

DYNAMIQUE DE RECONQUÊTE DE LA FAUNE ET LA FLORE APRES INCENDIE SUR
LE CAP LARDIER (PN DE PORT-CROS)

Version 1.1 (21/06/2019)

Table des matières

Table des matières	2
I) Préambule : Périmètre et transférabilité du protocole	3
II) Introduction.....	4
1) Avertissement	4
2) Enjeux scientifiques et de conservation.....	4
3) Contexte historique.....	5
4) Choix des modèles d'étude	6
5) Déroulement de la coopération entre le PNPC et le CEFE et acteurs impliqués	7
III) Survie-extinction et processus de recolonisation de la tortue d'Hermann après incendie.....	8
1) Contexte et objectifs	8
2) Choix méthodologiques et techniques.....	9
a. Présentation des trois méthodes retenues et hypothèses à respecter	10
b. Unités d'échantillonnage et effort de prospection	11
c. Techniques de collecte de données sur le terrain	12
3) Impacts immédiats de l'incendie sur la survie et l'extinction.....	13
a. Hypothèses et questions posées	13
b. Stratégie d'échantillonnage.....	13
d. Résultats.....	16
4) Etude des processus de recolonisation à moyen-long terme	17
a. Hypothèses et questions posées	17
b. Stratégie d'échantillonnage.....	18
c. Méthodes d'analyse.....	20
d. Risques identifiés lors de la poursuite de ce protocole.....	20
IV) Effets des mesures de lutte contre l'érosion sur la régénération de la végétation, les communautés d'orthoptères et de fourmis.....	21
1) Contexte et objectifs	21
2) Stratégie d'échantillonnage	21
3) Collecte de données sur le terrain	24
4) Analyses et principaux résultats à l'issue de la première année.....	26
5) Poursuite des protocoles.....	27
V) Références citées	28

I) Préambule : Périmètre et transférabilité du protocole

L'élaboration de ce protocole s'inscrit dans le cadre d'une coopération entre l'Agence Française pour la Biodiversité et le Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (convention Réf. CNRS 169022). Cette coopération d'une durée de deux ans (2018-2019) vise à mettre en place un appui méthodologique et statistique pour un transfert continu de compétences, de savoirs, de méthodes, vers les gestionnaires des parcs nationaux et des autres aires protégées.

Suite à l'incendie subi sur le Cap Lardier les 24 et 25 Juillet 2017, le Parc National de Port-Cros (PNPC) est à l'initiative de ce protocole d'étude de la dynamique de reconquête de la faune et la flore. Les autres aires protégées méditerranéennes (Parc national des Calanques notamment) sont également soumises à un fort risque incendie. En outre-mer, plusieurs secteurs du Parc national de La Réunion sont également concernés. Plus largement, tous les territoires impactés par des incendies ou d'autres perturbations peuvent trouver des informations méthodologiques utiles pour leurs projets de suivis de la biodiversité après perturbation.

Contrairement aux actions de gestion par brûlage dirigé qui, par définition, peuvent être anticipées et contrôlées, les incendies forestiers, intentionnels ou accidentels, sont de nature imprévisible. Ils imposent alors aux gestionnaires des espaces impactés des prises de décision rapides. Bien souvent, les mesures de gestion proposées consistent à favoriser le retour à un « état de référence » de l'écosystème, avant passage du feu. Il est alors nécessaire de mesurer l'efficacité de ces opérations sur la reconquête par la faune et la flore. Mais faute de moyens suffisants, le gestionnaire doit faire des choix sur les taxons à suivre. Bien souvent cette priorisation combine à la fois des arguments scientifiques, logistiques mais aussi opportunistes. Dans cette étude, nous avons cherché à détailler les critères sur les choix des taxons retenus par le PNPC afin de guider d'autres gestionnaires qui seraient amenés à se poser ces mêmes questions.

Les stratégies d'échantillonnage temporelles et spatiales pour étudier les impacts de perturbations sont complexes à mettre en place. Bien souvent les états zéro avant passage du feu sont inexistantes ou du moins non calibrés pour répondre à cette nouvelle question. La difficulté réside par ailleurs à trouver des témoins « non perturbés » dans des conditions comparables avec le secteur perturbé. Sauf fait du hasard où ces conditions soient réunies, la mise en place de stratégies d'échantillonnage de type BACI (Before-After, Control-Intact) s'avère rarement applicable. Les effets mesurés peuvent alors résulter de phénomènes non contrôlés, non imputables à la perturbation. Compte-tenu de ces difficultés, le gestionnaire peut alors faire le choix de réorienter ses questions, par exemple sur l'étude des effets de mesures de gestion mises en place. Dans notre étude, nous aborderons deux cas : Une étude portant sur la Tortue d'Hermann où, par chance, des suivis antérieurs permettent d'étudier l'impact du feu selon une stratégie de type BACI. Et un volet qui concerne les effets de mesures de gestion mises en place après l'incendie, donc sans état de référence antérieur.

En termes méthodologiques, le volet portant sur la Tortue d'Hermann mobilise les méthodes de CMR en multi-état et de site-occupancy dynamique pour tenir compte de la détection imparfaite de cette espèce. La possibilité de comparer différentes méthodes de suivi fournit ainsi des recommandations sur les stratégies à mettre en place. La question de suivre les individus, à partir de paramètres démographiques (survie, dispersion) ou celle de se focaliser sur les phénomènes d'occupation, d'extinction et de colonisation de l'espèce peut intéresser d'autres gestionnaires concernés par des suivis d'espèces à enjeux de conservation. Concernant le volet « effets des mesures de gestion », les méthodes recueillies sont davantage usuelles : Estimations de recouvrements sur des placettes flore, comparaison des communautés (richesse, diversité) et recueil d'indices d'abondance chez certains invertébrés.

II) Introduction

1) Avertissement

Ce protocole justifie les choix méthodologiques et propose un cadre pour le recueil, le stockage et l'analyse des données. Il fixe également les moyens logistiques nécessaires à sa mise en œuvre. L'ensemble de ces informations garantissent la pérennité de l'opération sur le long terme. Ce protocole pourra évoluer dans le temps pour de multiples raisons : évolution des questions, échelle de l'étude, évolutions techniques, de moyens disponibles, nouvelles méthodes d'analyse... Il sera important de référencer dans ce document toute modification apportée.

2) Enjeux scientifiques et de conservation

Les incendies forestiers constituent des processus cruciaux dans le contrôle de la dynamique et la structure de la végétation, notamment dans les biomes méditerranéens (Retana et al. 2002; Capitanio et Carcaillet 2008; Bond, Woodward, et Midgley 2004). L'industrialisation et l'exode rural ont conduit à l'abandon des activités agricoles traditionnelles au cours des dernières décennies, augmentant par là même le couvert végétal (Mouillot, Rambal, et Joffre 2002). Ceci se traduit globalement par une augmentation des fréquences de feu et des surfaces brûlées dans les régions nord méditerranéennes (Moreira et Russo 2007). Ce patron est renforcé par le réchauffement climatique (Mouillot, Rambal, et Joffre 2002). Dans le Parc national des Calanques, une augmentation de la fréquence des sécheresses estivales relevée depuis 15 ans favorise les feux de forêts de grande ampleur qui affectent ce territoire presque tous les 10 ans depuis 1980 (Parcs nationaux de France 2015).

La capacité de récupération des populations d'espèces après passage du feu dépend fortement de leurs traits d'histoire de vie (Moretti et Legg 2009). Les déplacements de la faune sont particulièrement importants dans les environnements soumis à des changements périodiques (Roshier, Doerr, et Doerr 2008), notamment au passage régulier du feu. Le feu altère la composition et la structure de la végétation, modifiant ainsi le type, l'abondance et la distribution

des ressources disponibles à la faune, notamment en abris, nourriture et micro-habitats (Valentine et al. 2014; Haslem et al. 2012). Les stratégies de déplacement jouent donc un rôle essentiel dans les écosystèmes soumis à incendie (Nimmo et al. 2018). A court terme, les individus peuvent se déplacer pour éviter d'être brûlés au cours de l'incendie mais à plus long terme, ils peuvent avoir besoin de suivre la disponibilité en ressources selon les successions végétales post-incendies (Nimmo et al. 2018; Pausas et Parr 2018).

Outre les capacités de déplacements, les paramètres démographiques tels que la longévité, la fécondité et l'âge de maturité sexuelle jouent un rôle déterminant dans les temps de reconstitution des populations animales après des perturbations telles que les incendies (Couturier, Besnard, et al. 2014). Dans le cas des plantes, les traits fonctionnels impliqués dans la résilience sont le potentiel de repousse des plants et la persistance des banques de graines après passage du feu (Pausas et al. 2004).

Sur les territoires pentus, la lutte contre l'érosion constitue une des priorités de gestion après le passage d'un incendie. En effet, l'érosion est généralement plus forte au cours du premier hiver suivant un incendie estival intense puis tend à diminuer de manière exponentielle au cours des années suivantes (Fox 2011). Le choix de l'emplacement, et des techniques de lutte contre l'érosion peut s'avérer complexe (Fox 2011). Par ailleurs, bien que plusieurs auteurs aient démontré l'impact des feux de forêt sur le ruissellement et l'érosion (e.g. (De Luis, González-Hidalgo, et Raventós 2003; Soto et Díaz-Fierros 1998), peu d'études ont tenté d'élaborer une stratégie opérationnelle de lutte contre l'érosion dans des conditions post-incendie. En Provence, la technique du fascinage est souvent retenue pour permettre de piéger les graines et retenir les éléments fins du sol en cas de précipitations importantes. Comme les couvertures de jute ou de cocos (Kalibová, Jačka, et Petrů 2016), de simples filets en fibre de coco pourraient également jouer ce rôle de diminution de l'érosion. Cependant, la littérature sur l'efficacité de ces techniques pour favoriser le retour de la flore et de la faune reste très sporadique.

3) Contexte historique

Le Cap Lardier situé sur le territoire du Parc national de Port-Cros a subi un incendie sur plus de 500 ha les 24 et 25 juillet 2017. Les impacts directs (mortalité) sur la faune et la flore sont potentiellement importants et ont pu mettre en péril certaines populations d'espèces à forts enjeux de conservation telles que le palmier nain ou la tortue d'Hermann. Cet impact est cependant difficile à quantifier en raison de la quasi-absence de programmes de suivis antérieurs sur cette zone, à l'exception de la tortue d'Hermann qui bénéficiait d'un dispositif de suivi standardisé depuis 2011.

Le Parc national de Port-Cros, avec le soutien du Conservatoire d'Espaces Naturels de Provence-Alpes-Côte d'Azur, le Conservatoire du Littoral et les communes de La Croix-Valmer et de Ramatuelle ont entrepris de mettre en place certaines mesures de gestion directement après le passage du feu afin de favoriser la reconquête par certaines espèces, notamment végétales. Le PN et les bénévoles ont ainsi mis en place 39 filets en fibre de coco dans une zone pentue avec un sol

affleurant et donc sujet à l'érosion des sols. Ils ont également installé 9 zones de fascines de bois brûlé là où la matière était présente, et où le risque d'érosion était également important. Compte-tenu de l'urgence à agir, le choix de l'emplacement de ces différents moyens de gestion ne s'est pas inscrit dans le cadre d'un dispositif expérimental. Ceci entraîne alors certaines difficultés dans la stratégie d'échantillonnage à mettre en place pour mesurer leur efficacité (voir partie IV).

D'autres mesures de gestion pourraient être déployées dans les prochaines années comme par exemple l'entretien de milieux ouverts et la lutte contre les espèces envahissantes. Si elles s'avèrent efficaces, elles pourraient être déclinées sur d'autres espaces incendiés. Il est donc important de comprendre les processus de reconquête des zones brûlées par différents taxons de faune et flore et de mesurer l'effet des mesures de gestion entreprises sur la résilience des écosystèmes.

4) Choix des modèles d'étude

Pour comprendre la dynamique de reconquête de la faune et de la flore après incendie, il est important d'étudier simultanément différents taxons aux traits d'histoire de vie contrastés. D'autres critères ont également guidé les choix du PNPC : La disponibilité en données antérieures au suivi, la patrimonialité mais également l'existence d'experts, notamment pour l'identification des espèces. Selon ces critères, trois taxons sont retenus :

- La flore

Les processus de régénération de la végétation sont assez bien documentés dans les écosystèmes Méditerranéens (e.g. (Retana et al. 2002; Capitanio et Carcaillet 2008; Batllori et al. 2019). De nombreuses espèces végétales méditerranéennes sont adaptées aux incendies et peuvent se régénérer par rejets de souches (chênes, filaires, myrtes) ou par la dissémination des graines (cistes, pins) (Pausas et al. 2008). Cependant, les effets de mesures de lutte contre l'érosion sur les communautés végétales sont rarement étudiés. Il était donc primordial pour le PNPC de mettre en place un protocole d'étude de l'efficacité de ces dispositifs de fascines et filets en fibres de coco sur la dynamique de reconquête de la végétation.

