



HAL
open science

Spécificités écologiques des emprises militaires dans le réseau Natura 2000 : paysages, habitats et conservation

Pascaline Caudal

► To cite this version:

Pascaline Caudal. Spécificités écologiques des emprises militaires dans le réseau Natura 2000 : paysages, habitats et conservation. Environnement et Société. Université de Bretagne occidentale - Brest, 2023. Français. NNT : 2023BRES0082 . tel-04559673

HAL Id: tel-04559673

<https://theses.hal.science/tel-04559673>

Submitted on 25 Apr 2024

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THESE DE DOCTORAT DE

L'UNIVERSITE
DE BRETAGNE OCCIDENTALE

ECOLE DOCTORALE n° 645
Espaces, Sociétés, Civilisations
Spécialité : Environnement

Par

Pascaline CAUDAL

**Spécificités écologiques des emprises militaires dans le réseau Natura
2000 : Paysages, Habitats et Conservation**

Thèse présentée et soutenue à Brest, le 08 Décembre 2023

Unité de recherche : Laboratoire Géoarchitecture, Territoires, Urbanisation, Biodiversité, Environnement

Rapporteurs avant soutenance :

Déborah CLOSSET Maître de conférences, HDR, EDYSAN, Université de Picardie Jules Verne
Francis ISSELIN-NONDEDEU Maître de conférences, HDR, UMR CNRS CITERES, Université de Tours

Composition du Jury :

Présidente de Jury : Emmanuelle CAM Professeure des Universités, UMR 6539 CNRS, LEMAR, Université de Bretagne Occidentale

Examineurs : Isabelle COMBROUX Professeure des Universités, LIVE, Université de Strasbourg
Déborah CLOSSET Maître de conférences, HDR, EDYSAN, Université de Picardie Jules Verne
Francis ISSELIN-NONDEDEU Maître de conférences, HDR, UMR CNRS CITERES, Université de Tours
Pierre JAY-ROBERT Professeur des Universités, UMR CNRS CEFE, Université Paul-Valéry, Montpellier 3
Servane LEMAUVIEL-LAVENANT Maître de conférences, HDR, UMR INRAE-UNICAEN 950 EVA, Université de Caen
Julien PETILLON Professeur des Universités, UMR CNRS ECOBIO, Université de Rennes

Dir. de thèse : Sébastien GALLET Maître de conférences, HDR, Laboratoire Géoarchitecture, Université de Bretagne Occidentale

COLLEGE

ESPACES

DOCTORAL

SOCIETES

BRETAGNE

CIVILISATIONS

UBO

Université de Bretagne Occidentale

THESE DE DOCTORAT DE

L'UNIVERSITE
DE BRETAGNE OCCIDENTALE

ECOLE DOCTORALE n° 645
Espaces, Sociétés, Civilisations
Spécialité : Environnement

Par

Pascaline CAUDAL

**Spécificités écologiques des emprises militaires dans le réseau
Natura 2000 : Paysages, Habitats et Conservation**

Thèse présentée et soutenue à Brest, le 08 Décembre 2023

Unité de recherche : Laboratoire Géoarchitecture

Rapporteurs avant soutenance :

Déborah CLOSSET Maître de conférences, HDR, EDYSAN, Université de Picardie Jules Verne
Francis ISSELIN-NONDEDEU Maître de conférences, HDR, UMR CNRS CITERES, Université de Tours

Composition du Jury :

Présidente de Jury : Emmanuelle CAM

Examineurs : Isabelle COMBROUX
Déborah CLOSSET
Francis ISSELIN-NONDEDEU
Pierre JAY-ROBERT

Servane LEMAUVIEL-LAVENANT

Julien PETILLON

Professeure des Universités, UMR 6539 CNRS, LEMAR, Université de Bretagne Occidentale

Professeure des Universités, LIVE, Université de Strasbourg
Maître de conférences, HDR, EDYSAN, Université de Picardie Jules Verne
Maître de conférences, HDR, UMR CNRS CITERES, Université de Tours
Professeur des Universités, UMR CNRS CEFE, Université Paul-Valéry, Montpellier 3

