

Impact d'un incendie en fonction de l'habitat sur la population de tortues d'Hermann *Testudo hermanni hermanni* de la Réserve Naturelle Nationale de la Plaine des Maures

Impacts of a wildfire and effect of habitat on the Hermann's tortoise *Testudo hermanni hermanni* population in a National reserve in south-eastern France

Jean-Marie BALLOUARD⁽¹⁾, Magalie AFÉRIAT⁽²⁾, Geoffrey GILLET⁽³⁾, Alexia DANELUZZI⁽¹⁾, Maïwen YVIN⁽¹⁾, Emma GARNIER⁽¹⁾, Lucas MOREAUX⁽¹⁾, Olivia DELORME⁽¹⁾, Sébastien CARON⁽¹⁾, Leslie LABOURE⁽⁴⁾, Cyril RODRIGUEZ⁽⁴⁾, Antoine CATARD⁽⁵⁾, Xavier BONNET⁽⁶⁾, Farah VERCOUTTER⁽¹⁾, Romain LEVASSEUR⁽¹⁾, Dominique GUICHETEAU⁽⁴⁾

⁽¹⁾ Station d'Observation et de Protection des Tortues et de leurs Milieux, Centre de Recherche et de Conservation des Chéloniens (SOPTOM-CRCC), 1065, Route du Luc, F-83660 Carnoules, France.

⁽²⁾ Conservatoire d'Espaces naturels Provence-Alpes-Côte d'Azur Pôle Var, L'Astragale, 888 chemin des Costettes, F-83340 Le Cannet des Maures, France

⁽³⁾ SPECE, 886 Chemin des Costettes, 83340 Le Cannet des Maures, France

⁽⁴⁾ Réserve Naturelle Nationale de la Plaine des Maures (RNNPM), 164 impasse Raoul Glandus 83340, Les Mayons, France

⁽⁵⁾ RASCASQ BIODIV, 689, chemin de Rascas, 83340 Les Mayons, France

⁽⁶⁾ CEBC, UMR-7372, CNRS-Université de La Rochelle, 79360 Villiers en Bois, France

Auteur correspondant : Jean-Marie BALLOUARD, jean-marie.ballouard@soptom.org

Résumé – Evaluer l'impact des incendies sur les espèces vulnérables et la résilience des populations sont deux objectifs primordiaux pour guider les réponses conservatoires. Les milieux méditerranéens sont particulièrement affectés. Le 16 août 2021, un incendie a ravagé près de 7000 hectares de milieux naturels, notamment dans la Réserve Naturelle Nationale de la Plaine des Maures (RNNPM). Celle-ci abrite l'un des derniers noyaux de population de tortues d'Hermann (*Testudo hermanni hermanni*) de France continentale. Des opérations de sauvetage ont mobilisé de nombreux bénévoles, ce qui a permis de quantifier de façon précise la mortalité directe induite par le feu. Durant 3 semaines environ, 670 hectares de milieux incendiés (soit 25 % de la surface de la RNNPM) ont été patrouillés. La densité de tortues observée est faible (moins de 1 individu par hectare) bien que la population n'ait pas été impactée par les incendies depuis 1979. Le taux de mortalité observé est de 40 %, il affecte les mâles, femelles et juvéniles de la même façon. En milieu ouvert, la mortalité est relativement basse (18 %), probablement du fait de la faible quantité de combustible limitant l'intensité du feu et de la présence de refuges rocheux sous lesquels les survivants ont été trouvés. En milieu fermé, les densités de tortues y sont plus élevées, elles y ont été davantage impactées (69 %). Des suivis démographiques apporteront des résultats complémentaires et permettront de préciser l'incidence de cet incendie majeur sur la population. Les futures mesures de gestion devront être calibrées à la hauteur de l'enjeu que représente la RNNPM pour la conservation de l'espèce.

Mots-clés : Sauvetage, mortalité, feux, reptiles, milieux méditerranéens.

Abstract – Following strong fires, evaluating the resilience of populations is essential to guide conservation responses. Mediterranean environments are particularly concerned. The 16 August 2021, a fire ravaged 7,000 hectares of natural habitats, notably in the Plaine des Maures National Nature Reserve (RNNPM) that hosts one of the main population of Hermann's tortoises (*Testudo hermanni hermanni*). Rescue operations involved many volunteers, providing an opportunity to monitor accurately the mortality directly caused by the fire. Over nearly 3 weeks, 670 hectares of burned environments (25% of the surface of the RNNPM) were patrolled. Tortoise density was low (less than one individual per hectare) although the population has not been impacted by fire since 1979. The overall mortality rate was 40%, affecting sexes and ages in the same way. In open habitat, mortality of individuals (18%) was relatively low, likely due to the small amount of fuel limiting the intensity of the fire and to the availability of rocky refuges under which the survivors were found. In closed habitat, tortoise were more impacted (69%) while densities were higher.

Demographic assessment will provide additional results to assess more precisely the impact of this fire on the population. Considering the importance of the RNNPM for the conservation of the species, it is essential to take into account these results.

Key-words: Rescue, survival, fire, reptiles, Mediterranean landscape.

INTRODUCTION

Sur le pourtour du bassin méditerranéen, les incendies, l'urbanisation et la fragmentation des milieux exercent une forte pression sur la biodiversité (Catalán *et al.* 2008, Pausas *et al.* 2009, Syphard 2009). Les feux touchent particulièrement les animaux peu mobiles et les populations isolées pour lesquelles la reconstitution des effectifs est compromise par l'absence ou le faible nombre d'individus migrants (Koprowski *et al.* 2006, Nimmo *et al.* 2019, Gutiérrez & de Miguel 2021). Certaines espèces s'approchent alors du seuil d'extinction (Syphard 2009, Legge *et al.* 2021).

Connaître les taux de mortalité liés aux incendies est un prérequis important pour la mise en place d'actions de conservation (Legge *et al.* 2021). Les incendies ont des effets directs et indirects sur la mortalité des animaux. Les effets directs concernent les individus brûlés, surchauffés ou asphyxiés ; ils surviennent pendant le feu (Whelan *et al.* 2002). Les effets indirects concernent la mortalité due aux pathologies induites par le feu (cette mortalité est très difficile à évaluer, un individu abîmé peut survivre mais ne plus pouvoir se reproduire par exemple), la perte de ressources alimentaires et la sur-prédation (Engstrom 2010). Des processus d'émigration peuvent également expliquer les déclin et représentent une forme de mortalité pour les populations concernées. D'ailleurs, des déplacements d'individus depuis des zones incendiées vers des zones non incendiées ont été observés chez des espèces peu mobiles comme les tortues et sur un laps de temps court (Harris *et al.* 2020). De ce fait, il est difficile de discerner ces différents effets en l'absence d'évaluation de l'impact direct de l'incendie sur la mortalité (e.g. Tomas *et al.* 2021). D'une façon globale, de nombreuses études mesurant le déclin des populations après incendies ont été réalisées sur différents taxons (e.g. Lindenmayer *et al.* 2021), mais celles qui évaluent précisément l'impact direct des incendies sont rares. Au cours d'un incendie, les corps des animaux morts, surtout des espèces de petites tailles (e.g. insectes, micromammifères, lézards etc.), peuvent être en grande partie voir totalement consommés. Les cadavres peuvent être récupérés ou dispersés

par des charognards, ou rapidement dégradés ce qui rend leur détection et les comptages difficiles (Hovick *et al.* 2017). Une évaluation précise de la mortalité directe nécessite une réactivité immédiate souvent peu compatible avec une disponibilité logistique et la mobilisation des budgets et des protocoles spécifiques. Un retard de quelques jours entraîne un risque de confondre mortalité directe (e.g. suffocation rapide) et indirecte (e.g., mort différée suite aux dommages, émigration) lors des évaluations, et ne pourra pas prendre en compte la disparition rapide des cadavres (e.g. charognards). Pour la majorité des taxons, les évaluations sont en général basées sur des estimations tardives et indirectes réalisées par modélisation et basées le plus souvent sur des données collectées en amont lorsqu'elles existent (Tomas *et al.* 2021). Ces études n'offrent finalement qu'une vision incomplète des effets engendrés par les incendies. Mieux connaître la mortalité directe occasionnée par un feu dans une population peut permettre d'améliorer notre capacité à prédire la manière dont elle pourra se remettre, ou pas (Vernes 2000, Jolly *et al.* 2022). Bien entendu, des suivis à long terme sont nécessaires pour évaluer les contributions respectives de la mortalité directe et indirecte. Ces deux types de mortalité ne touchent pas nécessairement les mêmes segments des populations (effet taille, sexe ?) et ne s'appliquent pas sur les mêmes échelles de temps ; c'est pourquoi il est important de les considérer séparément.

La tortue d'Hermann (*Testudo hermanni*) est une espèce emblématique du nord du pourtour méditerranéen et qui est particulièrement vulnérable (UICN 2011). Les feux représentent une menace forte pour cette espèce longévive qui a des caractéristiques typiques des chéloniens terrestres (maturité tardive, faible fécondité, faible taux de renouvellement et mobilité réduite, (Cheylan 1984, Couturier *et al.* 2014, Celse *et al.* 2018). Les incendies peuvent engendrer des taux de mortalités importants (Cheylan *et al.* 2008, Couturier *et al.* 2011, Santos & Cheylan 2013). Cette mortalité détermine la persistance des populations (Sanz-Aguilar *et al.* 2011, Couturier *et al.* 2014). Des taux élevés de mortalité ($\geq 90\%$) et/ou des incendies trop fréquents peuvent faire disparaître les populations (Couturier

et al., 2011, Ballouard *et al.* 2021). La mortalité et l'impact sur les populations sont susceptibles de varier suivant les caractéristiques intrinsèques des incendies (intensité, vitesse, etc.) (Moreira & Russo 2007, Pausas *et al.* 2009), la nature des habitats et la topographie (Hailey 2000, Rodrigo *et al.* 2004, 2008, Santos & Poquet 2010, Sanz-Aguilar *et al.* 2011). Chez la tortue d'Hermann, les inventaires menés très rapidement après incendie permettent d'estimer les taux de mortalités directes, les cadavres n'étant jamais complètement détruits. Les méthodologies de comptage et les efforts entrepris sont en revanche assez variables (Tableau 1). Les taux de mortalité peuvent varier entre 22 % au Monténégro (Vujović *et al.* 2015) et 100 % en France dans les habitats boisés (Catard *et al.* 2010 ; Tableau 1). Ces variations soulignent l'importance d'évaluer au cas par cas l'incidence d'un incendie sur chaque population touchée.

Le 16 août 2021, un incendie est déclaré sur la commune de Gonfaron dans le sud-est de la France, il s'est propagé sur près de 7000 ha. Cette surface le classe parmi les feux dont l'étendue est la plus importante depuis 1953 dans le département (Prométhée 2021). Il a tout particulièrement affecté la Réserve Naturelle Nationale des Maures (RNNPM) considérée comme l'un des points chauds de biodiversité méditerranéenne avec 241 espèces protégées. Un total de 2707 ha de milieux naturels soit 51,3 % de la surface de la Réserve (5276 hectares) a été touché. Cet espace protégé abrite l'un des principaux noyaux de populations de tortues d'Hermann (*Testudo hermanni hermanni*) de France continentale. Ce feu a entraîné une réaction immédiate du gestionnaire de la RNNPM et a mobilisé un grand nombre d'acteurs notamment associatifs (Station d'Observation et de Protection des Tortues et de leurs Milieux, Conservatoire des Espaces Naturels de PACA, association S'PECE). Dès le lendemain du départ du feu, puis durant près de 3 semaines, des recherches ont été organisées afin de porter secours aux espèces animales, tout particulièrement la tortue d'Hermann. Portées par la forte empathie que génère l'espèce (Ballouard *et al.* 2020), les opérations de sauvetages ont impliqué de façon croissante de très nombreux bénévoles (> 100). Il s'agissait en premier lieu de porter secours aux individus en détresse ou blessés, et le cas échéant de réduire leur souffrance (euthanasie) ou d'assurer leur rétablissement.