- La tortue d'Hermann

La tortue d'Hermann, espèce longévive et à faible mobilité est particulièrement sensible aux incendies (Couturier, Besnard, et al. 2014). Elle bénéficiait de suivis avant incendie sur le territoire du Cap-Lardier, avec des données de Capture-Marquage-Recapture collectées depuis 2011, ce qui permet d'estimer l'impact du feu sur la survie des individus. Cette espèce est par ailleurs sensible à la structure de la végétation et va donc être directement affectée par la dynamique végétale post-incendie (Lecq et al. 2014). Espèce patrimoniale pour le PNPC et bénéficiant d'un plan national d'actions (Celse et al. 2018), des mesures de gestion pourraient être déployées pour favoriser des habitats propices à son maintien.

- Les orthoptères et fourmis

Contrairement aux vertébrés longévifs, les arthropodes phytophages et zoophages volants tels que certains orthoptères présentent potentiellement une forte résilience au feu en raison de leur grande mobilité (Moretti, Duelli, et Obrist 2006). Par ailleurs les espèces qui pondent dans le sol pourraient être avantagées, avec une plus faible mortalité par rapport aux espèces qui pondent en surface ou dans la végétation (Bieringer 2002). Certaines études montrent ainsi des réponses au feu très variables selon les espèces d'orthoptères (Bieringer 2002).

Les fourmis sont des composantes essentielles de la plupart des écosystèmes terrestres, contribuant de manière significative à la biomasse animale et remplissant diverses fonctions écologiques (Folgarait 1998). Certaines espèces dispersent activement les graines et peuvent ainsi jouer un rôle important dans la dynamique de végétation après de fortes perturbations (ref). Ce groupe a donc suscité un vif intérêt des scientifiques pour l'étude de perturbations (e.g. Bihn, Gebauer, et Brandl 2010), notamment des incendies forestiers (Arnan, Rodrigo, et Retana 2006). D'un point de vue fonctionnel, on peut s'attendre à des effets directs et indirects du passage du feu dans les communautés de fourmis (Arnan et al. 2013). Bien que la plupart des espèces souterraines survivent au feu, les fourmis qui nichent dans la végétation sont plus impactées par mortalité directe (Frizzo, Campos, et Vasconcelos 2012; Arnan, Rodrigo, et Retana 2006; Arnan et al. 2013).

Outre l'intérêt scientifique évoqué ci-dessus, le choix de ces deux taxons entomologiques a été motivé par une contrainte d'adéquation entre la phénologie des espèces et la disponibilité des étudiants conduisant l'étude (début Octobre), par leur relative facilité de détermination mais également par la disponibilité en experts pour appuyer la démarche.

5) Déroulement de la coopération entre le PNPC et le CEFE et acteurs impliqués

Le PNPC a fourni l'ensemble des éléments de « littérature grise » (rapports, compte-rendus) et SIG au lancement de la coopération en Février 2018. Parmi eux figuraient notamment des documents relatant les premiers constats et avis exprimés lors de sorties menées dans les jours qui ont suivi l'incendie. Plusieurs échanges mails et téléphoniques ont permis de fixer les objectifs de cette étude.

Plusieurs réunions et sorties sur le site terrain se sont déroulées du 3 au 5 Avril 2018 en présence de Pierre Lacosse, Benoît Bergeon et Camille Casteran (agents de secteur Cap-Lardier), de David Geoffroy (chargé de mission faune PNPC), d'Annie Aboucaya (chargée de mission flore PNPC), de Thibaut Couturier (ingénieur CEFE), d'Axel Bergeon et Laurie-May Gonzales (étudiants Master 1 Aix-Marseille) et de Clémentine Gombault (Aldrovandia Consulting). Cette première rencontre avait pour motifs 1/ de caler la stratégie d'échantillonnage et le protocole de collecte des données de tortues d'Hermann ; 2/ de caler la stratégie d'échantillonnage pour les placettes flore.

Suite à ces rencontres, la préparation de l'échantillonnage tortue d'Hermann (sélection des mailles selon la stratégie fixée) a été réalisée sous SIG par Axel Bergeon et Laurie-May Gonzales. Puis des échanges mails et téléphoniques entre le PNPC, le CEFE, le CEN PACA et la SOPTOM ont permis de fixer la stratégie de collecte de données sur la partie Est du site des Trois caps (secteur Cap

Taillat). La collecte de données Tortues d'Hermann sur la partie Ouest a été réalisée par les étudiants et les agents du secteur entre mi-Avril et mi-Juin, avec un soutien et un encadrement de David Geoffroy. Les étudiants ont réalisé les analyses des données collectées avec le soutien de Thibaut Couturier puis ont rédigé un mémoire de stage, remis le 15 Juin 2018. David Geoffroy a par la suite compilé les données obtenues par le PNPC avec celles collectées par le CEN et la SOPTOM (secteur Cap Taillat). Thibaut Couturier a effectué les analyses de ces données entre Septembre et Novembre 2018. Les premiers résultats ont été présentés par David Geoffroy le 12 Octobre 2018 lors du 46^{ème} congrès de la Société Herpétologique de France. Une réunion de travail entre le PNPC, le CEN, la SOPTOM et le CEFE le 23 novembre 2018 a permis de prendre connaissance de l'ensemble des résultats obtenus afin de discuter des objectifs à poursuivre les années suivantes (compte-rendu disponible). Ces différentes orientations possibles ont ensuite été discutées au Conseil Scientifique du PNPC.

Concernant les placettes flore, Thibaut Couturier a conduit une analyse SIG afin de proposer différentes parcelles gérées/témoins. Clémentine Gombault et David Geoffroy ont ensuite validé ces parcelles sur le terrain, juste avant le lancement des relevés qui s'est déroulé du 4 au 7 mai 2018. Ils ont été réalisés par Clémentine Gombault, accompagnée d'un agent du PNPC et/ou de David Geoffroy. Clémentine Gombault a ensuite réalisé les analyses avec l'appui de Thibaut Couturier. Elle a rédigé un rapport qui a été validé en Janvier 2019.

En été 2018, David Geoffroy a proposé un sujet sur la reconquête des zones incendiées par les communautés d'arthropodes à Alexandre Million, responsable du Master GABI de l'IMBE pour une école de terrain à réaliser par les étudiants de la promotion 2018-2019. Une fois le sujet validé, les étudiants ont retenu 2 taxons, orthoptères et fourmis, ont identifié les questions, réfléchi à la mise en place d'un protocole et à la stratégie d'échantillonnage. Deux réunions Skype entre les étudiants, Alexandre Million, Thibaut Couturier et David Geoffroy en Septembre ont permis de cadrer la démarche et fixer les objectifs. Après quelques tests sur le terrain, les protocoles validés ont permis aux étudiants de collecter les données la semaine du 1^{er} au 4 Octobre 2018, avec l'appui de David Geoffroy et des agents du secteur. Les résultats de cette étude ont été restitués le 25 Janvier 2019 en présence de David Geoffroy et Thibaut Couturier et le rapport définitif a été remis en Février 2019.

Tout au long de ces différentes étapes, des échanges réguliers par mail et téléphone ont eu lieu entre David Geoffroy et Thibaut Couturier. La rédaction de ce présent rapport a démarré en Décembre 2018 et s'est achevée en Juin 2019.

III) Survie-extinction et processus de recolonisation de la tortue d'Hermann après incendie

1) Contexte et objectifs

Plusieurs travaux sur l'impact des incendies sur la tortue d'Hermann ont été menés ces dernières années. Une étude démographique par CMR réalisée sur un site incendié dans la Plaine des Maures (Var) a montré un impact fort, avec une probabilité de survie après feu estimée à 43% (Couturier et al. 2011). Compte-tenu de la forte longévité de l'espèce, les temps de récupération des populations sont longs. Dans la Plaine des Maures et en Corse, il faut en moyenne plus de 25 ans après un incendie pour atteindre des densités de population comparables avec celles obtenues sur des secteurs non incendiés (Couturier, Besnard, et al. 2014). Les processus de reconstitution des populations après incendie sont encore mal connus. Aucune étude n'a appréhendé les vitesses et stratégies de recolonisation des territoires incendiés chez cette espèce. Ces informations sont pourtant cruciales pour mettre en place des mesures de gestion adaptées, notamment la lutte contre la fermeture des milieux.

Sur le site des trois caps, les densités de population de tortue d'Hermann avant le passage de l'incendie en 2017 étaient vraisemblablement plus faibles que celles de la plaine des Maures. Toutefois, compte-tenu de la diversité des paysages et les statuts protégeant le site, la capacité d'accueil du milieu pour cette espèce peut être forte. La tortue d'Hermann fait partie des espèces d'intérêt communautaire présentant un enjeu de conservation fort au niveau du site Natura 2000 des trois caps. Entre 2011 et 2015, une stratégie de veille selon un suivi CMR sur des mailles de 5 ha avait été initiée par le Parc national de Port-Cros. Fin juillet 2017, l'incendie qui a ravagé les trois caps a causé la mort de nombreux individus (35 individus morts retrouvés contre 3 vivants dans les semaines suivant l'incendie). Toutefois, ces recherches d'individus vivants et morts ne permettent pas de fournir une estimation de la survie post-incendie, compte-tenu de problèmes d'échantillonnage, de détection et de déplacements des individus. En marge du site, des zones ont été peu, voire pas du tout touchées par le feu. Elles pourraient constituer des populations-sources d'individus pour la reconquête de la zone incendiée. L'étude proposée fixe donc les deux objectifs suivants :

- Estimer l'impact immédiat (année n+1) de l'incendie sur la survie des individus et l'extinction de l'espèce
- Caractériser les processus de recolonisation à moyen-long terme (n+2 à n+15-20).

2) Choix méthodologiques et techniques

La tortue d'Hermann est une espèce dont la détection est imparfaite et variable dans le temps (Couturier et al. 2013). Il est donc primordial d'avoir recours à des méthodes qui corrigent par la détection. Pour répondre aux objectifs proposés lors de cette étude, deux approches sont possibles :

Une approche individuelle. Chaque individu est marqué et les ré-observations dans le temps permettent d'utiliser des méthodes de Capture-Marquage-Recapture CMR (Lebreton et al. 1992) pour estimer des paramètres démographiques : Survie individuelle, transitions entre sites...

Une approche par « site ». Le statut « espèce présente ou absente » est obtenu sur une collection de sites visités à plusieurs reprises, ce qui permet d'estimer les processus de colonisation-extinction

dans le temps grâce aux méthodes de site-occupancy dynamique (MacKenzie et al. 2003). Lors de ces visites, on peut également procéder à des comptages du nombre d'individus contactés, ce qui permet d'estimer des abondances grâce aux méthodes en N-mixture (Royle 2004).

Ces méthodes peuvent être toutes mises en œuvre sur la tortue d'Hermann puisque les individus sont faciles à capturer, à marquer et à compter lors de visites successives de sites (Couturier et al. 2013). Elles nécessitent néanmoins le respect de plusieurs hypothèses.

a. Présentation des trois méthodes retenues et hypothèses à respecter

Les méthodes en Capture-Marquage-Recapture posent l'hypothèse que les marques individuelles ne sont pas perdues et sont correctement identifiées par l'observateur, au risque de biaiser les estimations des paramètres démographiques (Couturier, Tillion-Lacazale, et al. 2014). Les modèles en Robust-Design (Kendall, Pollock, et Brownie 1995) se basent sur des données collectées au cours de deux types de sessions emboîtées (figure 1). Des sessions dites 'secondaires' pour lesquelles les occasions de capture sont suffisamment proches dans le temps pour admettre que la population est fermée (i.e. pas de mortalité, de natalité ni d'émigration ou d'immigration) ; et des sessions « primaires » entre lesquelles la population est considérée ouverte, ce qui permet d'estimer la survie apparente.