Maître de conférences, HDR, UMR INRAE-UNICAEN 950 EVA, Université de Caen

Professeur des Universités, UMR CNRS ECOBIO, Université de Rennes

Dir. de thèse : Sébastien GALLET

Maître de conférences, HDR, Laboratoire Géoarchitecture, Université de Bretagne Occidentale



REMERCIEMENTS

Je souhaite dans un premier temps remercier le ministère des Armées pour son investissement tant financier et administratif, qu'humain et technique qui a participé au bon déroulement de cette thèse. Ainsi, je remercie plus particulièrement Rozenn Le Touze, Nabila Guilleux, Margot Houalet et Tonin Sancelme pour leur implication plus ou moins récente dans ce projet et sa création.

Ce projet de thèse n'aurait jamais pu être réalisé sans l'investissement de Perrine Paris. Je te remercie pour ton implication dès le montage du projet Life NaturArmy et d'avoir écouté une petite voix, en 2016, qui proposait de faire intervenir plus de chercheurs sur les projets Life du ministère des Armées.

Comme de nombreux projets de thèse, celle-ci est ancrée dans un cadre partenarial important. C'est pourquoi je souhaite remercier tous les partenaires qui ont contribué à la réalisation de cette thèse pendant 4 ans. Merci à la Fédération des Conservatoires d'Espaces Naturels (CEN), pour le co-encadrement du Life aux côtés du ministère des Armées. Merci plus particulièrement à Thomas Stannard, Manon Viel et Grégory Garandeau pour votre accompagnement à distance mais aussi lors de nos diverses rencontres, je pense particulièrement au congrès des CENs et à la Belgique.

Je tiens aussi à remercier les partenaires locaux. Merci aux camps et champs de tirs d'Auvours, d'Avon, du Linès, de Montmorillon, de Romorantin et de Suippes de m'avoir ouvert vos portes. Je tiens donc à remercier les différents chefs de camp, officiers des tirs, pionniers et référents environnement pour votre accueil et parfois votre accompagnement sur le terrain. Vos connaissances des terrains militaires m'auront été d'une grande aide. Merci aussi aux CEN locaux pour votre engagement, pour les discussions enrichissantes mais aussi parfois votre engagement physique dans la réalisation de mes inventaires. Ainsi, merci à Adrien, Antoine, Julie, Julien et Justine (qui je l'espère ne me tient pas rigueur de la longue journée de pose de barbers).

Mes remerciements vont aussi aux rapporteurs, Déborah Closset et Francis Isselin-Nondedeu, et aux examinateurs, Isabelle Combroux, Pierre Jay-Robert et Servane Lemauiel-Lavenant qui ont accepté d'évaluer mon travail.

J'en viens ensuite naturellement à remercier mon directeur de thèse Sébastien Gallet (la petite voix derrière la demande de 2016). Merci pour l'encadrement que tu m'as apporté et pour la confiance et la liberté que tu m'as accordées. Merci de m'avoir poussée lorsque tu sentais que c'était nécessaire et surtout merci de t'être retenu de me pousser lorsque tu sentais que ce n'était pas le bon moment.

J'en profite pour remercier l'équipe du Laboratoire Géoarchitecture : Territoires, Urbanisation, Biodiversité, Environnement pour l'accueil bienveillant et les conseils apportés par chacun. Un grand merci à Laurence pour sa disponibilité. Ta porte m'a toujours été grande ouverte. Promis, à partir de maintenant tu n'auras plus à me réserver des déplacements tous plus compliqués les uns que les autres. Malgré ta charge de travail conséquente tu as toujours été à mon écoute.