Ces recherches ont été une opportunité pour évaluer l'impact direct d'un feu affectant la principale population de tortues d'Hermann de France continentale sur une surface conséquente.

Cette opération d'une ampleur nouvelle sur ce territoire a permis également d'évaluer l'influence des zones et des habitats sur l'abondance des tortues vivantes, blessées, ou mortes pendant et immédiatement après l'incendie. Bien que la solidité des carapaces brûlées permette justement de mesurer la mortalité directe, les prospections hâtives ont été cruciales. Par exemple, aux Etats-Unis, parmi 259 cadavres de tortues boîtes (*Terrapene bauri*) observés l'année suivant un incendie, seulement 65 ont été attribués de façon fiable à une mortalité directe (Jones *et al.* 2021). Les individus survivants peuvent en effet être impactés plusieurs mois voire plusieurs années après l'incendie. Les causes peuvent être multiples (pathologies, prédation, absence de ressources alimentaires et de refuges, stress...). C'est pourquoi, dans notre étude, la persistance/disparition de plusieurs dizaines de cadavres a été mesurée afin de prendre en compte le biais lié à la persistance des cadavres dans l'estimation du taux de mortalité. Des suivis télémétriques d'individus menés avant l'incendie apportent des informations complémentaires. Les effets de certains déterminants biologiques (sexe, âge, taille) et environnementaux (habitat) sur la mortalité ont également été étudiés.

MATERIEL ET METHODE

L'espèce

Autrefois largement distribuée sur une bonne partie du nord-ouest du bassin méditerranéen, l'aire de répartition de la tortue d'Hermann occidentale (*Testudo hermanni hermanni*) a considérablement diminué au cours des dernières décennies. Seuls des noyaux de faible étendue persistent en Italie, Espagne, et France. En France continentale, les populations sont aujourd'hui limitées au sud-est du territoire : dans le Massif des Maures, la Plaine des Maures et l'Estérel (Cheylan *et al.* 2009 ; Livoreil 2009). L'espèce occupe des habitats variés allant du maquis ouvert à un habitat semi-forestier, en passant par des zones de mosaïques agricoles ou de dunes littorales (Bertolero *et al.* 2011). Le dimorphisme sexuel est marqué, les femelles sont en général plus grandes (longueur de carapace LC moyenne entre 150-179 mm) que les mâles (LC moyenne : 130-149 mm) (Bertolero *et al.* 2011). En dehors de l'hibernation (de novembre à début d'avril), les tortues d'Hermann sont actives toute la saison, principalement au printemps. Elles n'ont pas l'habitude de creuser et ont plutôt tendance à s'enfouir et à s'abriter sous une couche épaisse de

Tableau 1 – Méthodologie d'évaluation et taux de mortalité chez la tortue d'Hermann suite à des feux de forêt.

Table 1 – Assessment methodology and mortality rate for Hermann's tortoise following forest fires.

Sous-Espèce	Année du feu	Secteur	Superficie (en hectares)	Méthodologie	Effectif observés	Superficie de la zone prospectée	Nombre de jour d'observations	Nombre de jour après incendie	Mortalité (%)	Source
T.H.H	1979	Plaine des Maures, Vallon du Mourrefrey	5880	Comptage	26	8,58	2	22	77	Cheyilan <i>et al.</i> 2008
T.H.H	2003	Sainte Maxime, Vallon du Peys	NA	Comptage	26	NA	2	5 et 21	24,7	Cheyilan <i>et al.</i> 2008
T.H.H	2006	le Muy, San Luan	37	Comptage	33	NA	1	2	94	Cheyilan <i>et al.</i> 2008
T.H.H	2005	Vidauban, Mouresse	2,3	Comptage	6	2,3	1	2	100	Cheyilan <i>et al.</i> 2008
T.H.H	2005	Terre gastes	800	Comptage	13	NA	2	4 et 8	70	Cheyilan <i>et al.</i> 2008
T.H.H	2005	Les Rochers de Roquebrune	NA	Comptage	9	NA	1	6	78,8	Cheyilan <i>et al.</i> 2008
T.H.H	2005	Roquebrunes-La roquette	150	Comptage	9	30	1	6	78	Catard <i>et al.</i> 2010
T.H.H	2009	Le Cannet des Maures, Balançaçan	6,5	Comptage	19	ND	1	2	68	Catard <i>et al.</i> 2010
T.H.H	2010	Le Luc, Peguier (rebrûlé pour partie en 2021)	37	Comptage	92	18	2	1-2	86	Catard <i>et al.</i> 2010
T.H.H	2009	Le Muy-Les Belugues	210	Comptage	8	10	1	4	100	Catard <i>et al.</i> 2010
T.H.H	2017	Ramatuelle, Cap Tailat	500	Comptage	32	30	2	1	94	Caron et Ballouard 2018
T.H.H	2017	Ramatuelle, Cap Tailat	500	CMR et Site-occupancy,	NA	500	2 mois	300	90	Couturier <i>et al.</i> 2019
T.H.H	2019	Gonfaron, Les Capelles	3,7	Comptage	28	3,7	1	1	82	SOPTOM 2019
T.H.H	2009	Les Mayons		CMR	108	ND	2 mois	300	57	Couturier <i>et al.</i> 2011
T.H.H	2011	Espagne, massif des Albères	83	Comptage	59	NA	20	1-20	90	Villardell-Bartino <i>et al.</i> 2011
T.H.B	1980+1986	Grèce, Aliky	88	CMR	NA	NA	NA	NA	5-50	Hailey 2000
T.H.H	2000	Espagne, massif des Albères	5800	Comptage	96	820	NA	1-22	80	Franch <i>et al.</i> 2001
T.H.H	1986	Espagne, massif des Albères		Comptage	NA	NA	NA	NA	30	Félix <i>et al.</i> 1989
T.H.B	2011	Montenegro, Danilovgrad	4,25	Comptage	101	4,25	20	2+	22	Vujović <i>et al.</i> 2015
T.H.B	2003	Bulgarie, Kolets village	552,1	Comptage, transect	199	NA	NA	300-...	64,3	Popgeorgiev 2008

litière ou sous des abris rocheux lorsqu'ils sont disponibles (Cheylan 1981).

Site d'étude et incendie

La Réserve Naturelle de la Plaine de Maures (RNNPM, 5276 hectares) est située dans le sud-est de la France (département du Var, 43,35564°N 6,40508°E). Cette aire protégée qui englobe environ un tiers de la Plaine des Maures est logée dans la dépression permienne varoise au nord du Massif des Maures. Sur la zone parcourue par le feu, on note la présence de forêts et de maquis denses sur l'ubac et de maquis arborés plus clairsemés sur l'adret. La végétation sclérophylle et les régimes de vent puissant (mistral) font de cet espace un habitat très sensible au feu. Avec une élévation maximale de 163 m, la RNNPM présente une diversité importante d'habitats naturels organisés en mosaïque (chênaies, ripisylves, pinèdes, ruisseaux et mares temporaires, maquis, pelouses oligotrophes, dalles de grès, prairies...) qui constitue des milieux favorables pour un grand nombre d'espèces patrimoniales remarquables et menacées. Le maquis composé majoritairement de bruyères (*Erica scoparia*, *E. arborea*), calicotomes (*Calycotome spinosa*), filaires à feuilles étroites (*Phyllirea angustifolia*), arbousiers (*Arbustus unedo*), cistes (*Cistus monspeliensis*, *C. salviifolius*, *C. albidus*), chênes-lièges (*Quercus suber*) et pins parasols (*Pinus pinea*) et maritimes (*P. pinaster*) occupe près de 75 % de la surface totale du site. Le territoire est également parsemé de vignobles sur 10,1 % du territoire de la réserve.

Le site a déjà connu plusieurs incendies, certains de faibles ampleurs (e.g. 1989 : 529 ha sur

la réserve, 2010 : 36 ha), et un autre en 1979, d'une importance semblable à celui de 2021 (5880 ha). Les contours de celui-ci sont relativement similaires à celui de 2021 (Prométhée 2021, DDTM 2021). Le feu du 16 août 2021, dit « de Gonfaron » a parcouru près de 7000 hectares (6832 ha), touchant 2707 ha de milieux naturels sur la RNNPM (Fig. 1). L'incendie a touché 1791 ha de milieux naturels en zone de sensibilité majeure pour la tortue d'Hermann (Celse et al. 2018). La propagation de cet incendie a été fulgurante, 21 km ont été parcourus en 6 heures avec des sauts de feu supérieurs à 1 km. Les conditions aérologiques et les densités contrastées de végétation naturelle ont produit un impact surfacique hétérogène (e.g. les vignes ont été relativement épargnées), laissant intactes quelques zones refuges (DDTM, 2021). En dehors de ces zones au sous-bois peu dense et des houpiers de pins et de chênes, l'intégralité de la végétation a en général été calcinée (Fig. 1). L'intensité du feu semble avoir été déterminée par la quantité de combustible présent, faible sur les zones avec peu de végétation (affleurement rocheux), à forte sur les zones de maquis dense et de milieux forestiers. L'incendie faisait suite à une semaine de canicule avec une forte dessiccation de la végétation.