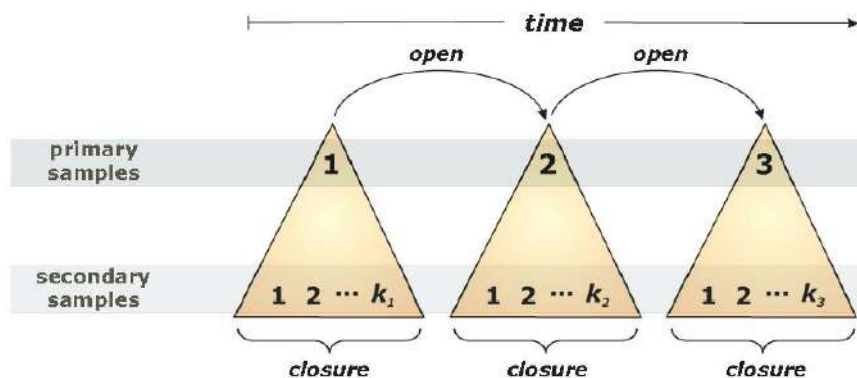


Figure 1 : Structure de base du modèle classique en Robust-Design (source : Mark book)

Compte-tenu de la lente dynamique de population chez la tortue d'Hermann, on peut considérer la population comme close (pas d'immigration, d'émigration, de natalité ou de mortalité) au cours de plusieurs mois successifs (= saison) au sein d'une même année. La population est considérée ouverte entre années (= inter-saison).

Les méthodes en site-occupancy dynamique (MacKenzie et al. 2003) permettent, à partir de passages répétés d'une collection de sites, de modéliser les processus d'extinction-colonisation d'une espèce, tout en corrigeant par sa probabilité de détection. L'utilisation de ces méthodes suppose de répéter plusieurs passages (au moins deux) sur plusieurs unités d'échantillonnages (sites, mailles...) définies à deux pas de temps :

- Au sein d'une même saison, on émet l'hypothèse que l'espèce est présente et détectable. Dans le cas de la tortue d'Hermann, on peut émettre cette hypothèse qu'un site reste occupé au sein d'une même saison (période de quelques mois). Les passages répétés permettent alors d'estimer sa probabilité de détection (p) et sa probabilité de présence (ψ) ;
- Entre plusieurs saisons (i.e. années), on relâche cette hypothèse d'occupation, ce qui permet d'estimer les paramètres de colonisation (γ) et d'extinction (ϵ).

Certaines variables environnementales liées aux sites (incendié ou non, recouvrement en ligneux ou en pelouses, modalités de gestion...) peuvent être utilisées dans les modèles afin de tester leurs contributions respectives à ces phénomènes d'extinction et de colonisation. D'autres variables liées aux passages (météo, mois...) peuvent également être testées sur la détection.

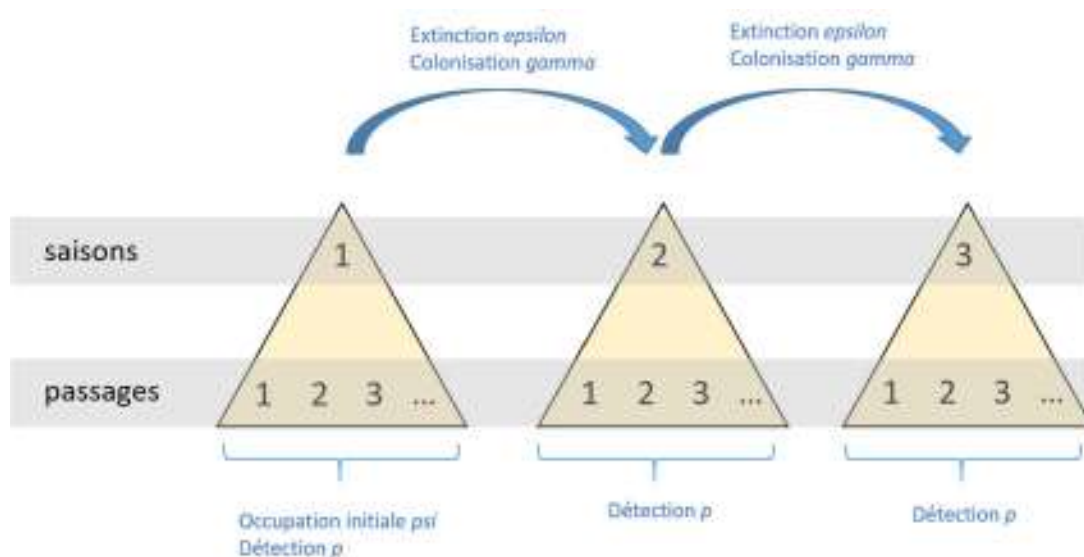


Figure 2 : Représentation des paramètres estimés par la méthode en site-occupancy dynamique aux deux échelles de temps : Les différentes saisons (= années) et différents passages au sein d'une saison (ex : un printemps).

La méthode en N-mixture dynamique s'inspire des méthodes en site-occupancy. Elle s'appuie sur des comptages d'individus répétés spatialement (plusieurs sites) et temporellement (plusieurs passages) pour estimer des abondances corrigées par la détection au sein d'une même saison (Royle 2004). La population est considérée comme fermée au sein de cette saison. Par extension, le Binomial-Mixture modèle peut être appliqué à des populations ouvertes (Kéry, Royle, et Schmid 2005) afin d'estimer un taux de croissance entre années (Hostetler et Chandler 2015) dans un cadre dynamique. Comme dans le cas des méthodes en CMR, on émet l'hypothèse que les sites sont clos (pas d'immigration, d'émigration, de natalité ou de mortalité d'individus) au cours de plusieurs mois successifs (= saison) au sein d'une même année.

b. Unités d'échantillonnage et effort de prospection

Un maillage a été appliqué sur l'ensemble de la zone d'étude dès la mise en place du suivi de la population de tortues d'Hermann du Cap-Lardier en 2011. Chaque maille de 225 mètres de côté mesure environ 5 hectares, ce qui correspond à la superficie des placettes définies dans le cadre d'autres études menées par ailleurs, notamment dans la plaine des Maures (Couturier et al. 2013). Pour respecter le même standard, l'effort investi par maille est d'une heure de prospection, en excluant les temps de pause ou de manipulations d'individus. En cas de prospection à deux observateurs sur une même maille, ce temps de prospection passe à 30 minutes. Dans le cas de mailles incomplètes (trait de côte, propriétés privées etc), le temps de prospection est indexé sur la superficie réellement prospectable. Les méthodes de CMR et N-mixture nécessitent de respecter un effort de prospection constant (même effort de prospection par unité d'échantillonnage). Pour estimer l'impact de l'incendie sur le paramètre de survie par CMR en 2018, il est donc nécessaire de maintenir un standard de prospection identique à celui fixé sur les mailles prospectées avant feu.

Les méthodes en site-occupancy ne nécessitent quant à elles pas le respect de ce standard puisque dès lors qu'un site est confirmé positif (une tortue détectée) lors d'un passage donné, l'observateur peut quitter le site. Ceci permet de couvrir davantage de sites pour un effort donné (MacKenzie et al. 2002). Les effets de l'incendie sur les processus d'extinction et de recolonisation peuvent être appréhendés selon cette approche méthodologique, et s'affranchir dès lors d'un suivi individuel par marquage. Néanmoins, il est à noter que ce temps de marquage des individus est faible (15-20 minutes par individu lors d'un premier marquage puis quelques minutes lors d'un contrôle). Par ailleurs, compte-tenu des très faibles densités de tortues présentes sur la zone d'étude, le potentiel gain de temps à quitter la zone s'avère probablement faible. Enfin, les données obtenues par CMR peuvent fournir des informations pertinentes sur les mouvements (Couturier et al. 2011) et celles obtenues par N-mixture des informations sur les tendances en termes d'abondance (Kéry, Royle, et Schmid 2005). Compte-tenu de l'intérêt à mesurer ces paramètres, avec un effort additionnel moindre, nous recommandons de maintenir la même méthodologie que celle employée jusqu'alors, en marquant l'ensemble des individus contactés et en respectant un effort de prospection standardisé.

c. Techniques de collecte de données sur le terrain

Les mailles sont visitées en matinée ou fin d'après-midi du 15 Avril au 15 Juin, période où l'espèce est la plus active, lors de conditions météorologiques favorables (pas de pluie, températures comprises entre 16 et 27°C, peu ou pas de vent) (Couturier et al. 2013). La maille est prospectée de manière aléatoire, en veillant à couvrir l'ensemble de sa surface. Pour cela, le parcours des observateurs est enregistré grâce à l'application GPS OruxMaps©. La vitesse de progression de l'observateur correspond à une marche lente permettant une attention visuelle soutenue. La détection des individus en déplacement est également possible à l'ouïe.

A chaque contact d'un individu, de nombreuses informations sont recueillies. Parmi elles figurent notamment les coordonnées GPS du point de contact, la longueur de la carapace mesurée avec un « mesure-tortue » (précision au mm), le poids mesuré avec un peson (précision au gramme), le

sexe et une première estimation de la catégorie d'âge. Des photos (plaque dorsale, plastron et côtés de la carapace de l'animal) sont systématiquement réalisées pour une vérification ultérieure de l'identité de l'individu à partir des motifs du plastron (Couturier, Tillion-Lacazale, et al. 2014), et pour l'estimation de son âge à partir des lignes de croissance. En cas de marquage préalable, le numéro est relevé (code fourni en Annexe). Sinon, elle est marquée au moyen de double-entailles réalisées avec une scie à métaux sur les écailles marginales selon le code en vigueur en région PACA. L'ensemble des données sont consignées sur une fiche de terrain puis saisies le jour même dans la base de données du PNPC.

3) Impacts immédiats de l'incendie sur la survie et l'extinction

a. Hypothèses et questions posées

Compte-tenu de la sévérité de l'incendie, on peut émettre l'hypothèse que l'impact sur la survie des individus dans les secteurs incendiés est fort et a pu entraîner des phénomènes d'extinction locale de l'espèce. A l'inverse, dans les secteurs restés intacts, la survie des individus devrait être proche de 1 et la probabilité d'extinction quasiment nulle. Par ailleurs, ces secteurs intacts pourraient agir comme des zones-refuge pour les tortues ayant survécu à l'incendie, entraînant des phénomènes d'immigration d'individus immédiatement après feu. Dans les secteurs partiellement brûlés, l'impact de l'incendie sur la survie et l'extinction devrait être modéré. Selon ces hypothèses, le protocole cherche à répondre aux questions suivantes :

- Estimer la probabilité de survie des individus par CMR l'année du passage de l'incendie et les années précédentes ;
- Estimer la probabilité d'extinction dans les zones non incendiées, partiellement incendiées et totalement incendiées selon des modèles en site-occupancy dynamique.

b. Stratégie d'échantillonnage

Les unités d'échantillonnage sont les mailles définies en partie 2b. La partie ouest (Cap Lardier) est prospectée par des étudiants de Master 1 IMBE encadrés par le PNPC avec l'appui du CEFÉ selon les techniques développées en partie 2c. La partie Est (Cap Taillat) est prospectée par le CEN PACA et la SOPTOM selon les mêmes techniques.

L'échantillonnage spatial est stratifié selon 3 modalités d'incendie établies à partir d'une cartographie obtenue par satellite (Prométhée) : Maille totalement incendiée (surface de maille incendiée >75%), partiellement incendiée (entre 10 et 75% de la maille impactée) et peu ou non brûlé (moins de 10% de la maille) (figure 3).

