V.P (eds). *Proceedings of the 10th MEDECOS Conference. Ecology, conservation and management of Mediterranean climate ecosystems*. Millpress Science Publishers, Rotterdam, pp. 1-5.
- CARTA L., MANCA M., BRUNDU G., 2004. - Removal of *Carpobrotus acinaciformis* (L.) L. Bolus from environmental sensitive areas in Sardinia, Italy. In: Arianoutsou M. et Papanastasis, V.P (eds). *Proceedings of the 10th MEDECOS Conference. Ecology, conservation and management of Mediterranean climate ecosystems*. Millpress Science Publishers, Rotterdam, pp. 1-4.
- CBNM PORQUEROLLES, 2000. - *Récapitulatifs des travaux d'arrachage de Carpobrotus sur Porquerolles*. Rapport du Conservatoire botanique national de Porquerolles, 3p.
- CEBALLOS G., BROWN J. H., 1995. - Global patterns of mammalian diversity, endemism and undergerment. *Conservation Biology*, 9: 559-568.
- CHENOT J., 2010. - *Restauration écologique de la réserve intégrale de l'île de Bagaud, étude de gestion préalable à l'éradication des griffes de sorcière (Carpobrotus spp.)*. Rapport de DUT génie biologique option agronomie, Université d'Avignon, Avignon, 30p + annexes.
- CHEYLAN G., 2007. - *Evolution diachronique du peuplement d'oiseaux terrestres nicheurs des îles de Port-Cros et Bagaud*. Rapport Parc national de Port-Cros, 22p + annexes.
- CRONK Q. C., 1997. - Islands : stability, diversity, conservation. *Biodiversity and Conservation*, 6: 477-493.
- D'ANTONIO C. M., 1990.- Seed production and dispersal in the non native invasive succulent *Carpobrotus edulis* (Aizoaceae) in coastal strand communities of Central California. *Journal of Applied Ecology*, 27: 693-702.
- DENSLOW J. S., 2001. - The ecology of insular biotas. *Trends in Ecology and Evolution*, 16: 423-424.
- DIREN, 2008. - *Itinéraires photographiques, méthode de l'observation photographique du paysage*. Rapport de la Direction générale de l'aménagement, du logement et de la nature, Direction de l'habitat, de l'urbanisme et des paysages, sous direction de la qualité du cadre de vie, Bureau des paysages et de la publicité extérieure, 71 p + annexes.
- DRAKE D. R., MULDER C. P., TOWNS D. R., DAUGHERTY C. H., 2002. - The biology of insularity: an introduction. *Journal of Biogeography*, 29: 563-569.
- DUBOIS L., MALECKI S., 2011. - *Effets de différents protocoles d'éradication de Carpobrotus spp. sur la végétation, l'érosion, les propriétés physico-chimiques et microbiologiques du sol*. Rapport de Master 1 Biologie et Ecologie des Ecosystèmes Continentaux, Université d'Aix-Marseille III, Marseille, 20 p+annexes.
- FAULQUIER L., PASCAL M., CHAPUIS J.L., PISANU B., BONNAUD E., DEMAY J., PERRIN E., ALBAR G., 2009. - Eradication des rats sur l'îlot Teuaua (Ua Huka, Marquises). *Te Manu, Bulletin de la société d'ornithologie de Polynésie*, 67: 6-8.

- GAUTHIER J. 2010. - *Point zéro des Lacertidés et des Colubridés concernant la restauration écologique de l'îlot de Bagaud*. Rapport Parc national de Port-Cros, 42 p+annexes.
- HONNEGER R. E., 1981. - List of amphibians and reptiles either known or thought to have become extinct since 1600. *Biological Conservation*, 19: 141-158.
- HULME P., 2004. - Islands, invasions and impacts: a Mediterranean perspective. In: Fernández-Palacios, J.M., Morici C (eds). *Island ecology* (Asociación Española de Ecología Terrestre, La Laguna, Spain), pp: 337-361.
- KING W. B., 1985. - Island birds: will the future repeat the past? In: P. J. Moors (ed). *Conservation of Island Birds*. ICPB technical publication Cambridge, 3-17 pp.
- LAMBINON J., 1997. - Les introductions de plantes non indigènes dans l'environnement naturel. *Sauvegarde de la Nature (Conseil de l'Europe)*, 87 : 28 pp.
- LORVELEC O., PASCAL M., 2005. - French attempts to eradicate non-indigenous mammals and their consequences for native biota. *Biological Invasions*, 7: 135-140.
- MARTIN J.-L., THIBAUT J.-C., BRETAGNOLLE V., 2000. - Black rats, island characteristics and colonial nesting birds in the Mediterranean : current consequences of an ancient introduction. *Conservation Biology*, 14: 1452-1466.
- MEDAIL F., QUEZEL P., 1997. - Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean Basin. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 84: 112-127.
- MEDAIL F., SUEHS C., GONCALVES V., AFFRE L., 2005. - *Suivi de l'éradication d'une espèce envahissante terrestre du littoral méditerranéen: la griffe de sorcière (Carpobrotus spp.) sur l'île de Porquerolles*. Rapport de l'Institut Méditerranéen d'Ecologie et de Paléoécologie, 21p.
- MUSSER G., CARLETON M., 2005. - Family Muridae. In: Wilson, D.E, Reeder D.M (eds). *Mammal Species of the World: a Taxonomic and Geographic Reference*. The John Hopkins University Press, Baltimore, pp 894-1531.