Protocole et surface prospectées, prise en charge des individus

Les prospections ont été menées quotidiennement dès le lendemain de l'incendie, du 17 août 2021 au 3 Septembre compris. Au total 15 jours de prospection ont été réalisés, les recherches commençaient en général le matin (9h00-10h00) jusqu'en début d'après-midi (13h00-15h00). Pour des raisons de

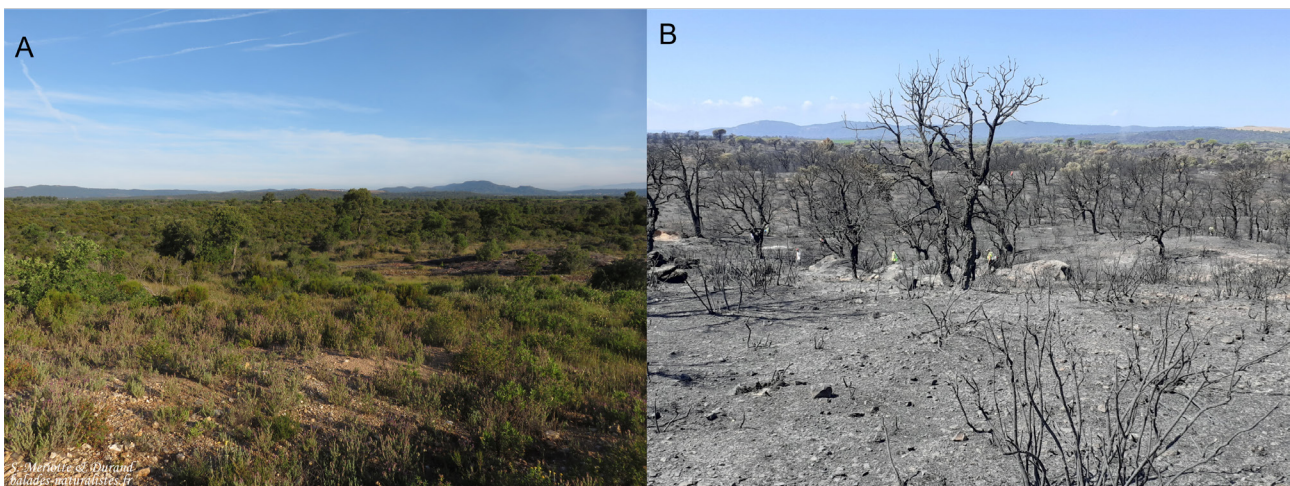


Figure 1 – Paysage de la plaine des Maures avant incendie (A) et après (B,)

Figure 1 – The Plaine des Maures' landscape before (A) and after (B) the wildfire.

sécurité, le choix des zones n'a pas pu être réalisé aléatoirement ; il dépendait des risques et de la proximité de voies d'évacuation (e.g. DFCI). Pendant les 7 premiers jours où le risque de nouveaux départs de feu était important, les recherches étaient encadrées par un dispositif de sécurité (présence de volontaires des Comités Communaux Feux de Forêt et d'un véhicule équipé d'un système d'arrosage). Lors de chacune des prospections, un à quatre groupes de recherche composés le plus souvent de 10 à 12 personnes étaient constitués. Une fois les zones de recherche ciblées, pour chacun des groupes, une personne (un « traceur » disposant d'un GPS) avait la charge de faire évoluer les observateurs sur un transect défini et en suivant l'axe de progression choisi. Des espacements de 5 à 10 m maximum entre chaque observateur ont été définis de façon à obtenir une détection maximale des tortues vivantes ou mortes. Les observateurs avaient, sur leur passage, la consigne de scruter les différents refuges potentiellement utilisés par les animaux (failles sous dalle, pierres, souches etc.). La méthode de prospection s'est appuyée sur plusieurs opérations conjointes menées par la SOPTOM et le CEN PACA sur des feux antérieurs de plus faible importance (Catard *et al.* 2010). Ici, la qualité des prospections a pu être améliorée grâce à la mise à disposition de radios équipant les personnes situées en bordure de la zone couverte. Ceci a permis de mieux maîtriser la vitesse de la progression des groupes de volontaires et la délimitation des zones parcourues.

La surface de prospection de chaque parcours a été estimée par cartographie (logiciel Qgis, version 3.22.4) en appliquant autour de la trace enregistrée, une zone tampon dont la largeur correspondait à la somme de l'espacement moyen (8 mètres) entre chacun des observateurs. La superficie des parcours reflète l'effort de prospection et varie suivant le nombre de personnes impliquées (en moyenne 14 [5 - 40]) et le temps de prospection (en moyenne 3h08 [1h10 - 6 h]). Ainsi, 30 parcours de longueur moyenne de 2,3 km [440 - 5.000 m] et de surface moyenne de 23,89 ha [8-57 ha] ont été patrouillés une fois. Ces parcours sont répartis de façon relativement homogène dans la RNNPM (Fig. 2, Fig. 3). La surface totale de prospection est de 716,7 hectares (vignes exclues). Toutefois, certains parcours ont pu se recouper donnant une surface totale prospectée de 670,8 hectares ce qui représente 25 % du total de milieu naturel incendié dans la réserve (2707 ha), (Tableau 2). L'ensemble des tortues a été marqué temporairement, évitant les doubles comptages. Au total 1278 heures de prospection/homme ont été réalisées, une personne couvrant en moyenne 1,66 hectares par heure, ce qui correspond à une cadence au moins 2 fois moins rapide que lors de prospections menées classiquement lors d'inventaires sur des sites intacts (Livoreil 2009).

Lorsqu'une tortue était détectée, un observateur était chargé de la localiser à l'aide d'un GPS (Garmin® Etrex 10), de décrire son état (morte, vivante ou blessée), de la sexer, la mesurer (longueur de la carapace, mm), la peser (à 0,1

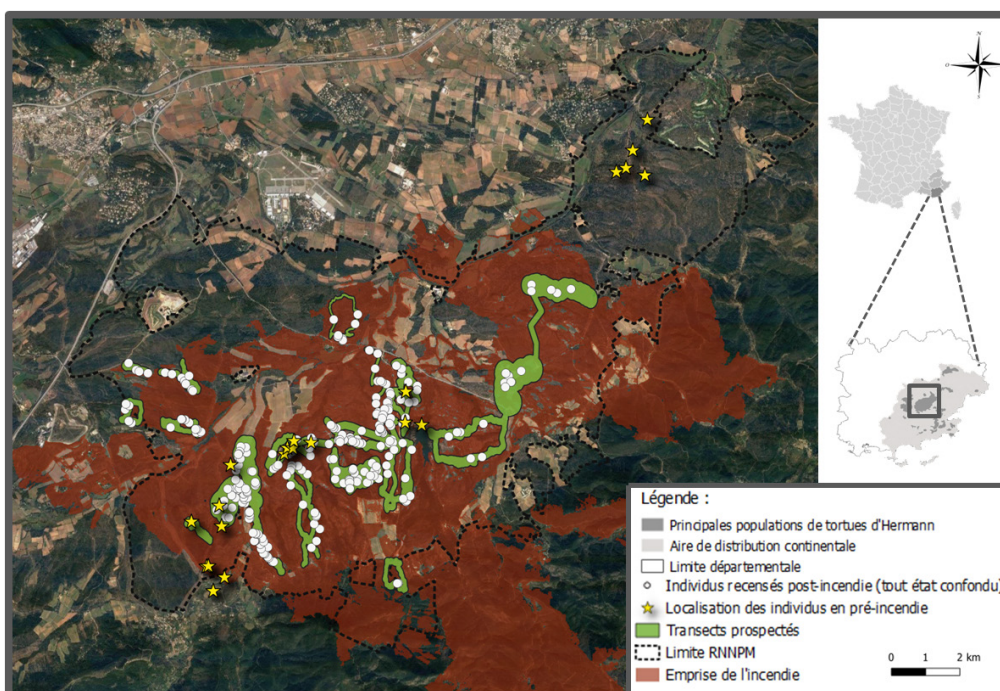


Figure 2 - Périmètre de la Réserve Naturelle de la Plaine des Maures (RNNPM), surface incendiée, surface de prospection et localisation des tortues (tout états confondus).

Figure 2 - Perimeter of the Plaine des Maures Nature Reserve (RNNPM), burned area, prospecting area and location of tortoises.

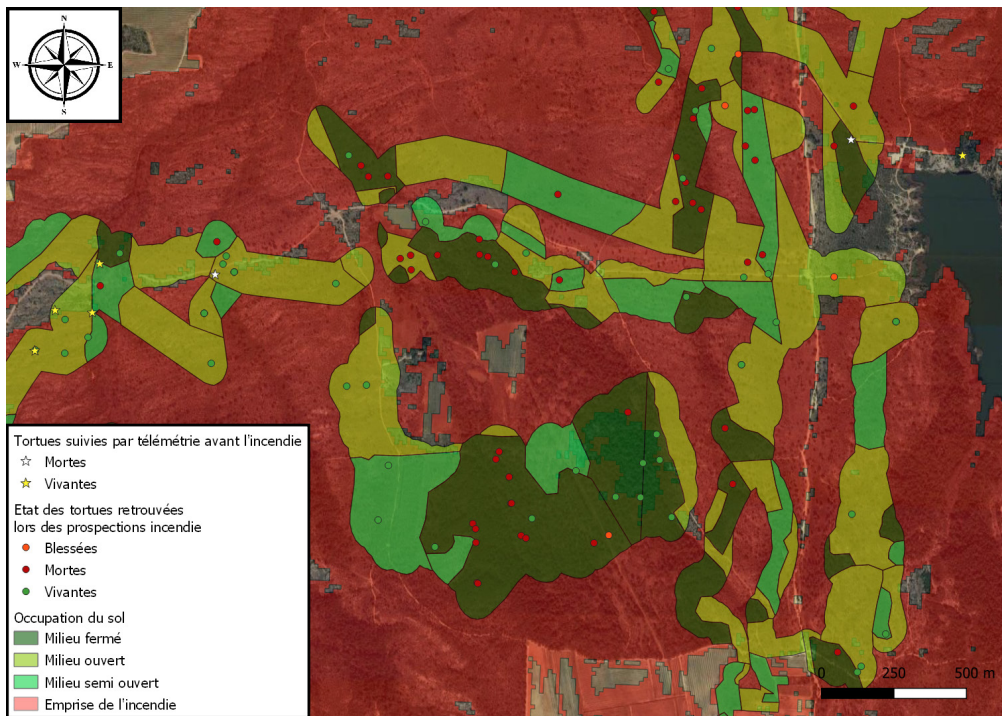


Figure 3 - Exemple de parcours réalisés (surfaces prospectées), type d'habitat prospecté (occupation du sol) et localisation des tortues selon leur état (vivantes, mortes ou blessées).

Figure 3 - Example of areas surveyed, type of habitat prospected (land use) and location of tortoises according to their status (alive, dead or injured).

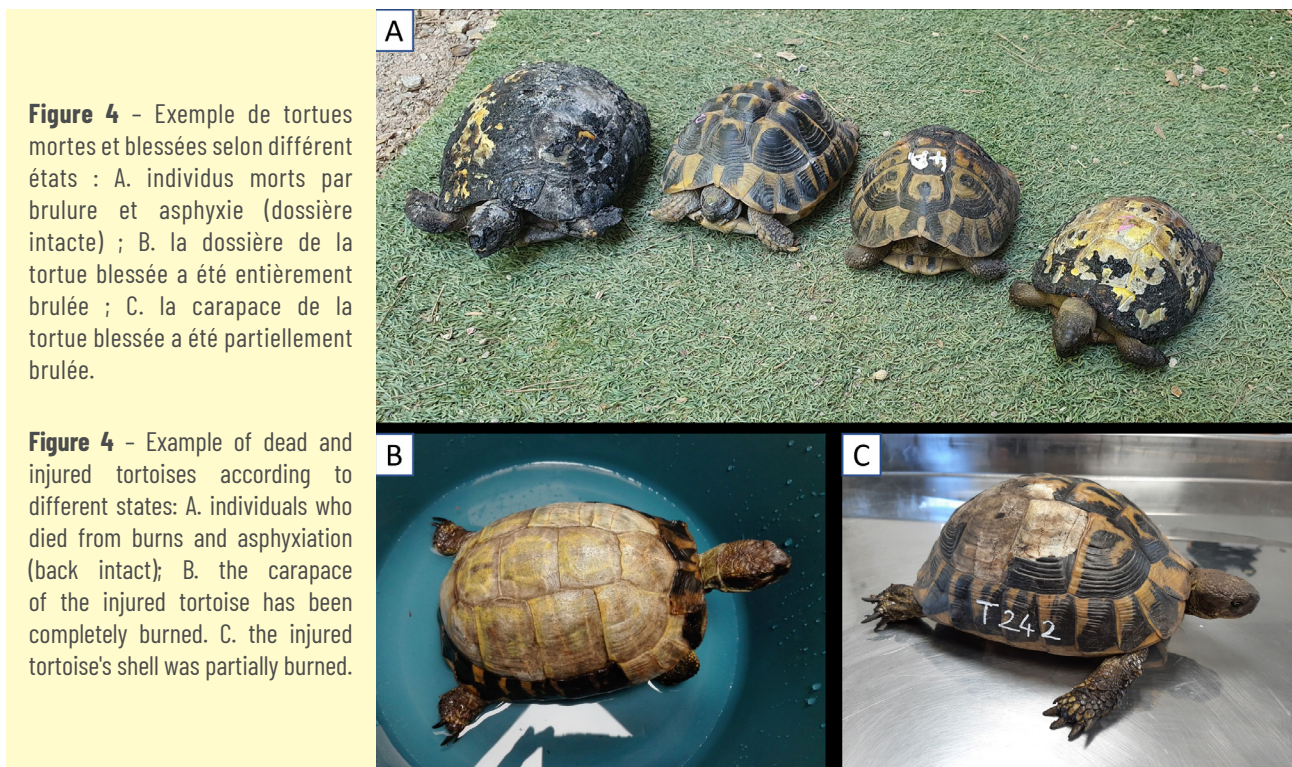


Figure 4 - Exemple de tortues mortes et blessées selon différents états : A. individus morts par brûlure et asphyxie (dossière intacte) ; B. la dossière de la tortue blessée a été entièrement brûlée ; C. la carapace de la tortue blessée a été partiellement brûlée.