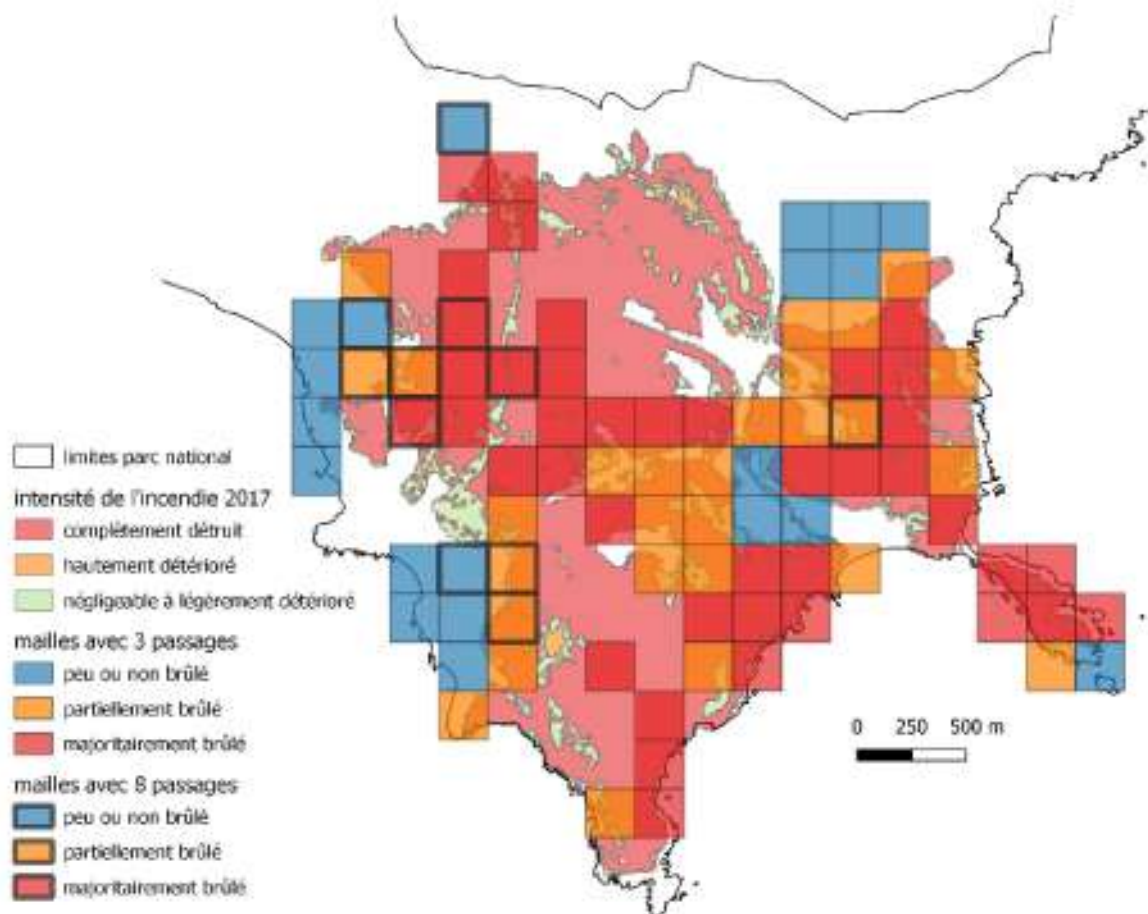


Figure 3 : Mailles prospectées selon 3 ou 8 passages en 2018 sur le secteur des 3 Caps en fonction du niveau d'incendie.

On peut distinguer les mailles ayant été prospectées avant le passage du feu et sur lesquelles il est possible d'estimer les paramètres de survie et d'extinction. Sur les autres mailles, il est possible de contacter des individus ayant survécu et émigré et d'estimer des différences de probabilité d'occupation selon la modalité de feu ; L'effort de terrain diffère selon ces deux modalités :

- Mailles prospectées avant passage du feu : Elles sont au nombre de 11 (3 totalement incendiées, 5 partiellement incendiées et 3 intactes) (figure 3). Des simulations d'histoires de capture ont permis de déterminer le nombre de passages à réaliser afin d'obtenir un coefficient de variation sur les estimations de survie satisfaisant (figure 4). On voit que le gain de précision obtenu (coefficient de variation estimé) augmente fortement lors de l'ajout des premiers passages puis diminue graduellement. Un nombre de passages fixé à 8 semblait un bon compromis puisqu'il permet d'estimer une probabilité de survie faible ($S=0,3$) avec un coefficient de variation inférieur à 0,3.

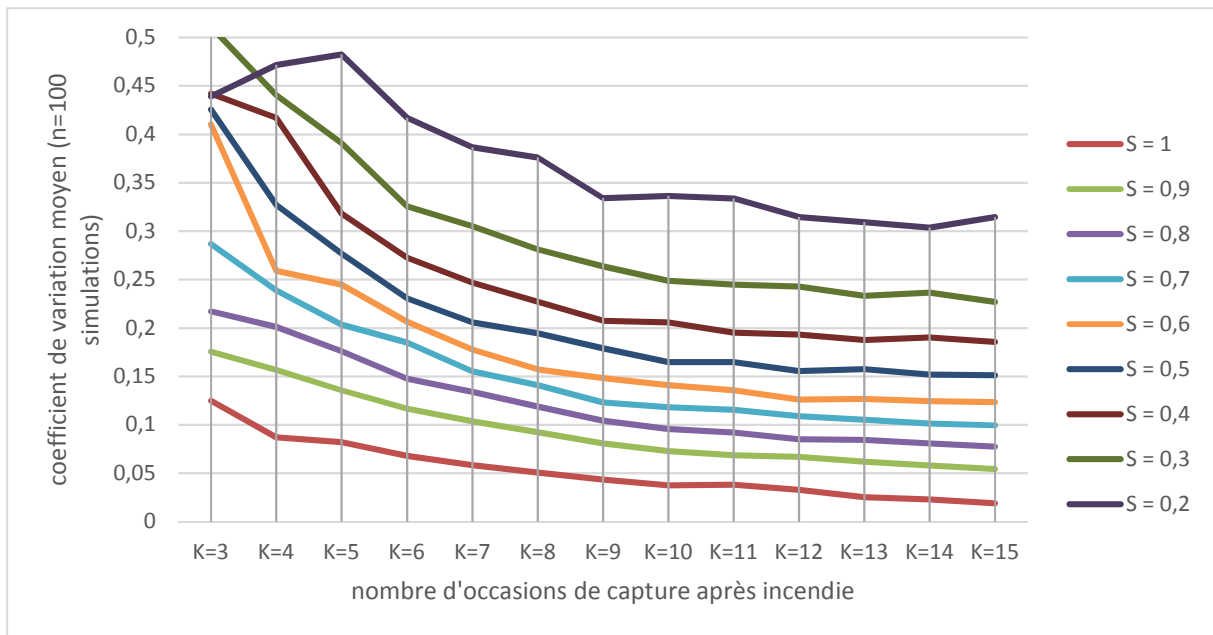


Figure 4 : Résultats de simulations d'histoires de capture effectuées avant la session de terrain de 2018 avec les paramètres suivants fixés : probabilité de détection individuelle avant feu = 0,15 ; probabilité de détection après feu = 0,20 ; nombre d'individus total dans la population = 50 ; Nombre d'occasions de capture avant incendie = 30 ; La survie post-incendie varie de 0,20 (fort impact du feu) à 1 (aucun effet du feu) avec 100 simulations réalisées pour chaque intervalle de 0,10.

- Mailles jamais prospectées : Il était important de couvrir un maximum de mailles tout en minimisant les risques de ne pas détecter l'espèce lorsque présente. 3 passages ont été proposés sur ces mailles jamais prospectées. Sur la partie Ouest du site (Cap Lardier) prospectée par les étudiants, 18 mailles ont été tirées aléatoirement (avec le logiciel R) en veillant à les répartir sur l'ensemble de la zone d'étude et selon le niveau d'incendie. Ainsi 9 mailles ont été tirées aléatoirement en partie Nord et 9 mailles dans la partie Sud, selon 3 modalités d'incendie (donc 3 mailles par modalité au Nord et 3 au Sud) (figure 3). Sur la partie Est (Cap Taillat) prospectée par le CEN PACA et la SOPTOM, toutes les mailles ont été échantillonnées. Au total, 76 nouvelles mailles ont ainsi été prospectées en 2018, dont 15 non incendiées, 24 partiellement brûlées et 37 totalement brûlées.

Lorsqu'une partie de la maille était inaccessible (bord de mer, falaise), elle était complétée par des mailles adjacentes partiellement coupées afin d'obtenir 5 hectares environ.

c. Méthodes d'analyse

- Capture-Marquage-Recapture

Les estimations de survie ont été effectuées sous Mark version 6.2 à partir des histoires de capture individuelles obtenues lors des 38 passages effectués entre 2011 et 2018. Cette analyse porte sur 9 mailles, composées uniquement de celles prospectées au moins une fois avant 2018, après avoir écarté 2 mailles vides d'observation avant et après incendie. Nous avons utilisé un modèle multi-états, intégrant dans l'histoire de capture le code de la maille dans laquelle l'individu était contacté.

La probabilité de détection p a été fixée à 0 lorsqu'une maille n'était pas prospectée pour un passage donné. Pour les autres passages, elle était laissée constante (1 seul paramètre estimé). La probabilité de survie S a été fixée à 1 pour les intervalles de temps entre passages intra-saisonniers. Pour les intervalles inter-annuels, nous avons distingué les mailles incendiées des mailles non incendiées (2 paramètres estimés) dans un premier modèle, un second où l'on distinguait les trois modalités d'incendies et enfin un modèle sans différence entre mailles, incendiées ou non. Cependant, les deux premiers modèles, plus complexes, ne parvenaient pas à converger. Nous nous sommes donc basés sur les estimations issues du modèle avec survie identique entre les mailles après incendie. La probabilité de transition entre états (ρ_{st}) a été laissée constante compte-tenu du faible nombre d'évènements de changements de mailles observés entre les différents passages (n=5).

- Site-occupancy

Les analyses en site-occupancy dynamique ont été réalisées avec le package Unmarked sous R à partir de 87 mailles prospectées en 2018 (entre 3 et 8 passages). Nous avons défini 8 sessions primaires, correspondant à chaque année de 2011 à 2018. Il n'y a pas de distinction entre les mailles non incendiées avant le passage du feu et après le passage du feu (un seul paramètre estimé). Les probabilités de détection de l'espèce p et d'occupation initiale ρ_{st} ont été fixées constantes. Le niveau d'incendie par maille (3 modalités) a été testé en effet catégoriel et linéaire sur les probabilités d'extinction ϵ et de colonisation γ . Nous avons également testé un modèle sans distinction entre le niveau d'incendie (partiel/total) pour les paramètres γ et ϵ ainsi qu'un modèle constant (aucun effet du niveau de feu). Parmi les 16 modèles testés, nous avons retenu les estimations du meilleur, i.e. celui avec la valeur d'AIC la plus faible.

d. Résultats

- Capture-Marquage-Recapture

La probabilité de survie inter-annuelle S lors des années sans feu est estimée à 0,93 [IC 95% 0,57-0,99], donc proche de 1, ce qui est habituel chez les espèces longévives telles que les tortues (Congdon, Dunham, et Van Loben Sels 1993), et conforme avec d'autres études démographiques menées chez cette espèce (Couturier et al. 2011; Couturier, Tillion-Lacazale, et al. 2014; Fernández-Chacón et al. 2011). Cette probabilité de survie chute à 0,10 [IC95% 0,02-0,35] après passage du feu l'été 2017. Cette valeur est inférieure à d'autres obtenues chez cette espèce ou chez la tortue grecque (Couturier et al. 2011; Hailey 2000; Sanz-Aguilar et al. 2011) La probabilité de détection individuelle p est estimée à 0,13 [IC95% 0,09-0,19], valeur légèrement supérieure à celle obtenue dans d'autres études respectant le même standard de prospection (une heure de recherche pour 5 hectares (Couturier et al. 2011, 2013).

- Site-occupancy

Le meilleur modèle est le modèle constant pour le paramètre de colonisation γ et prenant en compte les 3 modalités de feu en linéaire pour la probabilité d'extinction. La probabilité

d'occupation initiale ρ_{si} est estimée à 0,42 [IC95% 0,14-0,76]. La probabilité de colonisation γ est estimée à 0,12 [IC 95% 0,04-0,30]. L'absence d'effet du niveau d'incendie sur ce paramètre indique qu'il n'y a pas de phénomène de colonisation de mailles intactes consécutivement à l'incendie. La probabilité de détection de l'espèce ρ est estimée à 0,34 [IC 95% 0,26-0,44], soit 66% de chances de rater l'espèce lors d'un passage donné. La probabilité d'extinction ϵ augmente fortement avec le niveau d'incendies des mailles, atteignant quasiment 100% pour les mailles totalement incendiées (figure 5).