Merci aussi aux autres copains du Laboratoire pour tous les échanges (plus ou moins sérieux) et l'ambiance à la fois studieuse et dissipée. Manu, merci pour les discussions et échanges de mangas, de recettes de cuisines pour ta bienveillance et ton aide précieuse sur plein de sujets. Gambatte pour la fin de ta thèse. Corentin, merci pour ta gentillesse (oui je sais, je copie sur Jonathan). Merci pour ton aide régulière depuis ton arrivée et pour les relectures et corrections de la thèse.

J'en profite aussi pour remercier l'équipe pédagogique et technique du département de Biologie qui m'a soutenu lors de mes premiers enseignements en monitorat : Myriam, Nathalie, Reynald, Manon, Cécile, Solène, Thomas, Xavier ... Merci aussi aux différents ATER qui ont croisé ma route et ont partagé avec moi leurs propres expériences de thèse : Juliet, Eliane et Guillaume. Vous avez tous pris des routes différentes qui prouvent bien qu'on a un avenir après la thèse ;)

Il y a aussi les différents stagiaires qui sont passés par le laboratoire pendant ma thèse et qui pour certains sont restés un peu plus longtemps profiter du beau temps Brestois : Alexina, Marie, Chloé, Morgan, Ophélie, Damien, etc. mais aussi Louison. J'ai une pensée particulière aux stagiaires que j'ai encadrés. Merci à Anna, Iwein, Dara, Corentin, Mallaury et Marie pour le temps incroyable que vous avez passé à m'accompagner sur le terrain et surtout à trier des barbers plus ou moins odorants. Merci aussi à Emma et Gabrielle pour avoir passé des heures à écouter et réécouter des militaires parler « d'écologie » afin de retranscrire au mieux leurs discours. Sans votre travail à tous et votre aide, ma thèse ne serait pas la même.

Certaines personnes ont été pour moi des sources d'inspirations lorsque j'ai choisi de postuler sur ce sujet de stage. Sandrine, sans toi je n'aurais pas pu découvrir deux mondes très particuliers : les terrains militaires et les projets Life. Je te remercie grandement de m'avoir accepté en stage à tes côtés un jour de Janvier 2017. Tu as su me voir et me faire évoluer, mon expérience à tes côtés a été le début d'une nouvelle aventure. Pauline, j'ai fièrement pris ta place de « Thésarde de Sébastien ». J'ai profité dès que possible de tes conseils sur le déroulement de la thèse et malgré nos discussions de début de thèse sur le syndrome de l'imposteur et la culpabilité de ne pas toujours être efficace, ces deux compagnons de routes m'auront suivi jusqu'à la fin. Et désolée, mais nous n'avons pas tenu la relève du café du dimanche, cette tradition n'est plus.

Il me reste à remercier les copains qui m'ont soutenue et permis de décompresser pendant de nombreuses soirées. A tous les écureuils, merci pour tous ses moments partagés, merci d'avoir écouté mes plaintes quand ça n'allait pas et merci pour les rires assurés sur notre conservation. Votre présence à mes côtés même à l'autre bout de la France a été d'un grand réconfort. J'aimerais aussi remercier mes petits-enfants les chevreuils, je suis reconnaissante d'avoir pu tous vous découvrir le temps d'un voyage et d'avoir noué des liens avec vous.

Enfin bien évidemment, je ne serais pas là sans ma famille. Merci à vous papa et maman de m'avoir toujours laissé faire mes propres choix d'études. S'il y a 11 ans, vous ne m'aviez pas accompagnée dans mon déménagement brestois, je n'aurais probablement pas eu le cursus actuel dont je suis fière aujourd'hui. Justine, je crois que tu as été un de mes plus grands soutiens pendant cette thèse. Tu réalises la portée de mon travail et as toujours eu un petit mot pour connaître mon état de fatigue et d'avancement. Merci à toi et à Arthur pour les moments de réconfort familial passés chez vous. Tristan, merci pour les pauses naturalistes que tu as su m'apporter, que ce soit par messages ou en direct le temps de quelques ballades. Merci à toi et à Flo pour les petites pauses tourangelles. Et surtout merci aux petits nouveaux de la famille : Marie-Ursuline, Raoulette et Bigorneau vos petites bouilles (surtout en photos) ont illuminé mes journées.