Figure 4 - Example of dead and injured tortoises according to different states: A. individuals who died from burns and asphyxiation (back intact); B. the carapace of the injured tortoise has been completely burned. C. the injured tortoise's shell was partially burned.

gramme près, balance CLSeries OHAUS®) et de l'ausculter avec des gants chirurgicaux pour la détection d'éventuelles blessures. Des marquages temporaires (peinture Posca) ont été appliqués pour chacune des tortues afin de ne pas comptabiliser le même individu plusieurs fois, les individus morts étant généralement laissés sur place. Les tortues vivantes ont été réhydratées sur place en les plaçant pendant environ 10 minutes et à l'écart du regard de l'observateur dans une bassine remplie d'eau sur 3

à 5 centimètres de hauteur. En général, les tortues plongent la tête dans l'eau pendant plusieurs minutes dans cette situation. Les individus visiblement indemnes ont été laissés in-situ. Les tortues considérées comme blessées sont des individus vivants mais dont la carapace (dossière) a été entièrement ou partiellement brûlée (Fig. 4). Ces individus ont été pris en charge au centre de soins de la faune sauvage de la SOPTOM.

Tableau 2 - Caractéristiques des parcours de prospections réalisés (Obs = nombre d'observateurs), dénombrement des tortues (T.h. = *Testudo hermanni*, E.o. = *Emys orbicularis*) et abondance.

Table 2 - Characteristics of the survey trails performed (Obs = number of observers), counts of tortoises and turtles (T.h.= *Testudo hermanni*, E.o.= *Emys orbicularis*), and abundance.

Date	Parcours	Secteurs	Milieu dominant	Obs	Surface (ha)	Temps (h)	T.h. mortes	T.h. vivantes	T.h. blessées	E.o.	T.h./ha
17/08/2021	P1	Tuillière	Fermé	13	10,9	01:00	0	0	0	0	0,00
18/08/2021	P2	Piste des Aurèdes	Ouvert	12	32,8	03:30	4	25	1	0	0,91
19/08/2021	P3	Aurèdes	Semi-ouvert	12	23,7	03:10	1	4	0	0	0,21
19/08/2021	P4	Aurèdes	Ouvert	12	22,5	03:10	1	17	0	0	0,80
20/08/2021	P5	Aurèdes/Escarcet	Fermé	14	23,2	06:00	9	8	1	2	0,78
20/08/2021	P6	Aurèdes/Escarcet	Ouvert	12	20,4	06:00	5	2	0	4	0,34
21/08/2021	P7	Aurèdes/Escarcet	Ouvert	9	23,2	03:10	5	4	1	0	0,43
21/08/2021	P8	Aurèdes/Escarcet	Ouvert	7	12,5	03:10	5	6	1	0	0,96
21/08/2021	P9	Aurèdes/Escarcet	Ouvert	12	23,8	03:10	15	3	5	1	0,97
21/08/2021	P10	Aurèdes/Escarcet	Ouvert	10	15,6	03:10	4	2	0	0	0,38
22/08/2021	P11	Escarcet	Ouvert	11	34,3	02:45	2	5	1	0	0,23
22/08/2021	P12	Escarcet	Ouvert	10	27,4	02:45	2	5	0	0	0,26
23/08/2021	P13	Mourefrey	Fermé	12	15,1	02:00	15	8	0	1	1,52
23/08/2021	P14	Mourefrey	Ouvert	12	16,9	01:10	1	3	0	0	0,24
23/08/2021	P15	Tuillière	Fermé	12	21,15	02:00	10	5	0	0	0,71
23/08/2021	P16	Tuillière	Fermé	12	15,05	01:10	0	7	1	0	0,53
24/08/2021	P17	Rouquan	Ouvert	30	49,7	05:10	0	4	0	4	0,08
24/08/2021	P18	Rouquan	Ouvert	40	28	05:10	3	5	1	0	0,32
25/08/2021	P19	Aurèdes	Ferme	13	34,8	04:20	6	6	1	0	0,37
25/08/2021	P20	Aurèdes	Ferme	17	44,2	04:20	8	7	0	0	0,34
26/08/2021	P21	Saint Daumas	Ferme	10	16	01:10	2	0	0	0	0,13
26/08/2021	P22	Balançan	Semi-ouvert	10	14,9	01:30	1	6	0	0	0,47
27/08/2021	P23	Aurèdes	Ferme	10	39,5	04:30	9	8	0	1	0,43
27/08/2021	P24	Collet des Preires	Ouvert	10	24,5	02:30	0	1	0	0	0,04
27/08/2021	P25	Collet des Preires	Semi ouvert	10	11,2	02:30	2	0	0	0	0,18
30/08/2021	P26	Le Cannet	Semi-ouvert	9	18,3	02:00	4	6	0	0	0,55
30/08/2021	P27	Balançan	Semi-ouvert	9	8,3	01:40	1	5	0	0	0,72
31/08/2021	P28	Escarcet	Ouvert	12	57,3	03:40	0	4	2	0	0,10
01/09/2021	P29	Balançan	Semi-ouvert	10	17	03:00	4	5	0	0	0,53
03/09/2021	P30	Collet de la scie	Ouvert	5	14,5	03:20	3	4	0	0	0,48

Suivi télémétrique

Dans le cadre du suivi des populations de tortues d'Hermann fréquentant les pare-feux de la RNNPM, sous l'égide de son directeur scientifique (DG), 21 individus adultes (Longueur Carapace ou « Straight Carapace Length », $SCL > 130$ mm, 14 mâles et 7 femelles) équipés d'un émetteur VHF (BIOTRACK-TW-31 1/2AA®) étaient suivis par télémétrie avant le feu (voir méthode dans Pille *et al.* 2018). Tous ont été localisés le 3 août 2021 soit 13 jours avant l'incendie, puis de nouveau au cours de la première semaine (19-25 août) après le début de l'incendie. Lors de l'incendie, 16 individus (10 mâles et 6 femelles) se trouvaient sur l'emprise de la zone incendiée. Les individus survivants ($n=13$) ont été suivis jusqu'à leur entrée en hibernation.

Evaluation de la persistance des cadavres

Au total, 41 cadavres localisés et identifiés au cours

du 5^{ème} ($n=21$) et du 7^{ème} jour ($n=20$) de prospection ont de nouveau été recherchés (à l'aide d'un pointage GPS) et identifiés respectivement les 13^{ème} et 26^{ème} jours après le début de l'incendie. Ce travail a pour but d'estimer les taux de disparition et donc de non-détection des cadavres au cours du temps.

Analyse

Sur l'ensemble des parcours, 3 types d'habitats (ouverts, semi-ouverts et fermés), susceptibles de faire varier la détection des individus et le taux de mortalité ont été déterminés par imagerie aérienne (image satellitaire du 3/07/2016) selon le degré d'ouverture du milieu avant l'incendie. Les habitats ouverts correspondent aux milieux de maquis bas (hauteur max 1,20 m) dont le recouvrement n'excède pas les 30 % comportant souvent des affleurements rocheux siliceux avec présence de caches (grès et rhyolite) (Fig. 5). Les habitats semi-ouverts correspondent à des milieux de maquis

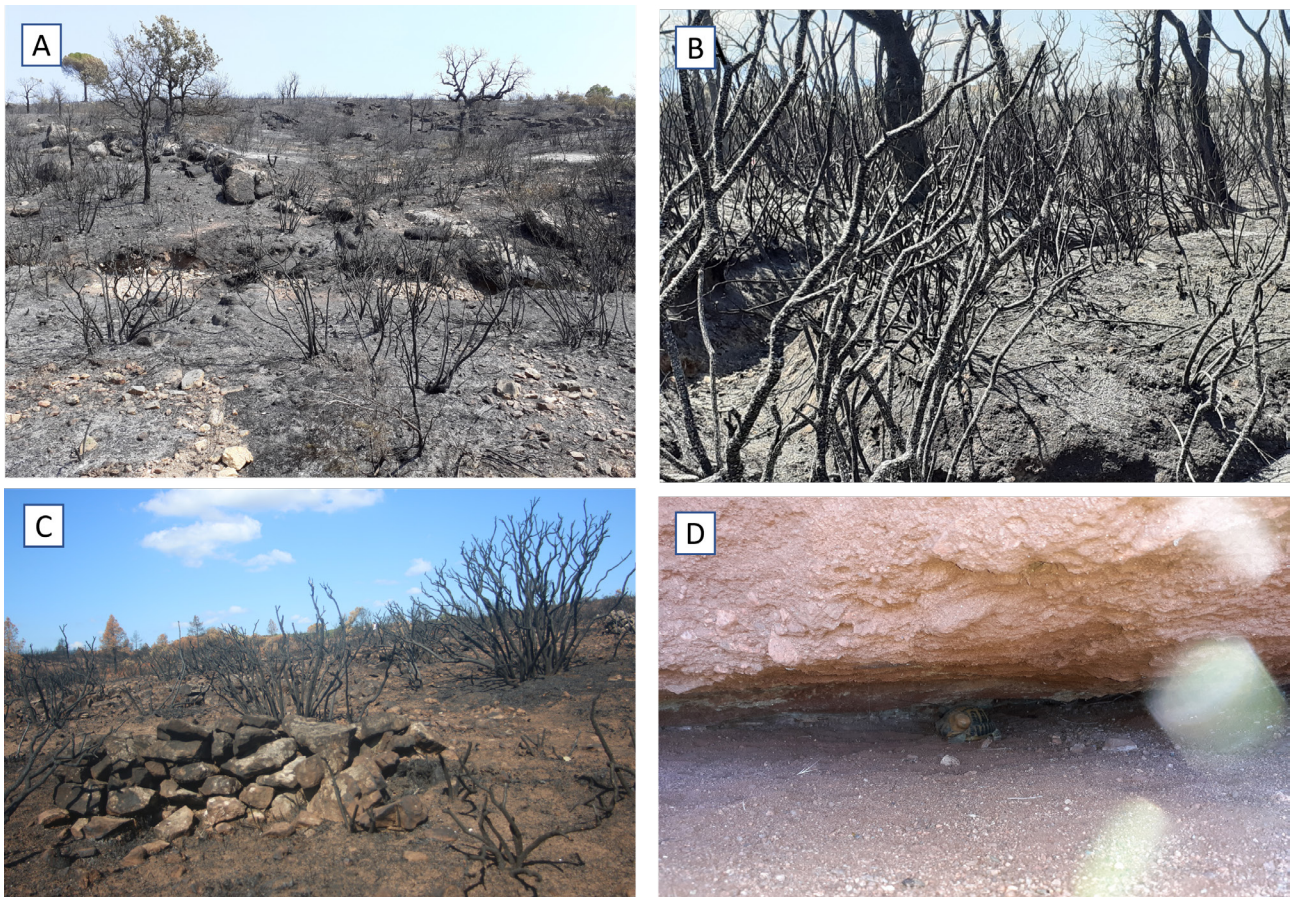


Figure 5 – Exemple de configuration de milieux incendiés avec présence de refuges : A) milieu ouvert sur un substrat rocheux avec des affleurements rocheux ; B) milieu fermé de maquis avec une importante couverture végétale (bruyères arborescentes, arbusiers et chênes lièges) ; C) agglomération de rochers, et D) anfractuosités sous dalle rocheuse dans laquelle une tortue radio-pistée a trouvé refuge.