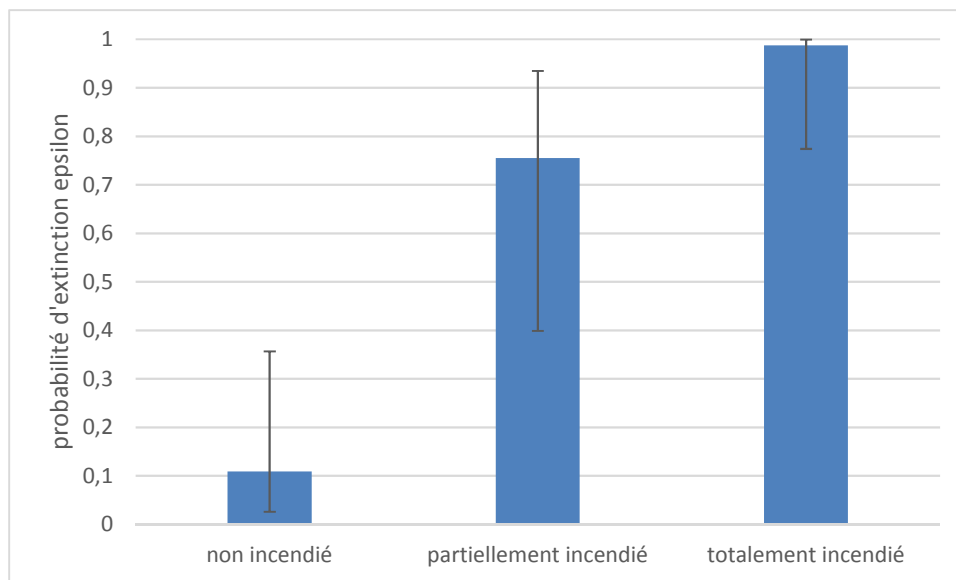


Figure 5 : Estimation des probabilités d'extinction de la tortue d'Hermann selon les 3 modalités d'incendies définies sur l'ensemble des mailles prospectées en 2018 à partir d'un modèle en site-occupancy dynamique.

4) Etude des processus de recolonisation à moyen-long terme

a. Hypothèses et questions posées

Comme le montre l'analyse précédente, très peu d'individus ont survécu à l'incendie, provoquant une quasi-extinction de l'espèce dans les secteurs fortement incendiés. Compte-tenu de la lente dynamique de population chez cette espèce, l'impact des incendies aura des conséquences durables sur cette population des trois caps. Le peu d'individus survivants en zone incendiée limite fortement le potentiel de reconstitution des populations de manière intrinsèque (survie et reproduction d'individus occupant la zone incendiée et ayant survécu). Le caractère hautement philopatrick de l'espèce, notamment des adultes, limite par ailleurs le potentiel de reconquête des secteurs incendiés par des individus occupant la zone intacte. Des expérimentations ont ainsi montré un retour des individus sur leurs domaines vitaux d'origine après déplacement, aussi bien en secteur incendié (6 ans après passage du feu) et intact (Lecq et al. 2014). La recolonisation selon des mécanismes de dispersion sera vraisemblablement assurée par la fraction subadulte. Par ailleurs, la vitesse de recolonisation dépendra fortement de la dynamique d'évolution des habitats et des mesures de gestion entreprises sur site. On peut ainsi émettre les prédictions suivantes :

1/ Certains individus adultes dont les domaines vitaux chevauchent la zone incendiée pourraient réutiliser à court terme ces secteurs dès lors que les habitats redeviennent favorables ;

2/ Certains individus adultes dont les domaines vitaux étaient situés au cœur de la zone incendiée et qui ont survécu se maintiennent sur ces mêmes secteurs ;

3/ La recolonisation de la zone incendiée par des individus issus des secteurs non incendiés, essentiellement la fraction subadulte, se fera de proche en proche : Les mailles aux abords des zones intactes pourraient être recolonisées après quelques années tandis que la recolonisation de la zone-cœur de la zone incendiée devrait nécessiter au moins une dizaine d'années.

4/ La recolonisation de la zone incendiée est fortement dépendante de la qualité des habitats, et donc de la dynamique de végétation. Les secteurs les plus favorables seront recolonisés les premiers, notamment ceux où des mesures de gestion favorables seront mises en place. Là encore, cette recolonisation serait essentiellement assurée par la fraction subadulte.

Les prédictions 1 et 2 semblent difficiles à appréhender selon des approches populationnelles compte-tenu de la faible détectabilité des individus et du nombre réduit d'individus occupant ces espaces. Un suivi individuel fin (radiotracking) semble plus approprié.

La distance avec la zone intacte (prédiction 3) et la qualité des habitats (prédiction 4) pourraient agir de manière additionnelle ou en interaction. On peut ainsi imaginer que des mailles avec un haut potentiel d'accueil en terme d'habitats mais éloignées des zones intactes pourraient être colonisées avant celles situées à proximité immédiate, par « sauts de puces ». La stratégie d'échantillonnage devra en tenir compte.

b. Stratégie d'échantillonnage

- Domaines vitaux des individus en zone incendiée et en marge.

Un suivi individuel par radiotracking de plusieurs femelles adultes (>5 individus) capturées en cœur de zone incendiée et en marge pourrait être proposé en 2019 et 2020, notamment au printemps afin de renseigner sur l'utilisation ou non de la zone incendiée et de localiser d'éventuels sites de ponte. L'utilisation de GPS est vivement recommandée en raison de la réception des données à distance (réseau GSM/GPRS) et d'une fréquence d'obtention des données élevées. Les GPS à recharge solaire de la gamme OrniTrack développés par Ornitela ou encore des prototypes développés par Icarus pourraient être appropriés.

- Vitesse de recolonisation

L'ensemble des mailles en bordure des mailles occupées seront prospectées en 2019 (figure 6). Cela représente 14 mailles sur la partie ouest (Cap Lardier) et 7 mailles sur la partie est (Cap Taillat). A l'exception de 3 mailles intactes, toutes sont touchées, au moins partiellement par l'incendie de 2017. Compte-tenu de l'estimation de la probabilité de détection de l'espèce

obtenue en 2018 par passage ($p=0,32$), nous préconisons de réaliser 4 passages. Le risque de rater l'espèce alors que présente sur une maille serait alors limité à 21% (contre 31% avec seulement 3 passages).

Nous préconisons de reproduire cet échantillonnage adaptatif tous les deux ans. Ainsi, dès lors qu'une maille est positive une année n , elle ne sera plus prospectée l'année $n+2$. Les mailles adjacentes (coins compris) aux nouvelles mailles positives l'année n seront à leur tour prospectées l'année $n+2$.

En complément à cet échantillonnage adaptatif, plusieurs mailles (à définir) seront tirées aléatoirement une année sur deux à compter de 2020 dans les secteurs restants. Cette approche permettra de détecter d'éventuels noyaux de population reconstitués de manière intrinsèque à partir de quelques individus ayant survécu à l'incendie ou ayant recolonisé par « saut de puce ». Si ces mailles sont positives à l'année n , elles ne seront pas ré-échantillonnées les années suivantes ($n+2$, $n+4$, etc.). Si elles sont négatives, elles pourront être à nouveau prospectées les années suivantes (tirage aléatoire avec remise).

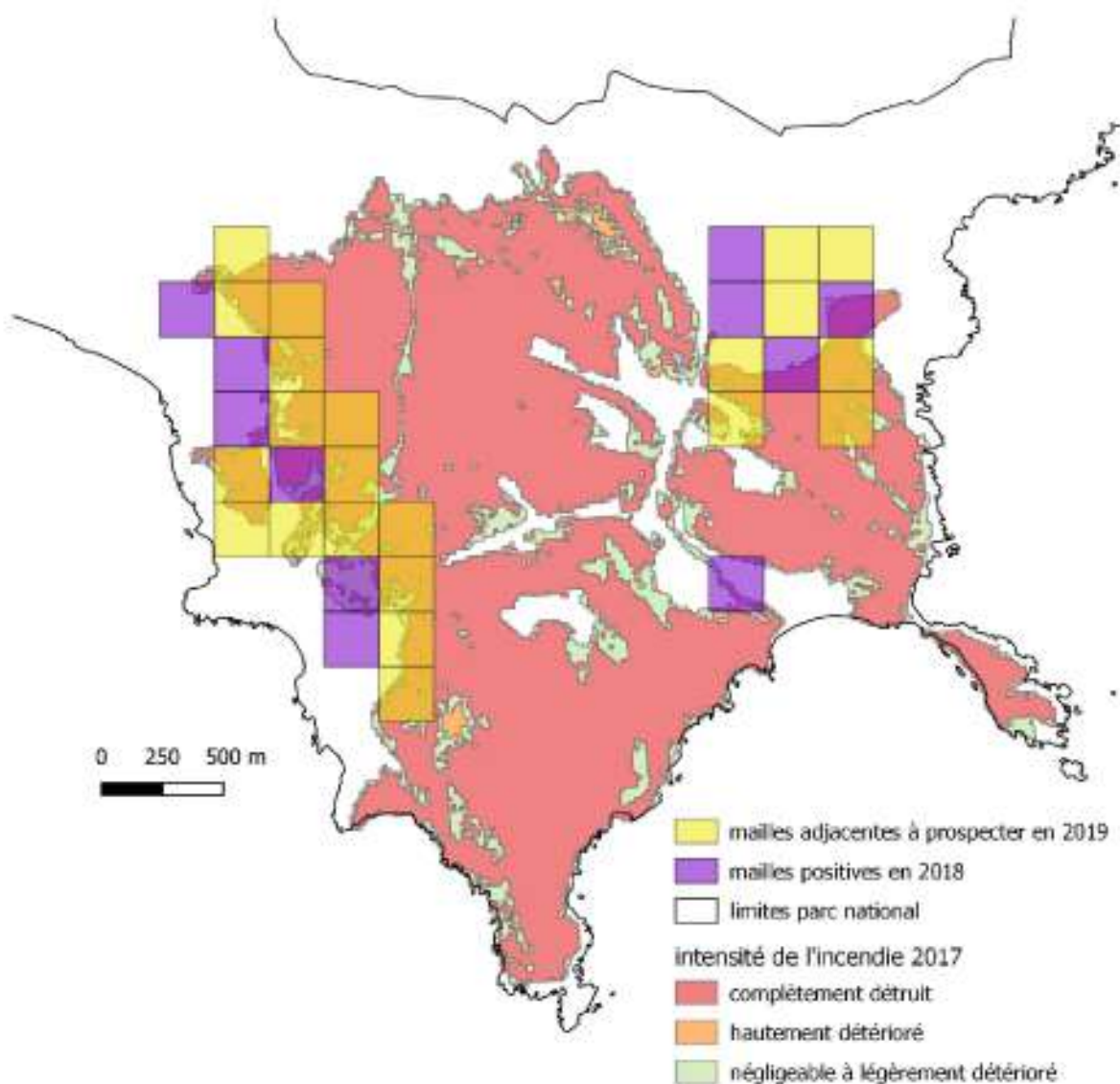


Figure 6: Mailles positives en 2018 et mailles adjacentes à prospecter en 2019 selon une procédure d'échantillonnage adaptatif.

- Mesures de gestion des habitats

En cas de mise en place de mesures de gestion pour favoriser la reconquête, il sera important de bien contrôler l'absence d'individus préalablement à la gestion. Huit passages sur la maille concernée par la gestion et sur les mailles adjacentes permettront de garantir l'absence avec une probabilité haute (4% de chance de rater l'espèce). Il conviendra de mener le même effort après gestion afin d'être certain de ne pas rater l'espèce alors qu'elle aurait colonisé la maille consécutivement aux mesures de gestion mises en place. L'ensemble des mailles prospectées selon la stratégie d'échantillonnage adaptatif et aléatoire pour estimer les vitesses de colonisation (voir partie précédente) serviront de « témoins sans gestion ».

- Renforcement de population

Plusieurs opérations de translocation de tortues d'Hermann ont été réalisées ces dernières années dans la plaine des Maures (Lepeigneul et al. 2014; Pille et al. 2018). Elles ont permis de mettre en évidence les facteurs conditionnant leur succès. Le PNPC n'exprime pas la volonté de mettre en place une telle opération dans l'immédiat. Dans le cas où cette volonté serait affirmée, il sera important de bien cadrer la démarche.

c. Méthodes d'analyse

Les méthodes d'analyse des données obtenues seront le site-occupancy dynamique (MacKenzie et al. 2003). En cas d'effectifs suffisants, l'analyse des comptages répétés pourra être réalisée selon des méthodes en Binomial-mixture (Royle et Dorazio 2006). Elles permettraient potentiellement de tester d'éventuels accroissements de taille de population à moyen-long terme.

d. Risques identifiés lors de la poursuite de ce protocole

Le protocole doit être maintenu à l'identique, seule garantie que les données soient analysables et interprétables. Ce document, qui détaille le contenu de chaque étape depuis les objectifs jusqu'à l'analyse des données doit permettre de garantir cette pérennité du protocole. Néanmoins, plusieurs risques peuvent être identifiés :

- Cette étude s'inscrit sur une durée longue, 15 à 20 ans. Ces pas de temps posent la question de la formation des agents. En effet à ce jour seules 4 personnes sont formées à la détection de la tortue d'Hermann et au protocole. Il est important de discuter d'une passation en cas de changement du personnel et prendre en compte les variabilités de détection qui pourraient en découler.
- La progression des observateurs a été rendue difficile sur certaines mailles prospectées en 2018 compte-tenu notamment de l'envahissement par des chardons. En l'absence de mesures de gestion, la dynamique d'évolution des habitats tendra vers une fermeture des milieux. Outre le fait que ces habitats soient défavorables à la tortue d'Hermann, la

progression de certaines essences comme la fougère arborescente rendra les prospections complexes, voire impossibles. Il s'agira alors d'écarter de l'échantillonnage les mailles non prospectables, ou de l'analyse celles insuffisamment prospectées (seuil à définir).