- ORGEAS J., PONEP P., FADDA S., MATOCQ A., TURPAUD A., 2007. - Conséquences écologiques de l'envahissement des griffes de sorcière (*Carpobrotus ssp.*) sur les communautés d'insectes d'un îlot du Parc national de Port Cros (Var). *Scientific reports of Port-Cros national park*, 22: 233-257.
- PALMER M., PONS G., 2001. - Predicting rat presence on small island. *Ecography*, 24: 121-126.
- PALMER, M., PONS, G. X., 1996. - Diversity in western Mediterranean islets : effects of rat presence on a beetle guild. *Acta Oecologica*, 17: 297-305.
- PANETTA F. D., TIMMINS S. M., 2004. - Evaluating the feasibility of eradication for terrestrial weed incursions. *Plant Protection Quarterly*, 19: 435-442.
- PASCAL M., 2006. - Réhabilitation écologique de l'île de Bagaud par éradication d'un rongeur allochtone (*Rattus Rattus*) : étude de faisabilité préalable, modalités d'exécution et de contrôle. Rapport de stage de Master 2 Expertise Ecologique et Gestion de la Biodiversité, Université Aix Marseille III, Marseille, 41 p + annexes.
- 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: 267-277.
- PASCAL M., CHAPUIS J., 2000. - Eradications des mammifères introduits en milieux insulaires : questions préalables et mise en application. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, 7 (suppl.) : 85-104.
- PASCAL M., SIORAT F., COSSON J.-F., BURIN DES ROZIERES H., 1996. - Eradication de populations insulaires de Surmulot (Archipel des Sept-îles, Archipel de Cancale : Bretagne, France). *Vie et Milieu*, 46 (3/4) : 267-283.

- PASSETTI A., 2009. - *Restauration écologique de l'île de Bagaud : étude de faisabilité préalable à l'éradication des griffes de sorcière (Carpobrotus spp.)*. Rapport de stage de Master 2 Expertise Ecologique et Gestion de la Biodiversité, Université Aix Marseille III, Marseille, 33 p + annexes.
- PASSETTI A., 2010. - *Programme de restauration écologique de la Réserve Intégrale de l'île de Bagaud (phase 1 : 2010-2011) : bilan annuel d'activités 2010*. Rapport de l'Institut méditerranéen de biodiversité et d'écologie et du Parc national de Port-Cros, 55 p + annexes.
- PENLOUP A., MARTIN J.-L., GORY G., BRUNSTEIN D., BRETAGNOLLE V., 1997. - Nest site quality and nest predation as factors explaining the distribution of Pallid swifts (*Apus pallidus*) on mediterranean island. *Oikos*, 80: 78-88.
- QUEZEL P., BARBERO M., LOISEL R., 1990. - Recent plant invasions in the circum-Mediterranean region. In: F. Di Castri, A. J. Hansen, M. Debusshe. *Biological invasions in Europe and the Mediterranean Basin*. Kluwer Academic Publishers, pp 51-60.
- RABOUAM C., 1999. - *Le puffin cendré Calonectris diomedea et le puffin de Méditerranée Puffinus yelkouan dans l'archipel des îles d'Hyères*. Rapport d'étude pour le Parc national de Port-Cros, 12 p + annexes.
- RICKETTS T. H., DINERSTEIN E., BOUCHER T., BROOK T. M., BUTCHART M., HOFFMAN M., et al., 2005. - Pinpointing and preventing imminent extinctions. *Proc. Natl. Acad. Sciences (USA)*, 102: 18497-18501.
- SAX D. F., GAINE S. D., 2008. - Species invasions and extinction: The future of native biodiversity on islands. *Proceedings of the National Academy of Sciences (USA)*, 105: 11490-11497.
- SPENCE J. R., NIEMELÄ J., 1994. - Sampling carabid assemblages with pitfall traps: the madness and the method. *Canadian Entomologist*, 126: 881-94.
- SUEHS C. M., MÉDAIL F., AFFRE L., 2001. - Ecological and genetic features of the invasion by the alien *Carpobrotus* Plants in Mediterranean island habitats. *Plant Invasions*, pp. 145-158.
- SUEHS C.M., MEDAIL F., AFFRE L., 2001. - Ecological and genetic features of the invasion by the alien *Carpobrotus* (Aizoaceae) plants in Mediterranean island habitats. In: Brundu G., Brock J., Camarda I., Child L., Wade M (eds). *Plants invasions: Species ecology and ecosystem management*. Backhuys Publisher, Leiden, pp 145-158.
- SUEHS C.M., MEDAIL F., AFFRE L., 2003. - Invasion by South African *Carpobrotus* (Aizoaceae) taxa in the Mediterranean basin: the effects of islands on plant reproductive systems. In: Child. L.E., Brock J.H., Brundu G., Brach K., Pysek P., Wade P.M. & Williamson M. et al., (eds). *Plant Invasions: ecological threats and management solutions*. Backhuys Publisher, Leiden, pp 247-263.
- VILA M., D'ANTONIO C., 1998. - Fruit choice and seed dispersal of invasive vs. non invasive *Carpobrotus* (Aizoaceae) in coastal California. *Ecology*, 79: 1053-1060.
- VILA M., TESSIER M., SUEHS C. M., BRUNDU G., CARTA L., GALANIDIS A., LAMBDON P., MANCA M., MEDAIL F., MORAGUE E., TRAVESET A., TROUMBIS Y., HULME P., 2006. - Local and regional assessments of the impacts of plant invaders on the vegetation structure and soil properties of the Mediterranean islands. *Journal of Biogeography*, 33: 853-851.