Figure 5 – Example of configuration of burnt environments and presence of refuges: A) open environment on crystalline substrate with rocky outcrops; B) closed environment of maquis with a significant vegetation cover (tree heathers, arbutus and cork oaks); C) agglomeration of rocks, and D) crevice under rock slab in which a radio-tracking turtle has found refuge.

moyennement denses (hauteur max = 2,5 m) avec un recouvrement par la strate arbustive compris entre 30 et 80 %, et où des refuges rocheux peuvent être présents (Fig. 5). Les habitats fermés sont des zones où la végétation est plutôt haute (1,5-3 m) avec un recouvrement par la strate arbustive supérieur à 80 %, pouvant être arborée et inclure certaines ripisylves. Les individus de plus de 100 mm (SCL) ont été considérés comme adultes et les individus plus petits ont été considérés comme juvéniles, correspondant approximativement à des individus âgés de 2 à 9 ans (Bertolero et al. 2011). Le nombre de tortues détectées a été exprimé sous forme d'abondance et correspond au nombre de tortues trouvées par hectare de prospection. La mortalité (taux) a été exprimée sous forme de pourcentage correspondant au nombre de tortues trouvées mortes par rapport au nombre de tortues vivantes et blessées. Exceptées certaines analyses de corrélation (R^2), la plupart des tests statistiques sont basés sur des tables de contingence et l'utilisation de test non-paramétriques. Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel R (I390- 4.1.3).

RESULTATS

Parmi les 361 reptiles et amphibiens (morts et vivants) observés (Tableau 3), 13 espèces ont été comptabilisées. Les tortues d'Hermann sont majoritaires avec 302 individus détectés. La mortalité globale des tortues d'Hermann est estimée à 40 % : 122 cadavres ont été trouvés, 165 tortues étaient vivantes (55 %) et 15 blessées

(5 %). Tous les cadavres présentaient des signes de brûlures impactant la plupart du temps l'intégralité de la carapace (Fig. 4). Quatorze cistudes d'Europe ont également été observées en dehors de l'eau, la moitié mortes et calcinées (Tableau 3).

Abondance et mortalité

L'abondance des tortues d'Hermann (quel que soit l'état) sur la zone d'étude est en moyenne de 0,47 ind/ha et varie d'un parcours à l'autre (écart-type=0,34 [0-1,52]) (Tableau 2). De façon attendue, il existe une corrélation positive entre la surface prospectée par jour et le nombre total de tortues détectées (corrélation de Spearman=0,56, $t=2,44$, $p<0,05$). La mortalité constatée est variable selon les parcours (moyenne=38 %, écart-type=28 % [0-100]). Une relation positive s'établit entre le nombre des tortues vivantes par jour et celui des tortues mortes (corrélation de Spearman=0,46 ; $t=1,86$; $p<0,05$).

La plupart des tortues recensées étaient adultes (90 %, $n=273/302$), dont 145 Femelles, 117 mâles (sexe ratio : 1,2), et 15 individus non sexés (« NA », Tableau 4). La mortalité touche les deux sexes de façon équivalente (femelles=40 % vs mâles=44 % ; $\chi^2=0,31$; $df=1$, $p=0,58$). Elle est similaire selon l'âge des individus (adultes=42 % vs juvéniles=29 % ; $\chi^2=1,87$; $df=1$; $p=0,17$). De façon complémentaire, et malgré des écarts dans la distribution (Fig. 6), la mortalité n'est pas influencée par la taille des individus (morts vs vivants) (ANOVA avec la taille des individus comme variable dépendante et le statut des individus en facteur fixe ; $F_{1,233}=2,94$; $P=0,09$).

Espèce	Vivants	Blessés	Morts	Mue récente
Tortue d'Hermann (<i>Testudo Hermanni hermanni</i>)	165	15	121	-
Cistude d'Europe (<i>Emys orbicularis</i>)	7	-	7	-
Tortue grecque (<i>Testudo graeca</i>)	1	-	-	-
Couleuvre à échelons (<i>Zamenis scalaris</i>)	-	-	-	1
Couleuvre de Montpellier (<i>Malpolon monspessulanus</i>)	3	-	-	9
Lézard à deux raies (<i>Lacerta bilineata</i>)	20	-	-	-
Lézard des murailles (<i>Podarcis muralis</i>)	3	-	-	-
Lézard ocellé (<i>Timon lepidus</i>)	1	-	-	1
Orvet de Vérone (<i>Anguis veronensis</i>)	1	-	-	-
Seps strié (<i>Chalcides striatus</i>)	2	-	-	-
Crapaud calamite (<i>Epidalea calamita</i>)	1	-	-	-
Crapaud épineux (<i>Bufo spinosus</i>)	2	-	-	-
Grenouille verte indéterminée (<i>Pelophylax</i> sp.)	1	-	-	-
TOTAL	207	15	128	11

Tableau 3 - Nom et état des espèces de reptiles et amphibiens observées pendant les prospections.

Table 3 - Name and status of reptile and amphibian species observed during surveys.

		Tortues vivantes	Tortues blessées	Tortues mortes	Total
Adultes	Femelles	76	11	58	145
	Mâles	60	3	50	113
	NA	9	-	6	15
	TOT	145	14	114	273
Juvéniles SCL<100 mm	Mâles	1	1	2	4
	NA	19	-	6	24
	TOT	20	1	8	28
TOT		165	15	122	302

Tableau 4 - Nombre de tortues d'Hermann observées suivant leur état, leur âge et leur sexe.

Table 4 - Number of Hermann's tortoises observed according to their status, age and sex.

Trois des 16 tortues suivies par télémétrie avant l'incendie et présentes sur l'emprise de la zone incendiée ont été trouvées mortes, soit une mortalité effective de 19 %. Une tortue a été trouvée blessée (6 %), tous les autres individus ont survécu jusqu'à leur entrée en hibernation en novembre 2021.

Evolution de la détection et de la mortalité

L'abondance journalière des tortues détectées décline légèrement en fonction du temps (pente=-0,0243 ; $r^2=0,19$) et la mortalité est en légère augmentation (pente= 0,0125, $r^2=0,07$). Le cumul du nombre d'individus observés augmente avec la surface de prospection ($r^2=0,98$). Le taux de mortalité augmente de façon abrupte jusqu'au 7^{ème} jour (23 août 2021) après le début de l'incendie et atteint un plateau autour de 40 % (Fig. 7).

Parmi 122 cadavres trouvés, 89 étaient entiers (73 %) et 33 en morceaux (27 %). La proportion de cadavres en morceaux augmente au fil des jours, passant de 0 % les deux premiers jours de prospections à 67 % le dernier jour (j+17) ($r^2=0,50$). Le suivi de la persistance des cadavres montre que 20 % des cadavres disparaissent entre les 7^{ème} et 13^{ème} jours et passe à 30 % le 26^{ème} jour. De même, le nombre de cadavres dégradés (morceaux) augmente significativement entre le 7^{ème} (20 %) et le 13^{ème} jour (50 %) et atteint 67 % le 26^{ème} jour (Fig. 8). La dégradation des cadavres est probablement liée à l'intensité avec laquelle ils ont été brûlés, les cadavres fortement impactés se décomposant plus rapidement. En outre, le passage

de prédateurs/charognards est un facteur probable de décomposition ou disparition.

Influence de l'habitat

Le milieu ouvert représente 58,2 % (390,5 ha) de la surface de prospection, alors que le milieu semi-ouvert et le milieu fermé représentent respectivement 18,5 % (124,3 ha) et 23,3 % (156,0 ha) (Tableau 5). L'abondance observée (pour tout type d'individu) en milieu fermé est de 0,73 individu par hectare (n=100) soit une valeur presque 2 fois plus élevée qu'en milieu semi-ouvert (0,39 ind/ha) et en milieu ouvert (0,36 ind/ha). Les nombres d'individus mâles, femelles ou juvéniles varient selon le milieu prospecté ($\chi^2=15,6$; $df=4$; $p<0,01$). En milieu fermé, davantage de femelles adultes ont été observées (femelles=58 % vs mâles= 35 % ; $\chi^2=12,8$; $df=1$, $p<0,001$) alors qu'en milieu ouvert ou semi-ouvert leur nombre est sensiblement similaire (Tableau 5). Le nombre de juvéniles observés est en revanche plus faible en milieu fermé (3 %) qu'en milieu ouvert (13 %) ou semi ouvert (15 %) ($\chi^2 =5,3$; $df=1$; $p<0,05$).

Les taux de mortalité sont différents selon le type d'habitat ($\chi^2=39,59$; $df=2$, $p<0,001$). Ils sont plus élevés en milieu fermé (69 %) qu'en milieu semi-ouvert (33 %) ou en milieu ouvert (18 %) (Tableau 5). Dans chaque milieu, la mortalité touche les individus quel que soit leur type (mâle, femelle, juvéniles) (milieu fermé : $\chi^2=4,1$; $df=2$; $p=0,13$; milieu ouvert : $\chi^2=0,5$; $df=2$; $p=0,79$; milieu semi-ouvert : $\chi^2 =1,4$; $df=2$; $p=0,49$). L'ANOVA confirme que la taille des individus observée n'est pas différente selon le statut de l'animal et ce quel que soit le type de milieu (ANOVA de l'interaction statut et milieu : $F_{4,226}=0,58$; $p=0,67$).

La majorité des tortues vivantes (68 %, n=100/146 observations) était cachée lorsqu'elles ont été découvertes alors que la majorité des tortues mortes et blessées ne l'était pas (81 %, n=47/58). Proportionnellement, davantage de tortues vivantes ont été observées cachées en milieu ouvert (90 %) qu'en milieu fermé et semi-ouvert (72 % ; $\chi^2=6,5$; $df=2$, $p<0,05$). La grande majorité des caches utilisées étaient des abris sous dalles de grès (70 %, n=78/111), dans une moindre mesure les tortues étaient cachées sous de la terre meuble (14 %, n=16/111).