IV) Effets des mesures de lutte contre l'érosion sur la régénération de la végétation, les communautés d'orthoptères et de fourmis

1) Contexte et objectifs

La mise en place des mesures de gestion, fascines et filets en fibre de coco est intervenue peu après le passage du feu. L'objectif de ces opérations était de limiter l'érosion par ruissellement et par perte de banque de graines. On peut alors s'attendre à une reconquête par la végétation plus rapide par rapport à des secteurs similaires (pente, orientation, habitat) non gérés. Ces différences devraient également se répercuter sur les communautés de fourmis et orthoptères. Le retour de la végétation pourrait ainsi augmenter les ressources alimentaires (pour les fourmis : proies, nectar, graines...). Par ailleurs, les micro-habitats formés par la strate herbacée (hauteur et couverture du sol) impactent fortement la température au sol, donc les performances de beaucoup d'espèces d'insectes. Ainsi, les micro-habitats formés par le sol nu pourraient jouer un rôle prépondérant dans la capacité de ponte de certaines espèces d'orthoptères (Gardiner 2018). Les objectifs suivants sont définis :

- Mesurer les effets des mesures de gestion sur la dynamique de végétation à partir de plusieurs paramètres (richesse, diversité, abondance, recouvrement).
- Mesurer les effets des mesures de gestion sur l'abondance et la richesse en orthoptères et en fourmis.

Dans le cadre de cette coopération, l'appui consistait principalement à fournir des conseils sur la formulation des objectifs et sur la stratégie d'échantillonnage. La collecte des données et les analyses ont été réalisées par le bureau d'étude Aldrovandia consulting et par une équipe d'étudiants de Master de l'IMBE. Elles ont conduit à la production de deux rapports (Aldrovandia consulting 2018; Bideau et al. 2019) qui détaillent la méthodologie et les résultats obtenus. A noter que l'étude conduite par les étudiants de l'IMBE intégrait une parcelle avec coupe à blanc et export de la végétation. Cette modalité de gestion, à visée économique, n'avait donc pas pour objectif de lutter contre l'érosion des sols après incendie. Le protocole proposé et les résultats obtenus ne sont pas intégrés dans ce rapport.

2) Stratégie d'échantillonnage

Les modalités de gestion post-incendie, fascinage et filets en fibre de coco, interviennent à des échelles spatiales différentes, ce qui a contraint à la mise en place de deux stratégies

d'échantillonnage. Par ailleurs, malgré un choix de parcelles étudiées similaire entre Aldrovandia Consulting (Mai 2018) et par l'équipe d'étudiants de l'IMBE (Octobre 2018), les unités d'échantillonnage définies (taille et placement au sein des parcelles) ne sont pas identiques.

Fascines

Après l'incendie, 8 parcelles ont bénéficié d'opérations de fascinages. Mais ces parcelles étaient hétérogènes en termes de taille, d'exposition et d'habitats avant incendie. Cette hétérogénéité est par ailleurs retrouvée dans les modalités de placement (écartement) des fascines au sein des parcelles. Une pré-étude cartographique (SIG) a permis d'identifier d'éventuelles zones témoins non gérées dans des conditions comparables avec les parcelles en fascines. Néanmoins, après observation sur le terrain, peu de témoins étaient effectivement comparables avec les secteurs gérés (Geoffroy et Gombault, com. pers.). Le bureau d'étude Aldrovandia consulting s'est donc orienté vers une seule parcelle située dans la partie Nord du site. Cette parcelle d'une grande superficie a été scindée en deux en raison d'expositions différentes (sud-ouest et nord-est, figure 7). Des parcelles témoins ont été placées à proximité immédiate, dans des milieux comparables (habitats avant incendie, exposition). Les relevés de végétation ont été conduits de manière systématique le long de 10 transects (5 au nord, 5 au sud) placés dans le sens de la pente. Des quadrats d'1m² (n=65) ont alors été placés sur ces transects alternativement le long d'une fascine et entre deux fascines. Les quadrats dans les deux parcelles témoins (n=40) ont été placés aléatoirement (lancés au hasard sur le terrain). Le travail sur la structure de végétation, orthoptères et fourmis réalisé par l'IMBE s'est déroulé sur le même secteur mais dans sur des unités réparties de part et d'autre de la piste (en face sud-ouest, figure 8, carte 2). 18 transects (9 témoins et 9 gérés) de 15 mètres de long sont placés à distance d'au moins 10 mètres, parallèlement à la pente (Bideau et al. 2019). Trois quadrats de relevés de végétation de 80x80 cm sont placés sur chaque transect, avec, à leur centre, un piège Barber (Figure 9).

Filets en fibre de coco

Une seule parcelle a bénéficié de la mise en place de filets en fibre de coco. Aucun secteur n'était comparable en termes de pente, orientation et habitats. Aussi, les unités d'échantillonnage « témoins » ont été placées au sein même de la parcelle. Les relevés floristiques ont été réalisés sur 60 quadrats d'1m² disposés sur les filets coco, à raison de 2 quadrats par filet (soit 30 filets concernés). 15 témoins ont été placés aléatoirement (lancés au hasard sur le terrain) en respectant une distance d'au moins 3m des filets. Pour l'étude de la structure de végétation et des fourmis, les filets ont été sélectionnés (N=26) selon des conditions abiotiques et de végétation similaires afin de minimiser le nombre de facteurs confondants. 30 témoins ont été placés à une distance minimale de 8 mètres. Deux quadrats de relevés de végétation de 80x80 cm ont été placés sur chaque transect, avec, entre les deux, un piège Barber (Figure 10). Compte-tenu de la faible superficie des filets végétaux, les orthoptères n'ont pas été pris en compte pour cette modalité de gestion.



Figure 7 : Localisation des parcelles (témoins et gérées) et positionnement des relevés floristiques effectués par le bureau d'études Aldrovandia consulting

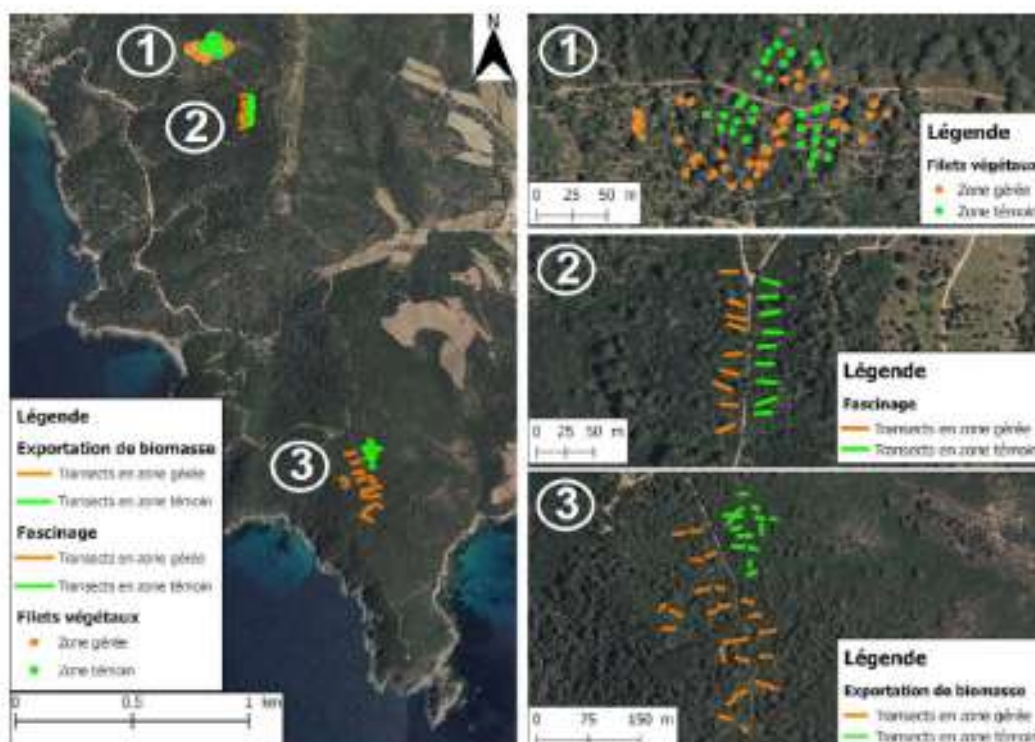


Figure 8 : Gauche : Localisation des parcelles retenues par l'école de terrain IMBE pour l'étude des 3 mesures de gestion : Filets végétaux (1), fascinage (2) et exportation de biomasse (3). Cette dernière modalité de gestion n'est pas reprise dans le cadre de notre étude. Droite : Emplacement des différents relevés (gérés et témoins) au sein des parcelles retenues. Extrait de (Bideau et al. 2019).

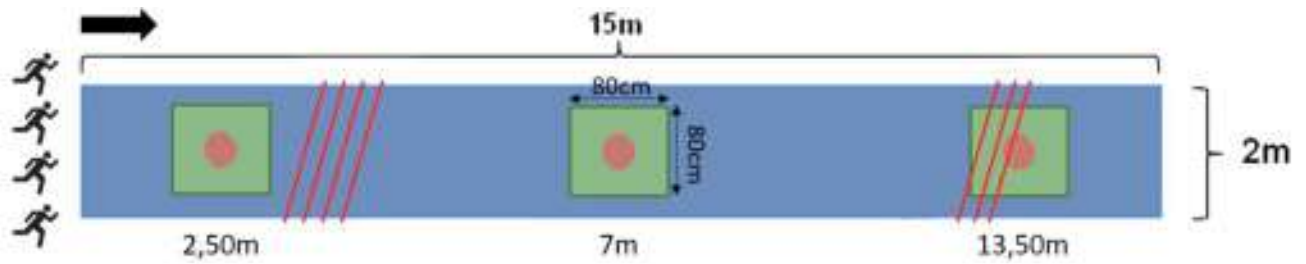


Figure 9 : Schématisation de la disposition des unités d'échantillonnage dans les secteurs de fascinage. Le rectangle bleu correspond au transect orthoptères, les carrés verts aux quadrats de relevés de structure de végétation et les ronds rouges aux pièges Barber pour les prélèvements de fourmis. Les traits rouges représentent les fascines et la flèche noire épaisse le sens de progression des 4 observateurs (en remontant la pente). Extrait de (Bideau et al. 2019).

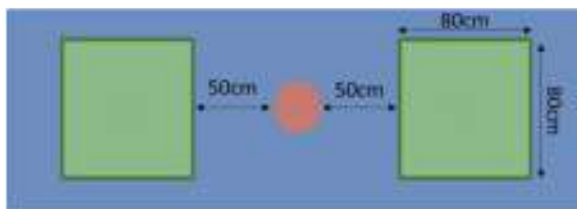


Figure 10 : Schématisation de la disposition des unités d'échantillonnage au sein des filets végétaux (zone bleue) ou témoins. Les carrés verts correspondent aux quadrats de relevés de structure de végétation et les ronds rouges aux pièges Barber pour les prélèvements de fourmis. Extrait de (Bideau et al. 2019).

3) Collecte de données sur le terrain

Flore

Pour chaque quadrat, les variables suivantes ont été relevées :

- recouvrement (en %) du quadrat par chacune des espèces présente ;
- hauteur moyenne (cm) de la végétation sur le quadrat ;
- recouvrement total (en %) du quadrat par la végétation ;
- recouvrement en sol nu (%) ;
- recouvrement en cailloux (%) ;
- recouvrement en blocs minéraux (>20 cm) (%) ;
- présence de litière ;
- pente (%).

Les coordonnées géographiques sont relevées et la position précise du quadrat était matérialisée à l'aide de deux clous pour revenir sur les mêmes quadrats lors des futures campagnes de relevés. Deux observateurs étaient présents lors de chaque relevé pour confronter les avis sur les

recouvrements estimés : Clémentine Gombault (Aldrovandia Consulting) et Pierre Lacosse ou David Geoffroy (PN de Port-Cros).