Je souhaite aussi remercier ma deuxième famille : Soizic et JB, vous avez été un soutien tout au long de ma thèse ; Amy et Rory merci pour les nombreux câlins.

Finalement, merci Chou, Axel, mon cœur. Tu as su me supporter pendant 4 ans de thèse et me réconforter dans mes moments de doutes. Merci pour tes précieux conseils en statistiques et les nombreuses discussions sur nos sujets de thèse respectifs. Ça fait maintenant 10 ans que tu m'accompagnes dans ma vie et que tu m'encourages dans mes projets professionnels. Merci d'être à mes côtés.

(P.S. Merci à la COVID d'être intervenue en 2020 pour bouleverser nos vies et mon programme de thèse.)

Quand un problème vous semble insoluble, alors prenez de la hauteur. Ne regardez plus ce qui est petit, regardez l'ensemble, passez du micro au macro.

Maxime Chattam

*Et octobre vient de passer en coup d'vent
Une autre année où je n'ai pas pris le temps
De voir l'automne s'effeuiller tranquillement*

Les Cowboys Fringants

Partie I.	INTRODUCTION GENERALE.....	13
I.1.	Contexte général	15
I.2.	Cadre partenarial : le projet Life NaturArmy.....	16
I.2.1.	Historique des partenariats entre ministère des Armées et gestionnaires de l'environnement.....	16
I.2.2.	Le life Défense Nature 2mil.....	17
I.2.3.	Un manque de connaissance et de reconnaissance.....	17
I.2.4.	Le Life NaturArmy	18
I.3.	Cadre théorique et conceptuel	20
I.3.1.	Cadre conceptuel et questions de recherches	20
I.4.	État des connaissances.....	23
I.4.1.	Introduction	23
I.4.2.	Approach.....	26
I.4.3.	Findings	27
I.4.4.	Discussion.....	32
I.4.5.	Conclusion.....	41
I.5.	Cadre géographique	43
I.5.1.	Sélections des sites d'études	43
I.5.1.	Choix des sites et milieux : contraintes liées à l'activité militaire	44
I.5.2.	Description des sites d'études	46
I.5.3.	Milieux pris en compte : caractéristiques.....	56
I.5.4.	Données existantes sur les sites d'études	60
Partie II.	INFLUENCE DES ACTIVITES MILITAIRES SUR LA DYNAMIQUE PAYSAGERE	65
II.1.	Introduction.....	67
II.2.	Matériel et méthode	69
II.2.1.	Sites d'études.....	69
II.2.1.	Source des données	71
II.2.2.	Analyses spatiale et statistiques des données.....	73
II.3.	Résultats.....	75
II.3.1.	Camp d'Auvours.....	75
II.3.2.	Camp d'Avon	79
II.3.3.	Camp de Montmorillon.....	83
II.4.	Discussion.....	86
II.4.1.	Des modifications du paysage induites par les activités humaines.....	86
II.4.2.	Les emprises militaires favorisent la fermeture des milieux non utilisés...	87
II.4.3.	Un maintien des milieux ouvert induit par les activités militaires	88
II.4.4.	Des sites Natura 2000 qui suivent les trajectoires générales d'évolution d'occupation des sols	88
Partie III.	BIODIVERSITE DES TERRAINS MILITAIRES : CARACTERISTIQUES ET SPECIFICITES.....	91
Introduction :	93