DISCUSSION

Le taux de mortalité directement imputable à l'incendie est de 40 %. Compte tenu du taux de disparition des cadavres de 20 % possiblement observé à partir du 8^{ème} jour de prospection, ce chiffre

Tableau 5 - Surface de prospection, abondance et mortalité par type de milieux, le sexe et l'âge des individus.

Table 5 - Prospecting area, abundance and mortality by type of environment, sex and age of individuals.

	Milieu fermé	Milieu ouvert	Milieu semi-ouvert	Tout milieux	
Surface (ha)	156,00	390,50	124,30	670,80	
Abondance (nb tortues/ha)	0,73	0,36	0,39	0,47	
Sexe et âge des individus (%)	Tous type	38 (n=114)	46 (n=139)	16 (n=49)	100 (n=302)
	Femelles	58 (n=67)	42 (n=58)	47 (n=20)	40 (n=145)
	Mâles	35 (n=40)	40 (n=56)	42 (n=17)	44 (n=113)
	Juveniles	3 (n=3)	13 (n=18)	15 (n=7)	10 (n=28)
	NA	4 (n=4)	5 (n=7)	10 (n=5)	5% (n=16)
TOTAL	100 (n=114)	100 (n=139)	100 (n=139)	100 (n=122)	
Mortalité en % (ratio individus mort vs nbre d'individus morts+vivants *100)	Tous type	69 (76/114)	18 (30/139)	33 (16/49)	40 (n=122/302)
	Femelles	63 (42/67)	19 (11/58)	25 (5/20)	40 (58/145)
	Mâles	72 (29/40)	27 (15/56)	35 (6/17)	44 (50/113)
	Juveniles	33 (1/3)	22 (4/18)	28 (2/7)	25 (7/28)
	NA	100 (4/4)	0 (0/7)	60 (3/5)	25 (7/16)

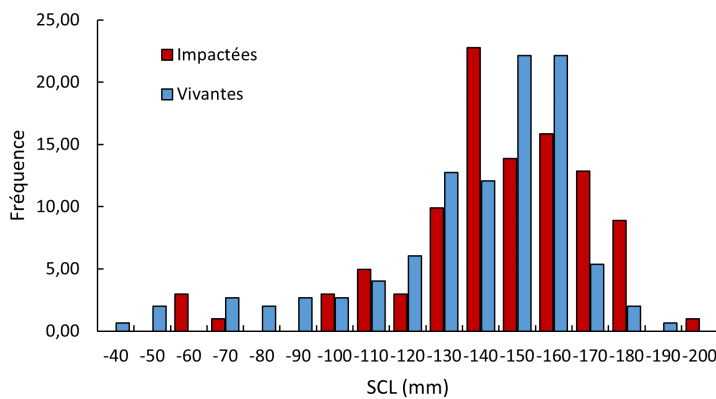


Figure 6 - Distribution de la taille (SCL) des tortues (*Testudo hermanni hermanni*) impactées (mortes + blessées, barres rouges) et vivantes (indemnes, barres bleues) sur l'ensemble de la zone d'étude (n=250).

Figure 6 - Distribution of body size (SCL) of tortoises (*Testudo hermanni hermanni*) according to their status (dead and injured, red and blue bars; alive, blue bars) in the study area following fire (n=250).

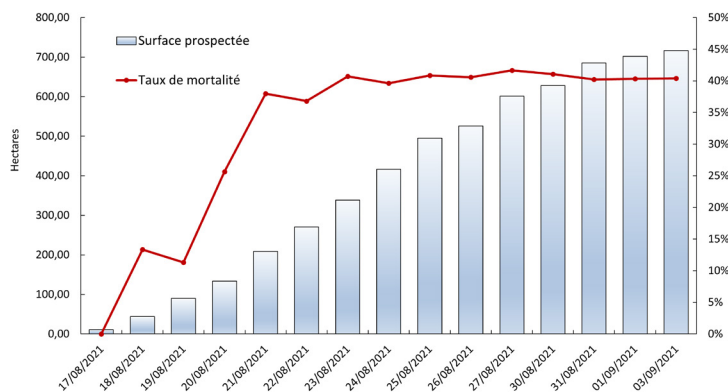


Figure 7 - Evolution de la surface cumulée de prospection (barres) et du taux de mortalité (ratio individus morts/morts+vivants, ligne rouge).

Figure 7 - Change of the cumulative prospected area (bars) and of mortality rate (ratio between dead/dead+alive individuals, red line).

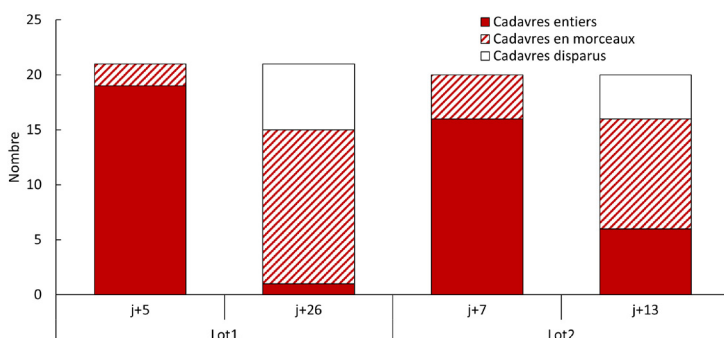


Figure 8 - Evolution de l'état des cadavres (n=41) observés le 5^e et 7^eme jour de prospections (lot 1 et 2) et vérifiés respectivement les 26^eme et 13^eme jours.

Figure 8 - Change of the status of the carcasses (n= 41) found during the 5th and 7th days of surveys (group 1 and 2) and checked respectively during the 26th and 13th days.

représente une mortalité minimale qui pourrait potentiellement s'élever à 60 %. Peu d'individus ont été retrouvés blessés, ce qui souligne le caractère radical de ce type de feu violent (en général les individus impactés décèdent des suites d'asphyxies ou de brûlures). Ce résultat suggère un impact très fort pour une espèce longévive dans la gamme des valeurs de mortalité historiquement reportées (30 à 80 %, Cheylan 1981, Cheylan *et al.* 2008). Nos résultats révèlent pour un même incendie de fortes variations en fonction de l'habitat (de 18 % en milieu ouvert à 69 % en milieu fermé) ce qui confirme les résultats issus d'études précédentes basées sur des protocoles moins précis et des efforts de recherche plus faibles (Felix *et al.* 1989, Cheylan 2001, Couturier *et al.* 2019) (Tableau 1). Les travaux antérieurs et nos résultats montrent qu'il est important de tenir compte de l'habitat pour évaluer correctement et comprendre l'impact des incendies sur les reptiles (Chergui *et al.* 2019a).

Influence de l'habitat

Plus que les facteurs intrinsèques du feu (e.g. vitesse, nature), le milieu semble déterminer la mortalité et les potentialités de résilience de la population touchée. Les populations des milieux fermés (ex : le feu de Peguier au Luc en 2010 avec des plantations de résineux mêlés de maquis dense, mortalité de 86 %, Catard *et al.* 2010) semblent souffrir davantage que celles évoluant en milieu ouvert (e.g. Aliky : zones sableuses littorales très peu végétalisées en Grèce, mortalité de 5 %, Hailey 2000). L'importance du boisement influence fortement le taux de mortalité. Des résultats identiques ont été rapportés chez d'autres espèces comme les tortues boîtes (*Terrapene bauri*) (Harris *et al.* 2020). En outre, ces différences peuvent être modulées par la période à laquelle surviennent les feux, la plupart du temps en période estivale ou pendant de fortes chaleurs lorsque l'activité des tortues est réduite.

Une plus forte densité de tortues a été observée en milieu fermé (0,74 tortues par hectare) qu'en milieu ouvert (0,4 tortues par hectare). Cette différence peut être expliquée par un attrait différencié en fonction de la période d'activité : l'été, les tortues ont globalement tendance à occuper les habitats relativement frais avec une forte couverture végétale comme les ripisylves et les zones forestières (Bertolero *et al.* 2011). C'est particulièrement le cas pour les femelles qui affectionnent les milieux fermés l'été (Sibeaux *et al.* 2016). À l'inverse, les mâles plus actifs notamment pour la recherche de partenaires ont été observés dans tout type de milieux. Ceci pourrait expliquer le sexe-ratio

observé en leur faveur. Comme le feu touche tous les individus de la même façon à proportion égale dans un habitat donné, l'impact sur les femelles est très préoccupant (Vujović *et al.* 2015). Le faible nombre d'immatrices n'est pas facile à interpréter sans comptage avant l'incendie. En effet ils sont très difficiles à détecter (Ballouard *et al.* 2013) et leurs cadavres peuvent se consumer intégralement (Popgeorgiev 2008). Néanmoins, il semblerait que dans cette zone de la plaine, les immatures de moins de 2 ans soient très peu représentés (M. Cheylan, com. pers.)

Les résultats des prospections menées en zone ouverte ou semi ouverte sont confirmés par la faible mortalité (19 %) observée chez les 16 individus suivis par télémétrie. Lors du passage de l'incendie, l'ensemble de ces individus occupaient en effet plutôt ce type de milieu pourvu de refuges sous dalle ou sous les rochers. La chaleur et la sécheresse estivales ont probablement poussé les tortues vers des refuges qui les ont sauvées du feu. La litière, les chablis ou les souches semblent en revanche de bien mauvais refuges en cas d'incendie.

Limites

Un certain nombre de biais peuvent être soulignés, impactant potentiellement l'estimation du nombre de tortues mortes par rapport aux vivantes :

- 1) Une détection différentielle des individus morts et vivants. En estivation, les tortues enfouies sont (très) difficilement détectables. Bien que cela concerne les individus vivants comme les morts, ce biais peut davantage concerner les individus morts, les vivants étant les seuls susceptibles de quitter leur refuge après l'incendie.
- 2) Des individus survivants ont pu rapidement rejoindre des zones non brûlées et non prospectées.
- 3) Les milieux ouverts ont concentré l'essentiel de l'effort de prospection et ont été prospectés plus tôt que les milieux fermés pour des raisons de sécurité.
- 4) Le rôle des charognards (oiseaux, sangliers, renards) sont susceptibles de faire disparaître les carapaces et ainsi engendrer une sous-estimation de la mortalité.
- 5) Le caractère urgent de la situation et la priorité donnée aux sauvetages n'ont pas permis la mise en place d'un échantillonnage davantage robuste d'un point de vue statistique (ex : échantillonnage aléatoire, Tomas *et al.* 2021).

Néanmoins nous estimons minime l'impact de ces biais notamment grâce à la rapidité d'action, la forte pression d'observation et la couverture

complète des zones de prospection. La mortalité observée se stabilise relativement rapidement dans les 5 jours qui ont suivi le début de l'incendie, ce qui montre que la pression d'observation a été efficace. De plus, le suivi par radiopistage des individus survivants (n=13) après l'incendie ne montre pas de déplacements anormaux vers des zones refuges (données non publiées). Il n'y a pas eu d'impact des charognards sur les carapaces suivies lors de la première semaine après le début de l'incendie. Nous avons en revanche constaté la disparition de 20 % des cadavres le 13^{ème} jour. Nous pouvons donc imaginer à partir du 8^{ème} jour (25 août), une sous-estimation du calcul de mortalité de 20 % jusqu'au 13^{ème} jour de prospection (31 Août) a minima.