Orthoptères

Les relevés orthoptères ont été réalisés avant toutes les autres mesures afin de limiter la fuite des individus. La capture s'effectuait en remontant la pente du transect afin de réduire la distance de fuite des individus. En effet, des premiers tests avaient montré que les orthoptères fuyaient plus loin lorsque la progression était réalisée de haut en bas. Quatre observateurs se plaçaient de part et d'autre du transect jusqu'à un mètre de chaque côté et avançaient simultanément tout en déroulant un décamètre. Lorsqu'un orthoptère était repéré par un observateur, la progression des autres observateurs était interrompue. Les orthoptères étaient capturés à l'aide de filets fauchoirs, de filets à papillon, de filets de pêche ou à la main. Ils étaient ensuite placés dans des piluliers pour une identification ultérieure. La durée d'un passage variait entre 5 et 10 minutes selon la densité de végétation, la pente et le nombre d'orthoptères repérés et capturés. Des individus s'échappaient parfois car non détectés jusqu'à leur fuite ou effrayés lors de la capture d'individus proches. Ces individus non identifiés étaient comptés pour un calcul de « taux de perte » mais n'étaient pas inclus dans les analyses. Les individus capturés étaient identifiés par un observateur à l'aide du Cahier d'identification des orthoptères de France, Belgique et Suisse (Sardet, Roesti, et Braud 2015). Lorsqu'il était impossible de déterminer l'espèce (individu juvénile ou nécessité d'avoir un individu mâle), l'identification s'arrêtait au genre.

Structure de végétation

Pour chaque quadrat, deux observateurs estimaient un pourcentage de recouvrement de sol nu, de bois mort, de roche (éléments de plus de 3 cm de diamètre), de litière, d'herbacées et de ligneux vivants. Les recouvrements cumulés en herbacées et en ligneux étaient ensuite répartis en différentes classes de hauteur (0-30 cm, 30-60 cm, 60-90 cm et >90 cm pour les fascines et 0-25 cm, 25-85 cm, > 85 cm pour les filets végétaux).

Fourmis

Les pièges Barber non attractifs permettaient de capturer la faune terricole, notamment la myrmécofaune. Le piège, récipient à parois lisses, était enfoncé dans la terre jusqu'à ce que l'ouverture affleure au niveau du sol. Il était rempli à moitié d'eau et d'une goutte d'agent tensio-actif (liquide vaisselle) pour faciliter la submersion des individus et éviter qu'ils ne remontent les parois du piège. Le contenu des pièges était récolté après 24 heures de pose afin de capter la faune terricole diurne et nocturne. Après extraction des individus capturés, l'ajout d'alcool à 70° dans un pilulier permettait de conserver les individus pour identification ultérieure en laboratoire grâce à la clé d'identification des fourmis de France de Claude Lebas disponible sur internet (<http://cle.fourmis.free.fr/index.html>).

4) Analyses et principaux résultats à l'issue de la première année

Les données collectées ont été analysées par Aldrovandia consulting et les étudiants de l'IMBE (détails fournies dans les rapports) avec le logiciel R (+packages) selon les approches suivantes :

- Des analyses factorielles des correspondances (AFC) et analyses en composante principale (ACP) à partir des relevés floristiques (présence-absence) et de recouvrement en végétation afin de visualiser la distribution des données et la corrélation des variables au sein de chaque secteur ;
- Des modèles linéaires généralisés (GLM) ou des modèles linéaires généralisés à effets mixtes (GLMMs) pour analyser les variations en richesses en espèces végétales, pourcentages de recouvrement, abondance et richesse de la myrmécofaune et orthoptères. Dans le cas des GLMM, des effets aléatoires permettaient de tenir compte de la non-indépendance de certains échantillons (ex : quadrats au sein d'un même filet).

Concernant les relevés floristiques, les résultats montrent une recolonisation rapide du site par la végétation, avec un recouvrement compris entre 30 et 40% de la surface du sol. Trois espèces dominent le cortège des 180 espèces inventoriées : *Bituminaria bituminosa*, *Cytisus spinosus* et *Cistus monspeliensis*. La richesse spécifique est faible (6,7 espèces/m² sur la zone à filet coco et 10,4 sur les fascines), sans différence significative entre témoins et zones aménagées, mais avec une plus grande hétérogénéité de la composition de la communauté végétale sur les secteurs gérés. L'analyse réalisée par les étudiants à l'automne montrerait même un effet inverse pour les fascines, avec un recouvrement de la végétation plus faible par rapport aux témoins (tableau 1).

Le fascinage semble favoriser l'abondance d'orthoptères, notamment des espèces colonisatrices à forte capacité de dispersion. Concernant la myrmécofaune, l'espèce *P. pallidula* a été trouvée majoritairement sur les trois secteurs d'étude, et ne semble pas impactée par les modalités de gestion (tableau 1). A noter la forte hétérogénéité observée entre les pots Barber : Sur les fascines, 22 pots parmi 54 étaient vides, avec en moyenne 3,02 fourmis et un écart-type de 4,95. Sur le secteur des filets végétaux, seulement 2 pièges parmi 44 étaient vides. L'abondance moyenne atteignait 11,02 fourmis par pot, avec un écart-type de 9,44.

Ces résultats ne permettent pas de conclure sur l'efficacité de la mise en place de modalités de gestion après incendie l'année qui a suivi leur mise en place. L'absence de fortes pluies à l'automne a potentiellement limité l'effet d'érosion, atténuant ainsi d'éventuelles différences entre secteurs gérés et témoins.

Tableau 1 : Synthèse des principaux résultats des 2 traitements sur les 3 groupes taxonomiques étudiés. + : la gestion ou l'exploitation a un effet positif sur le taxon étudié, - : la gestion ou l'exploitation a un effet négatif sur le taxon étudié, ∅ : la gestion ou l'exploitation n'a pas d'effet sur le taxon étudié (extrait de (Bideau et al. 2019))

	Végétation	Orthoptères (abondance/richeesse)		Myrmécofaune (<i>Pheidole pallidula</i>)
Fascinage	-	+	∅	∅
Filets végétaux	Recouvrement ∅	X		∅
	Hauteur de strate 25-85 cm -			

5) Poursuite des protocoles

La première difficulté rencontrée dans la mise en place des différents protocoles consistait à définir des échantillons témoins. Ceci a conduit à la mise en place de designs différents selon les différents traitements. En cas de survenue d'autres perturbations, nous recommandons de bien anticiper sur la stratégie spatiale à mettre en place pour mesurer l'efficacité des dispositifs de gestion.

Un an après la mise en place des mesures de gestion visant à lutter contre l'érosion, l'efficacité de des fascines et filets végétaux sur la végétation, les orthoptères et les fourmis n'est pas encore établie. L'absence de fortes pluies automnales pourrait en partie expliquer ce résultat. On peut néanmoins s'attendre à ce que certains effets soient révélés à plus long terme. Malgré cela, cette première année-test a permis d'évaluer les difficultés opérationnelles et l'investissement requis pour chacun des protocoles.

Concernant la végétation, deux protocoles ont pu être testés. Le premier, implémenté par Aldrovandia Consulting, est plus complet puisqu'il fournit des données sur la composition végétale (inventaire de chaque espèce par quadrat). Il implique cependant la mobilisation de connaissances en détermination des espèces floristiques. Sans compétence en interne, la sollicitation d'un prestataire botaniste est nécessaire, comme cela a été le cas en 2018. Le second protocole, testé par les étudiants de l'IMBE, se limite au relevé de recouvrements des différentes strates végétales. Aucune compétence préalable en botanique n'est donc requise. Ce protocole peut ainsi suffire pour informer du processus de fermeture des habitats par progression des ligneux mais n'apporte pas d'informations qualitatives. Si les moyens sont suffisants, nous recommandons donc de maintenir prioritairement le premier protocole à l'identique à une fréquence d'une année sur deux.

Parmi les taxons entomologiques, la myrmécofaune semble particulièrement pertinente à suivre à long terme compte-tenu de la diversité de traits fonctionnels et de capacités d'adaptation des espèces. Certaines sont assez résilientes au feu, comme *A. gibbosa* détectée dans le secteur des filets végétaux. Leur nid est suffisamment profond pour qu'elles survivent, et leur capacité d'adaptation aux nouvelles conditions est grande (Lázaro-González et al. 2013). Néanmoins, pour d'autres espèces, certains effets indirects pourraient ne se faire sentir qu'à plus long terme. (Caut et al. 2014) montrent par exemple que des espèces se maintiennent après incendie, mais leur production de sexués est fortement affectée, d'où certains changements attendus à plus long terme dans la colonisation de l'habitat. Compte-tenu de la forte hétérogénéité observée entre les pots, nous suggérons d'amplifier le nombre de pots sur chacun des traitements et de les déployer une année sur deux seulement.

Compte-tenu de la forte mobilité de nombreuses espèces d'orthoptères et de la forte proximité entre sites témoins et gérés, la mise en évidence d'effets liés à la gestion s'avère complexe. Par ailleurs, le protocole proposé pose certaines questions de répétabilité. Le taux de perte d'orthoptères (i.e. individus envolés et non capturés donc non identifiés) pouvait atteindre jusqu'à 65%, ce qui biaise fortement les estimations de richesse spécifique. Enfin, certaines espèces cryptiques et donc très difficilement détectables (voir rapport « changements de communautés d'orthoptères dans les Alpes en lien avec le réchauffement climatique » à paraître en Octobre 2019) ont certainement pu échapper à la vue des observateurs. Pour ces différentes raisons, nous recommandons de faire appel à des personnes compétentes sur ce taxon lors de la reconduite de ce protocole. Ceci permettra de s'affranchir d'une capture systématique de tous les individus et limitera ainsi le taux de perte.

V) Références citées

- Aldrovandia consulting. 2018. « Etude de la régénération de la végétation après les incendies de l'été 2017 au cap Lardier (La Croix-Valmer, Var, France) ».
- Arnan, Xavier, Xim Cerdá, Anselm Rodrigo, et Javier Retana. 2013. « Response of Ant Functional Composition to Fire ». *Ecography* 36 (11): 1182-92. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00155.x>.
- Arnan, Xavier, Anselm Rodrigo, et Javier Retana. 2006. « Post-Fire Recovery of Mediterranean Ground Ant Communities Follows Vegetation and Dryness Gradients ». *Journal of Biogeography* 33 (7): 1246-58. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01506.x>.
- Batlloori, Enric, Miquel De Cáceres, Lluís Brotons, David D. Ackerly, Max A. Moritz, et Francisco Lloret. 2019. « Compound Fire-drought Regimes Promote Ecosystem Transitions in Mediterranean Ecosystems ». Édité par Imma Oliveras. *Journal of Ecology* 107 (3): 1187-98. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13115>.
- Bideau, Alexandra, Pauline Caillault, Margot Gortais, Benjamin Ignace, Corentin Knoploch, Julie Marie, Marine Morando, et al. 2019. « L'effet de la pose de filets végétaux, du fascinage et des coupes à blanc sur la végétation, les orthoptères et la myrmécofaune un an après l'incendie de 2017 au cap Lardier ». Université Aix Marseille.