III.1.	Comparaison des réponses des carabes et de la végétation aux spécificités de gestion des terrains militaires en Natura 2000 dans différents habitats boisés	93
III.1.1.	Introduction	93
III.1.2.	Matériel et méthode	95
III.1.3.	Résultats	101
III.1.4.	Discussion	114
III.2.	Diversité et structure de la végétation des milieux dunaires	120
III.2.1.	Introduction	120
III.2.2.	Matériel et méthodes	122
III.2.3.	Résultats	124
III.2.4.	Discussion	131
III.3.	Contribution of military training areas for the conservation of dry grasslands	136
III.3.1.	Introduction	136
III.3.2.	Materials and Methods	138
III.3.3.	Results	142
III.3.4.	Discussion	146
Partie IV.	EVALUATION DE L'ÉTAT DE CONSERVATION	150
IV.1.	Introduction	152
IV.2.	Matériel et méthodes	159
IV.2.1.	Évaluation de l'état de conservation des milieux boisés	160
IV.2.2.	Évaluation de l'état de conservation des milieux ouverts	162
IV.3.	Résultats	166
IV.3.1.	État de conservation des milieux boisés	166
IV.3.2.	État de conservation des milieux ouverts	170
IV.4.	Discussion	172
Partie V.	DISCUSSION GENERALE	178
	CONCLUSION GENERALE	190
	REFERENCES	192

Partie I. INTRODUCTION GENERALE



I.1. CONTEXTE GENERAL

Le dernier bilan de l'IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services), indique un déclin rapide de la biodiversité qui a été altérée par de multiples facteurs humains. Près de 70 % de la surface terrestre est altérée de manière significative. Le principal facteur de dégradation des écosystèmes terrestres est le changement d'utilisation des terres dû à l'agriculture, l'exploitation forestière et l'urbanisation (Diaz et al., 2019).

Depuis l'adoption de la convention sur la diversité biologique (CDB) en 1992 lors du sommet de la terre à Rio de Janeiro, plusieurs pays ont mis en place des plans d'actions et stratégies nationales pour la biodiversité afin d'intégrer la conservation de la biodiversité au sein des politiques gouvernementales (Coffey et al., 2023).

Dans ce contexte, en 1992 l'Union européenne a adopté la directive « Habitat, Faune Flore » (DHFF, directive 92/43/CEE), qui liste des habitats et espèces « d'intérêt communautaire » et instaure le réseau Natura 2000. Ce réseau, doit assurer le maintien ou, le cas échéant, le rétablissement, dans un état de conservation favorable, des habitats naturels et habitats d'espèces listés dans la DHFF (Zones Spéciales de Conservation, ZSC) mais aussi dans la directive « Oiseaux » (Directive 79/409/CEE, Zones de protection spéciale, ZPS). En France le réseau couvre actuellement 13% du territoire terrestre métropolitain au sein de 1766 sites.

Plus récemment, en France, deux Stratégies nationales pour la biodiversité (SNB) ont été élaborées (2004-2010, 2011-2020), une troisième doit être adoptée définitivement fin 2023 (SNB 3 - 2023-2030). Le bilan de la SNB 2011-2020 indique que les pressions affectant la biodiversité en France n'ont pas été réduites significativement pour aboutir aux résultats attendus. Cette stratégie manquait de cohérence et de cohésion des actions publiques et des politiques sectorielles à l'origine des pressions (Barbut et al., 2020). La SNB 3 a pour objectif de mobiliser l'ensemble des acteurs et de mettre en place une stratégie interministérielle permettant de généraliser la prise en compte de la biodiversité dans le fonctionnement des administrations de l'État (Ministère de la Transition Écologique, 2022).

Dans ce contexte, le ministère des Armées a défini sa stratégie biodiversité 2030 « La stratégie ministérielle de préservation de la biodiversité à l'horizon 2030 » en 2021. Ce ministère est le plus grand utilisateur foncier en France (275 000 ha) et a conscience du rôle qu'il doit jouer dans la préservation de la biodiversité. Il a déjà mis en place des mesures en faveur de la biodiversité, notamment en intégrant près de 20% (environ 44 000 ha) de ses terrains dans le réseau Natura 2000 afin de conserver les habitats et espèces d'intérêt communautaire qui les composent. Il a aussi porté un projet LIFE et en porte actuellement deux en faveur de la biodiversité et de sa gestion (Ministère des Armées, Secrétariat général pour l'administration, 2021).