Perspectives

Cette étude est une première étape visant à évaluer l'incidence globale d'un feu. Des suivis par Capture-Marquage-Recapture ou par la méthode de « site occupancy » seront nécessaires pour évaluer l'impact final des incendies sur les populations (Royle 2006, Couturier *et al.* 2014, 2019, Lecq *et al.* 2014). Des blessures non apparentes (e.g. organes touchés par l'inhalation de la fumée), peuvent en effet occasionner la mort des individus des semaines ou des mois après l'incendie, réduire les performances individuelles (e.g. incapacité à la reproduction) et finalement impacter la dynamique des populations (Esque *et al.* 2003, Lecq *et al.* 2014, Ballouard *et al.* 2021, Gutiérrez & de Miguel 2021). De plus, la survie des individus épargnés par le feu peut être également impactée au cours des mois qui suivent cet événement, étant donné le fort impact de l'incendie sur le milieu occasionnant une perte des refuges et des ressources alimentaires.

Le suivi des individus par radio-tracking permettra de connaître précisément le rôle de facteurs comme la survie à court terme, la prédation, l'émigration vers des zones non brûlées, la disponibilité des sites de ponte, etc.

Bien que cette étude soit ciblée sur la RNNPM, il sera utile d'évaluer plus précisément l'impact du feu sur d'autres sites. Par exemple sur les communes de Cogolin et de Grimaud, où des prospections suggèrent des taux de mortalité très élevés (90 %). Enfin, des investigations sur d'autres espèces comme la Cistude d'Europe dont l'impact du feu peut être considérable sur les populations (Cheylan & Poitevin 1998) pourront également être menées.

L'objectif de cette étude est également

de mettre en valeur l'importance des opérations de sauvetage et de recensement qui suivent un incendie. L'expérimentation menée sur les cadavres apporte un élément méthodologique important : si ces opérations sont menées dans les jours qui suivent l'incendie, la mortalité peut être estimée de façon fiable dès l'instant où la pression de prospection est suffisamment importante et bien répartie dans les différents milieux.

L'ensemble de ce type de données est important pour la mise en place de mesures conservatoires. Premièrement pour alerter l'opinion publique et les décideurs. Ensuite pour protéger des zones refuges (des coupes forestières post-incendie, par exemple) et limiter les pressions anthropiques (e.g. fréquentation touristique, pâturage, chasse) (Legge *et al.* 2021). Sur la RNNPM, la densité de tortues est faible (< à 1 individu par hectare, max 1,52 ind/ha), sachant que des densités de population bien portantes peuvent atteindre 10 individus par hectare (Hailey & Willemsen 2000, Cheylan 2001) voire plus de 50 individus par hectare pour la sous espèce *Testudo Hermannii boettgeri* (Nikolić *et al.* 2018). Il est souhaitable de mettre en place des refuges artificiels dans les habitats les plus vulnérables et dégradés (Márquez-Ferrando *et al.* 2009, Croak *et al.* 2010, Webb & Shine 2000). Des opérations de renforcement de populations sont recommandées (Ballouard *et al.* in press).

La RNNPM constitue la plus grande aire protégée d'Europe de l'Ouest favorable à la tortue d'Hermann, ce qui a justifié sa création en 2009. Cette dernière protège ainsi, en tant qu'espèce parapluie, la riche biodiversité des milieux méditerranéens de la convoitise des aménageurs et favorise ainsi la résilience de l'espèce. Il est dès lors important via des mesures appropriées de maintenir la valeur patrimoniale de cet espace sous une protection efficace des espèces qu'elle abrite.

Remerciements - Nous remercions l'ensemble de l'équipe de la RNNPM et tout particulièrement Marie-Claude Serra, Sophie Prunet, Patrick Albouy, Ann-Maïa Ridoux. Nous exprimons notre sincère gratitude à l'ensemble des volontaires qui ont participé aux opérations de sauvetage : Simon Rouot, Anthony Dupont, Anthony Dubois, Kévin Somoza, Brigitte Haranu, Céline Dekooninck, Corinne Langen, Mégane Massimo, Chantal Epinat, Karine Facon, Samia Falouti, Stéphanie Frigier, Alexandra Garner, Nathalie Weiss, Céline X, Julien Pissard, Bastien Guilbert, Bonard Am, Simon X, Nathalie Vézine, Fernando Sandoval, Stéphanie Delaeter, Sylvie Grimault, Marie Raynaud, Carole Barisone, Eric Palacino, Sylviane Pengam, Manon Decret, Laetitia Bekaert, Léa Peigne, Caroline Espla, Christine Bionda, Gérard Kevorkian, Joëlle Cavaleri, Marie Yague, Johann Lallemand, Marie Bargiel, Coline Chapet, Loïc Gener, Richard Tudela, Ludivine Bano, Florence X, Robin X, Sarah Boutard, Vanessa Garino, Jean-François Petit, Florence Schinckus, Elyne Fsy, Véronique Fernandez, Magalie Pérochain, Dozol X, David Lachal, Amélie Meunier, Franck Domart, Cécile Traisnel, Marie-Hélène Foresto, Christel Antonsanti, Lorraine

Ceccanri, Justine iros, Anaïs Feral, Aurélie Auffray, Louis Pierre Antoine, Delphine Orlando, Gina Raballi, Hervé Fouere, Anne Lapatie, Angélique Burgos, Samuel Périchon, Déborah Furtado Da Silva, Marie-Anne Henneau, Atra Tortue, Nicolas Plazanet, Chloé Bonhaume, Mathilde Quatarone, Brigitte Ventre, Mathias Perez, L'association animale for eve 83, l'Entreprise Colas, Catherine Louise Michel, Theo X, Walter X, Shamgar Brook, Audrey Lallemand, Fabien Rozec, Fanny Bénard, Pascal Rabaland, Emma Hermann, Marie Valbonetti, Nina Bresciani, Céline Senecaut, Estelle Di Costanzo, Bastien Le Mort, Véronique Le Mort, Frédéric Le Mort, Juliette Dedet, Adriana Vogelbein, Simon Sauzade, Alix Thiebault, Marion Girardier, Manon Laqueuille, Célestine Robert, Thomas Degraeve, Justine Pelletier, Luc Souret, Sylvie Levesque, Héloïse Robin. Nous remercions Albert Bertolero, Marc Cheylan et Xavier Santos qui ont permis d'améliorer la qualité de ce manuscrit.

RÉFÉRENCES

Ballouard J.-M., Caron S., Lafon T., Servant L., Devaux B. & Bonnet X. (2013). Fibrocement slabs as useful tools to monitor juvenile reptiles: a study in a tortoise species. *Amphibia-Reptilia*, **34**(1): 1-10.

Ballouard J.-M., Conord M., Johany A., Jardé N., Caron S., Deleuze S. & Bonnet X. (2020). Is popularity a double-edged sword? Children want to protect but also harvest tortoises. *The Journal of Environmental Education*, **51**(5): 347-360.

Ballouard J. M., Motteau E., Fosseries G., Kouyoumdjian L., Porco L., Geoffroy D., Moussay C. & Caron S. (2021). Potentiel de recolonisation après incendie de la tortue d'Hermann *Testudo hermanni hermanni* aux caps Lardier et Taillat (Provence, France) : une approche comportementale. *Scientific Reports of Port-Cros National Park*, **35**: 15-42.

Ballouard J.M., Caron S. & Bonnet X., in press. Successful translocations of the Hermann's Tortoise (*Testudo hermanni hermanni*) offer promising approach to restore populations after fire. Pages xx-xx in S.C. Walls and K.M. O'Donnell, editors. *Strategies for Conservation Success in Herpetology*. Society for the Study of Amphibians and Reptiles, University Heights, OH, USA.

Bertolero A., Cheylan M., Hailey A., Livoreil B. & Willemsen R.E. (2011). *Testudo hermanni* (Gmelin 1789) Hermann's Tortoise. In A.G.J. Rhodin, P.C.H. Pritchard, P.P. van Dijk, R.A. Saumure, K.A. Buhlmann, J.B. Iverson, R.A. Mittermeier, eds, *Conservation Biology of Freshwater Turtles and Tortoises: A Compilation Project of the IUCN/SSC Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group*.

Catalán B., Sauri D. & Serra P. (2008). Urban sprawl in the Mediterranean? Patterns of growth and change in the Barcelona Metropolitan Region 1993-2000. *Landscape and Urban Planning*, **85**: 174-184. doi:10.1016/j.landurbplan.2007.11.004

Catard A., Tartary P. & Camouin H. (2010). Impacts, conservation et restauration post-incendie des habitats de la tortue d'Hermann. Rapport d'étude / Conservation post-incendie des habitats de tortue d'Hermann / CEEP : juin 2010 ; 52p.

Caron S. & Ballouard J.-M. (2018). Bilan d'activité - Convention relative à l'utilisation de dons perçus par le Conservatoire du littoral dans le cadre d'une soirée caritative en faveur de la restauration des sites incendiés

du site naturel de Cap Taillat sur Ramatuelle. Rapport au Conservatoire du littoral, 49 p

Celse J., Catard A., Caron S., Ballouard J.-M., Roux A., Cheylan M. & Bosc V. (2018). Plan national d'actions «Tortue d'Hermann» 2018-2027. Conservatoire d'Espaces Naturels de Provence-Alpes-Côte d'Azur, Le Luc, 120 p

Chergui B., Fahd S. & Santos X. (2019a). Are reptile responses to fire shaped by forest type and vegetation structure? Insights from the Mediterranean basin. *Forest Ecology and Management*, **437**: 340-347.

Chergui B., Rodríguez-Caro R.C., Gracia E., Fahd S. & Santos X. (2019b). Population density of the spur-thighed tortoise *Testudo graeca* declines after fire in north-western Africa. *PLoS ONE* **14**(8): e0220969. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0220969>.

Cheylan M. (1984). The true status and future of Hermann's Tortoise *Testudo hermanni robertmertensi* Wermuth 1952 in Western Europe. *Amphibia-Reptilia*, **5** : 17-26.

Cheylan M. (1981). Biologie et écologie de la Tortue d'Hermann *Testudo hermanni* (Gmelin, 1789). Contribution de l'espèce à la connaissance des climats quaternaires de la France. Mémoires et Travaux de l'Institut de Montpellier 13, Ecole Pratique des Hautes Etudes, Montpellier, 404 pp.

Cheylan M. (2001). *Testudo hermanni* Gmelin, 1789 - Griechische Landschildkröte. In U Fritz, ed, *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*. Band 3/IIIA: Schildkröten I. Aula-Verlag, Wiebelsheim, pp 179-289.

Cheylan M., Couturier T. & Astruc G. (2008). Impact des incendies sur la tortue d'Hermann : Résultats des études menées dans le Var. Rapport final, décembre 2008, Direction Régionale de l'Environnement, Provence-Alpes-Cotes d'Azur, 39p.

Cheylan M, Catard A, Livoreil B, & Bosc V. (2009). Plan national d'actions en faveur de la Tortue d'Hermann *Testudo hermanni hermanni*. Direction régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement Provence-Alpes-Côte d'Azur, Aix-en-Provence, 148 pp

Cheylan M., & Poitevin F. (1998). Impact of fire on a population of European pond turtles (*Emys orbicularis*) in southeastern France. *Mertensiella*, **10**: 67-82.