- Bieringer, Georg. 2002. « Response of Orthoptera Species (Tettigoniidae and Acrididae) to Wildfires in a Central European Dry Grassland ». *Journal of Orthoptera Research* 11 (2): 237-42. [https://doi.org/10.1665/1082-6467\(2002\)011\[0237:ROOSTA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1665/1082-6467(2002)011[0237:ROOSTA]2.0.CO;2).
- Bihn, Jochen H., Gerhard Gebauer, et Roland Brandl. 2010. « Loss of Functional Diversity of Ant Assemblages in Secondary Tropical Forests ». *Ecology* 91 (3): 782-92. <https://doi.org/10.1890/08-1276.1>.
- Bond, W. J., F. I. Woodward, et G. F. Midgley. 2004. « The Global Distribution of Ecosystems in a World without Fire ». *New Phytologist* 165 (2): 525-38. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01252.x>.
- Capitaniao, Raimondo, et Christopher Carcaillet. 2008. « Post-Fire Mediterranean Vegetation Dynamics and Diversity: A Discussion of Succession Models ». *Forest Ecology and Management* 255 (3-4): 431-39. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.010>.
- Caut, Stéphane, Michael J. Jowers, Xavier Arnan, Jessica Pearce-Duvet, Anselm Rodrigo, Xim Cerda, et Raphaël R. Boulay. 2014. « The Effects of Fire on Ant Trophic Assemblage and Sex Allocation ». *Ecology and Evolution* 4 (1): 35-49. <https://doi.org/10.1002/ece3.714>.
- Celse, Joseph, Antoine Catard, Sébastien Caron, Jean-Marie Ballouard, Marc Cheylan, Valérie Bosc, et Antoine Roux. 2018. « Plan National d'Actions Tortue d'Hermann 2018-2027 ». Le Luc: Conservatoire d'espaces naturels Provence-Alpes-Côte d'Azur.
- Congdon, Justin D., Arthur E. Dunham, et R. C. Van Loben Sels. 1993. « Delayed Sexual Maturity and Demographics of Blanding's Turtles (*Emydoidea blandingii*): Implications for Conservation and Management of Long-Lived Organisms ». *Conservation Biology* 7 (4): 826-33. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1993.740826.x>.
- Couturier, Thibaut, Aurélien Besnard, Albert Bertolero, Valérie Bosc, Guillelme Astruc, et Marc Cheylan. 2014. « Factors Determining the Abundance and Occurrence of Hermann's Tortoise *Testudo hermanni* in France and Spain: Fire Regime and Landscape Changes as the Main Drivers ». *Biological Conservation* 170 (février): 177-87. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.12.028>.
- Couturier, Thibaut, Marc Cheylan, Albert Bertolero, Guillelme Astruc, et Aurelien Besnard. 2013. « Estimating Abundance and Population Trends When Detection Is Low and Highly Variable: A Comparison of Three Methods for the Hermann's Tortoise ». *The Journal of Wildlife Management* 77 (3): 454-62. <https://doi.org/10.1002/jwmg.499>.
- Couturier, Thibaut, Marc Cheylan, Emmanuelle Guérette, et Aurélien Besnard. 2011. « Impacts of a Wildfire on the Mortality Rate and Small-Scale Movements of a Hermann's Tortoise *Testudo hermanni hermanni* Population in Southeastern France ». *Amphibia-Reptilia* 32 (4): 541-45. <https://doi.org/10.1163/156853811X601627>.
- Couturier, Thibaut, Lucile Tillion-Lacazale, Aurélien Besnard, Guillelme Astruc, et Marc Cheylan. 2014. « Déclin d'une population de Tortue d'Hermann (*Testudo hermanni hermanni* Gmelin, 1789) en milieu forestier. Effets combinés de plusieurs facteurs anthropiques ». *Rev. Ecol. (Terre Vie)* 69: 142-50.
- De Luis, M., J. C. González-Hidalgo, et J. Raventós. 2003. « Effects of Fire and Torrential Rainfall on Erosion in a Mediterranean Gorse Community ». *Land Degradation & Development* 14 (2): 203-13. <https://doi.org/10.1002/ldr.547>.
- Fernández-Chacón, Albert, Albert Bertolero, Arnau Amengual, Giacomo Tavecchia, Víctor Homar, et Daniel Oro. 2011. « Spatial Heterogeneity in the Effects of Climate Change on the Population Dynamics of a Mediterranean Tortoise ». *Global Change Biology* 17 (10): 3075-88. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02469.x>.

- Folgarait, Patricia J. 1998. « Ant Biodiversity and Its Relationship to Ecosystem Functioning: A Review ». *Biodiversity and Conservation* 7: 1221-44.
- Fox, D.M. 2011. « Evaluation of the Efficiency of Some Sediment Trapping Methods after a Mediterranean Forest Fire ». *Journal of Environmental Management* 92 (2): 258-65. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.10.006>.
- Frizzo, Tiago L. M., Ricardo I. Campos, et Heraldo L. Vasconcelos. 2012. « Contrasting Effects of Fire on Arboreal and Ground-Dwelling Ant Communities of a Neotropical Savanna: Savanna Fires and Ants ». *Biotropica* 44 (2): 254-61. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2011.00797.x>.
- Gardiner, Tim. 2018. « Grazing and Orthoptera: A Review ». *Journal of Orthoptera Research* 27 (1): 3-11. <https://doi.org/10.3897/jor.27.26327>.
- Hailey, Adrian. 2000. « The Effects of Fire and Mechanical Habitat Destruction on Survival of the Tortoise *Testudo Hermannii* in Northern Greece ». *Biological Conservation* 92: 321-33.
- Haslem, Angie, Sarah C. Avitabile, Rick S. Taylor, Luke T. Kelly, Simon J. Watson, Dale G. Nimmo, Sally A. Kenny, et al. 2012. « Time-since-Fire and Inter-Fire Interval Influence Hollow Availability for Fauna in a Fire-Prone System ». *Biological Conservation* 152 (août): 212-21. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.04.007>.
- Hostetler, Jeffrey A., et Richard B. Chandler. 2015. « Improved State-Space Models for Inference about Spatial and Temporal Variation in Abundance from Count Data ». *Ecology* 96 (6): 1713-23. <https://doi.org/10.1890/14-1487.1>.
- Kalibová, Jana, Lukáš Jačka, et Jan Petrů. 2016. « The Effectiveness of Jute and Coir Blankets for Erosion Control in Different Field and Laboratory Conditions ». *Solid Earth* 7 (2): 469-79. <https://doi.org/10.5194/se-7-469-2016>.
- Kendall, William L., Kenneth H. Pollock, et Cavell Brownie. 1995. « A Likelihood-Based Approach to Capture-Recapture Estimation of Demographic Parameters under the Robust Design ». *Biometrics* 51 (1): 293. <https://doi.org/10.2307/2533335>.
- Kéry, Marc, J. Andrew Royle, et Hans Schmid. 2005. « Modeling Avian Abundance from Replicated Counts Using Binomial Mixture Models ». *Ecological Applications* 15 (4): 1450-61. <https://doi.org/10.1890/04-1120>.
- Lázaro-González, Alba, Xavier Arnan, Raphael Boulay, Xim Cerdá, et Anselm Rodrigo. 2013. « Short-Term Ecological and Behavioural Responses of Mediterranean Ant Species *Aphaenogaster Gibbosa* (Latr. 1798) to Wildfire ». Édité par Simon R. Leather et Fiona Christie. *Insect Conservation and Diversity* 6 (5): 627-38. <https://doi.org/10.1111/icad.12018>.
- Lebreton, Jean-Dominique, Kenneth P. Burnham, Jean Clobert, et David R. Anderson. 1992. « Modeling Survival and Testing Biological Hypotheses Using Marked Animals: A Unified Approach with Case Studies ». *Ecological Monographs* 62 (1): 67-118. <https://doi.org/10.2307/2937171>.
- Lecq, S., J.- M. Ballouard, S. Caron, B. Livoreil, V. Seynaeve, L.- A. Matthieu, et X. Bonnet. 2014. « Body Condition and Habitat Use by Hermann's Tortoises in Burnt and Intact Habitats ». *Conservation Physiology* 2 (1): cou019-cou019. <https://doi.org/10.1093/conphys/cou019>.
- Lepeigneul, O., J. M. Ballouard, X. Bonnet, E. Beck, M. Barbier, A. Ekoré, E. Buisson, et S. Caron. 2014. « Immediate Response to Translocation without Acclimation from Captivity to the Wild in Hermann's Tortoise ». *European Journal of Wildlife Research* 60 (6): 897-907. <https://doi.org/10.1007/s10344-014-0857-5>.

- MacKenzie, Darryl I., James D. Nichols, James E. Hines, Melinda G. Knutson, et Alan B. Franklin. 2003. « Estimating Site Occupancy, Colonization, and Local Extinction When a Species Is Detected Imperfectly ». *Ecology* 84 (8): 2200-2207. <https://doi.org/10.1890/02-3090>.
- MacKenzie, Darryl I., James D. Nichols, Gideon B. Lachman, Sam Droege, J. Andrew Royle, et Catherine A. Langtimm. 2002. « Estimating Site Occupancy Rates When Detection Probabilities Are Less than One » 83 (8): 8.
- Moreira, Francisco, et Danilo Russo. 2007. « Modelling the Impact of Agricultural Abandonment and Wildfires on Vertebrate Diversity in Mediterranean Europe ». *Landscape Ecology* 22 (10): 1461-76. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9125-3>.
- Moretti, Marco, Peter Duelli, et Martin K. Obrist. 2006. « Biodiversity and Resilience of Arthropod Communities after Fire Disturbance in Temperate Forests ». *Oecologia* 149 (2): 312-27. <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0450-z>.
- Moretti, Marco, et Colin Legg. 2009. « Combining Plant and Animal Traits to Assess Community Functional Responses to Disturbance ». *Ecography* 32 (2): 299-309. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2008.05524.x>.
- Mouillot, Florent, Serge Rambal, et Richard Joffre. 2002. « Simulating Climate Change Impacts on Fire Frequency and Vegetation Dynamics in a Mediterranean-Type Ecosystem ». *Global Change Biology* 8 (5): 423-37. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2002.00494.x>.
- Nimmo, Dale G., Sarah Avitabile, Sam C. Banks, Rebecca Bliege Bird, Kate Callister, Michael F. Clarke, Chris R. Dickman, et al. 2018. « Animal Movements in Fire-Prone Landscapes: Animal Movements in Fire-Prone Landscapes ». *Biological Reviews*, décembre. <https://doi.org/10.1111/brv.12486>.
- Parcs nationaux de France. 2015. « Les parcs nationaux de France acteurs des territoires pour atténuer les changements climatiques et s'adapter à leurs effets ».
- Pausas, Juli G., Ross A. Bradstock, David A. Keith, et Jon E. Keeley. 2004. « Plant Functional Traits in Relation to Fire in Crown-Fire Ecosystems ». *Ecology* 85 (4): 1085-1100. <https://doi.org/10.1890/02-4094>.
- Pausas, Juli G., Joan Llovet, Anselm Rodrigo, et Ramon Vallejo. 2008. « Are Wildfires a Disaster in the Mediterranean Basin? - A Review ». *International Journal of Wildland Fire* 17 (6): 713. <https://doi.org/10.1071/WF07151>.
- Pausas, Juli G., et Catherine L. Parr. 2018. « Towards an Understanding of the Evolutionary Role of Fire in Animals ». *Evolutionary Ecology* 32 (2-3): 113-25. <https://doi.org/10.1007/s10682-018-9927-6>.
- Pille, Fabien, Sébastien Caron, Xavier Bonnet, Simon Deleuze, Delphine Busson, Thomas Etien, Florent Girard, et Jean-Marie Ballouard. 2018. « Settlement Pattern of Tortoises Translocated into the Wild: A Key to Evaluate Population Reinforcement Success ». *Biodiversity and Conservation* 27 (2): 437-57. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1445-2>.
- Retana, Javier, Josep Maria Espelta, Abdessamad Habrouk, Jose Luis Ordoñez, et Faustina de Sola-Morales. 2002. « Regeneration patterns of three Mediterranean pines and forest changes after a large wildfire in northeastern Spain ». *Écoscience* 9 (1): 89-97.
- Roshier, David A., Veronica A. J. Doerr, et Erik D. Doerr. 2008. « Animal Movement in Dynamic Landscapes: Interaction between Behavioural Strategies and Resource Distributions ». *Oecologia* 156 (2): 465-77. <https://doi.org/10.1007/s00442-008-0987-0>.
- Royle, J. Andrew. 2004. « N-Mixture Models for Estimating Population Size from Spatially Replicated Counts ». *Biometrics* 60 (1): 108-15. <https://doi.org/10.1111/j.0006-341X.2004.00142.x>.

- Royle, J. Andrew, et Robert M. Dorazio. 2006. « Hierarchical Models of Animal Abundance and Occurrence ». *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 11 (3): 249-63. <https://doi.org/10.1198/108571106X129153>.
- Sanz-Aguilar, Ana, Jose Daniel Anadón, Andrés Giménez, Rubén Ballestar, Eva Graciá, et Daniel Oro. 2011. « Coexisting with Fire: The Case of the Terrestrial Tortoise Testudo Graeca in Mediterranean Shrublands ». *Biological Conservation* 144 (3): 1040-49. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.12.023>.
- Sardet, Eric, Christian Roesti, et Yoan Braud. 2015. *Cahier d'indentification des Orthoptères de France, Belgique, Luxembourg et Suisse*. collection Cahier d'indentification. Mèze: Biotope Editions.
- Soto, Benedicto, et Francisco Díaz-Fierros. 1998. « Runoff and Soil Erosion from Areas of Burnt Scrub: Comparison of Experimental Results with Those Predicted by the WEPP Model ». *CATENA* 31 (4): 257-70. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(97\)00047-7](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(97)00047-7).
- Valentine, Leonie E., Rebecca Fisher, Barbara A. Wilson, Tracy Sonneman, William D. Stock, Patricia A. Fleming, et Richard J. Hobbs. 2014. « Time since Fire Influences Food Resources for an Endangered Species, Carnaby's Cockatoo, in a Fire-Prone Landscape ». *Biological Conservation* 175 (juillet): 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.04.006>.