Couturier T., Guérette E., Cheylan M. & Besnard A. (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): 541-545.

Couturier T., Besnard A., Bertolero A., Bosc V., Astruc G. & Cheylan M. (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**: 177-187.

Couturier T., Geoffroy D., Jailloux A. & Besnard A., (2019). Dynamique de reconquête de la faune et de la flore après incendie du Cap Lardier dans le Parc national de Port-Cros. Rapport méthodologique, protocole version 1. Coopération AFB-CEFE. 49 pages.

- Croak B. M., Pike D. A., Webb J. K. & Shine R. (2010). Using artificial rocks to restore nonrenewable shelter sites in human-degraded systems: colonization by fauna. *Restoration Ecology*, **18**(4): 428-438.
- DDTM, (2021). Direction départementale des territoires et de la mer du Var https://draaf.paca.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/CRFB_16nov21_Annexe_2-2-feu-massif-des-Maures_cle0b761c.pdf Commission régionale de la forêt et du bois - 16 novembre 2021 - Préfecture de Région , présentation ppt.
- Engstrom R. T. (2010). First-order fire effects on animals: Review and recommendations. *Fire Ecology*, **6**(1): 115-130. <https://doi.org/10.4996/fireecology.0601115>
- Esque T. C., Schwalbe C. R., Defalco L. A., Duncan R. B. & Hughes T. J. (2003). Effects of desert wildfires on desert tortoise (*Gopherus agassizii*) and other small vertebrates. *The Southwestern Naturalist*, **48**(1): 103-111.
- Felix J., Capalleres X., Budó J. & Farré M. (1989). Estructura de una poblacion de tortuga mediterranea (*Testudo hermanni robertmertensi*, Wermuth), antes y despues de un incendio forestal. *Treballs Societat Ictiologia Herpetologi*, **2**: 210-223.
- Franch M., Budo J., Capalleras X. & Carbonell D., Felix J., Mascort R. & Lorrente G.A. (2001). Consequences of the forest fire of the 6th of august on a population of western Hermann's tortoise (*Testudo hermanni*) from massif de l'Albera; Northern Iberian peninsula. *Chelonii*, **3**: 226-229.
- Gutiérrez J. & de Miguel J. (2021). Fires in nature: A review of the challenges for wild animals. *European Journal of Ecology*: **7**(1). <https://doi.org/10.17161/euroj ecol.v7i1.14643>
- Jolly C. J., Dickman C. R., Doherty T. S., van Eeden L. M., Geary W. L., Legge S. M., Woinarski J. C. Z & Nimmo D. G. (2022). Animal mortality during fire. *Global Change Biology*, **28**(6): 2053-2065
- Jones M. T., Willey L. L., Mays J. D. & Dodd Jr. C. K. (2021). Wildfire, depredation, and synergistic management challenges contribute to the decline of a significant population of florida box turtles (*Terrapene bauri*). *Chelonian Conservation and Biology*, **20**(2): 200-210.
- Koprowski J. L., Leonard K. M., Zugmeyer C. A. & Jolley J. L. (2006). Direct Effects of Fire on Endangered Mount Graham Red Squirrels. *The Southwestern Naturalist*, **51**: 59-63. Doi:10.1894/0038-4909(2006)51[59:deofoe]2.0.co;2
- Hailey A. (2000). The effects of fire and mechanical habitat destruction on survival of the tortoise *Testudo hermanni* in northern Greece. *Biological Conservation*, **92**: 321-333.
- Hailey A. & Willemsen R. E. (2000). Population density and adult sex ratio of the tortoise *Testudo hermanni* in Greece: evidence for intrinsic population regulation. *Journal of Zoology*, **251**(3): 325-338.
- Harris K. A., Clark J. D., Elmore R. D. & Harper C. A. (2020) Direct and indirect effects of fire on eastern box turtles. *The Journal of Wildlife Management*, **84**(7): 1384-1395. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21920>
- Hovick T. J., McGranahan D. A., Elmore R. D., Weir J. R. & Fuhlendorf S. D. (2017) Pyric-carnivory: Raptor use of prescribed fires. *Ecology and Evolution*, **7**(21): 9144-9150.
- Lecq S., Ballouard J.-M., Caron S., Livoreil B., Seynaeve V., Matthieu L. A. & Bonnet, X. (2014). Body condition and habitat use by Hermann's tortoises in burnt and intact habitats. *Conservation Physiology*, **2**(1). <https://doi.org/10.1093/conphys/cou019>.
- Legge S., Woinarski J. C., Scheele B. C., Garnett S. T., Lintermans M., Nimmo D. G., Whiterod N.S., Southwell D.M., Ehmke G., Buchan A., Gray J., Metcalfe D.J., Page M., Rumpff, L., van Leeuwen S., Williams D., Ah Yong S.T., Shapple D.J. Cowan M., Hossain Md. A., Kennard M., Macdonald S., Moore H., Marsh J., McCormack R.B., Michael D., Mitchell N., Newell D., Raadik T.A. & Tingley, R. (2021) Rapid assessment of the biodiversity impacts of the 2019-2020 Australian megafires to guide urgent management intervention and recovery and lessons for other regions. *Diversity and Distributions*, **28**(3): 571-591.
- Lindenmayer D., Blair D., McBurney L., Banks S. & Bowd E. (2021). Ten years on—a decade of intensive biodiversity research after the 2009 Black Saturday wildfires in Victoria's Mountain Ash forest. *Australian Zoologist*, **41**(2): 220-230.
- Livoreil B. (2009). Distribution of the endangered Hermann's tortoise *Testudo hermanni hermanni* in Var, France, and recommendations for its conservation. *Oryx*, **43**: 299-305.
- Lunney D., Gresser S. M., Mahon P. S., & Matthews A. (2004). Post-fire survival and reproduction of rehabilitated and unburnt koalas. *Biological Conservation*, **120**(4): 567-575
- Márquez-Ferrando R., Pleguezuelos J. M., Santos X., Ontivero, D., & Fernández-Cardenete J. R. (2009). Recovering the reptile community after the mine-tailing accident of Aznalcóllar (Southwestern Spain). *Restoration Ecology*, **17**(5): 660-667.
- Moreira F. & Russo D. (2007). Modelling the impact of agricultural abandonment and wildfires on vertebrate diversity in Mediterranean. *European Landscape Ecology*, **22**: 1461-1476.
- Nikolić S., Golubović A., Bonnet X., Arsovski D., Ballouard J., Ajtić R., SteriJovski B., Iković V., Vujović A. & Tomović L. (2018). Why an apparently prosperous subspecies needs strict protection: The case of *Testudo hermanni boettgeri* from the central Balkans. *Herpetological Conservation Biology*, **13**(3): 673-690.
- Nimmo D. G., Avitabile S., Banks S. C., Bliege Bird R., Callister, K., Clarke M. F., Dickman C.R., Doherty T.S., Driscoll D.A., Greenville A.C., Haslem A. Kelly L.K., Kenny S.A., Lahoz-Monfort J.J., Lee C., Leonard S., Moore H., Newsome T.M., Parr C.L., Ritchie E., Schneider K., Turner J.M., Watson S., Westbrooke M., Wouters M., White M. & Bennett, A. F. (2019). Animal movements in fire-prone landscapes. *Biological Reviews*, **94**(3): 981-998.
- Pausas J.G., Llovet J., Rodrigo A. & Vallejo R. (2009). Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? – A review.

International journal of wildland fire, **17**(6): 713-723.

Pausas J. G. & Parr C. L. (2018). Towards an understanding of the evolutionary role of fire in animals. *Evolutionary Ecology*, **32**(2): 113-125.

Prométhée (2021) La banque de données sur les incendies de forêts en région méditerranéenne en France. <http://www.promethee.com/>

Rodrigo A., Retana J. & Picó F.X. (2004). Direct regeneration is not the only response of Mediterranean forests to large fires. *Ecology*, **85**(3): 716-729.

Royle J. A. (2006). Site occupancy models with heterogeneous detection probabilities. *Biometrics*, **62**(1): 97-102.

Santos X. & Cheylan M. (2013). Taxonomic and functional response of a Mediterranean reptile assemblage to a repeated fire regime. *Biological Conservation*, **168**: 90-98.

Santos X. & Poquet J. M. (2010). Ecological succession and habitat attributes affect the postfire response of a Mediterranean reptile community. *European Journal of Wildlife Research*, **56**(6): 895-905.

Sanz-Aguilar A., Anadón J.D., Giménez A., Ballestar R., Graciá E. & Oro D. (2011). Coexisting with fire: the case of the terrestrial tortoise *Testudo graeca* in mediterranean shrublands. *Biological Conservation*, **144**: 1040-1049.

Sibeaux A., Michel C. L., Bonnet X., Caron S., Fournière K., Gagno S. & Ballouard J. M. (2016). Sex-specific ecophysiological responses to environmental fluctuations of free-ranging Hermann's tortoises: implication for conservation. *Conservation physiology*, **4**(1). <https://doi.org/10.1093/conphys/cow054>.

SOPTOM (2019) Note de suivi post-incendie. Feu du 8 septembre 2019, Site de Les Capelles à Gonfaron. 5p.

Syphard A. D., Radeloff V. C., Hawbaker T. J. & Stewart S. I. (2009). Conservation threats due to human-caused increases in fire frequency in Mediterranean-climate ecosystems. *Conservation Biology*, **23**(3): 758-769.

Tomas W.M., Berlinck C.N., Chiaravalloti R. M., Faggioni G.P., Strussmann C., Libonati R., Abrahã, C.R., Alvarenga G. D. V., Bacellar A.E.D.F., Batista F.R.D.Q., Bornato T.S., Camilo A. R., Castedo, J., Fernando A.M E., de Freitas G.O., Garcia C. M., Gonçalves H.S., Guilherme M. B.D.F., Layme V.M.G. & Morato R. (2021). Distance sampling surveys reveal 17 million vertebrates directly killed by the 2020's wildfires in the Pantanal, Brazil. *Scientific reports*, **11**(1): 1-8.

Vernes K. (2000). Immediate effects of fire on survivorship of the northern bettong (*Bettongia tropica*): an endangered Australian marsupial. *Biological Conservation*, **96**(3): 305-309.

Vujović A., Iković V., Golubović A., Đorđević S., Pešić V. & Tomović L. (2015). Effects of fires and Roadkills on the isolated population of *Testudo hermanni* Gmelin, 1789 (Reptilia: Testudinidae) in central Montenegro. *Acta Zoologica Bulgaria*, **67**(1): 75-84.

Webb J.K. & Shine R. (2000). Paving the way for habitat restoration: can artificial rocks restore degraded habitats of endangered reptiles?. *Biological Conservation*, **92**(1): 93-99.

Whelan R. J., Rodgerson L., Dickman C. R. & Sutherland E. F. (2002). Critical life cycles of plants and animals: Developing a process-based understanding of population changes in fire-prone landscapes. In R.A. Bradstock, J.E. Williams, & A.M. Gill (Eds.), *Flammable Australia: The fire regimes and biodiversity of a continent* (pp. 94-124). Cambridge University Press

Date de soumission : lundi 21 novembre 2022

Date d'acceptation : mardi 6 juin 2023

Date de publication : lundi 28 août 2023

Editeur-en-Chef : Jérémie SOUCHET

Editeur associé : Julien RENET

Relecteur : Philippe GENIEZ