Les terrains dont le ministère des Armées (MINARM) a la responsabilité peuvent avoir plusieurs fonctions impliquant des usages et des modes de gestion différents. Il peut s'agir des camps d'entraînements composés de différentes zones de tirs et/ou de manœuvres. Ces camps peuvent être situés en périphérie d'un camp bâti ou non. Les camps bâtis sont les zones de vie et les bâtiments administratifs des régiments qui occupent de manière pérenne ces terrains. Les terrains militaires peuvent aussi être des bases aériennes, des zones de stockage ou encore des zones de tests d'armement. Enfin, le MINARM possède aussi des terrains non utilisés. Les camps d'entraînement constituent les plus grandes surfaces.

I.2. CADRE PARTENARIAL : LE PROJET LIFE NATURARMY

Le projet Life-Gouvernance, NaturArmy¹ (2021-2024) qui vise à « Promouvoir et renforcer l'armée en tant que gestionnaire de site Natura 2000, en France et en Europe », est porté par le ministère des Armées en collaboration avec la Fédération des Conservatoires d'espaces naturels qui est le partenaire « écologique » principal du MINARM.

I.2.1. Historique des partenariats entre ministère des Armées et gestionnaires de l'environnement

En France, le ministère des Armées est affectataire près de 275 000 ha dont environ 44 486 sont inclus dans le réseau Natura 2000. Cela représente 329 sites Natura 2000 qui présentent une emprise militaire (Ministère des Armées, 2019). Le ministère s'engage dans la préservation des habitats présents sur leurs sites en s'appuyant sur des partenariats externes. En effet, le ministère des Armées possède un pouvoir de police administrative pour les Installations Classées Protection de l'Environnement (ICPE), les Installations, Ouvrages, Travaux et Activités (IOTA) relevant de sa compétence (articles L517-1 et L217-2 du Code de l'environnement, 2000, 2020). Le ministère finance par ailleurs des actions locales en faveur de l'environnement via les Fonds d'Investissement pour l'Environnement (FIE). Néanmoins, il ne pas les compétences de gestion de l'environnement (Tartary & Lechevrel, 2014).

Ainsi depuis les années 1990, des partenariats sont mis en place à l'échelle locale entre les camps et des structures de gestion de l'environnement. Puis en 2009 une première convention nationale est signée avec la Fédération des Conservatoires d'Espaces Naturels (CEN). Cette convention est reconduite en 2016 pour une durée de 10 ans. Depuis cette première convention, le MINARM a contractualisé des partenariats avec l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (depuis intégré à l'Office Français de la Biodiversité), l'Office

¹ Le programme LIFE (L'Instrument Financier pour l'Environnement) est un outil financier de la Commission européenne dédié au soutien de projets dans les domaines de l'environnement et du climat en Europe. Il a notamment participé au développement du réseau Natura 2000 en permettant la création de nouveaux sites et le développement de plans de gestion de ces sites. Pour plus d'informations : https://cinea.ec.europa.eu/programmes/life_en

National des Forêts (ONF) et le Muséum National d'Histoire Naturelle (Conservatoire d'Espaces Naturels Rhône-Alpes, 2018). Des conventions locales sont toujours mises en place et reconduites avec les CEN locaux sur près de 18 000 ha (Ministère des Armées, 2019).

1.2.2. Le life Défense Nature 2mil

Le projet Life Naturarmy fait suite à un précédent projet Life-Biodiversité, le Life Défense Nature 2mil, coordonné par le MINARM et le CEN Rhône-Alpes, en partenariat avec le CEN Corse, le CEN Provence-Alpes-Côte-d'Azur et le Syndicat mixte des gorges du Gardon. Ce précédent Life a permis de mettre en évidence que les emprises militaires, en France, sont favorables à la présence d'espèces et d'habitats d'intérêt communautaire. En effet, 96 % des habitats, 95 % des espèces animales (hors oiseaux) et 97 % des espèces d'oiseaux d'intérêt communautaire identifiés en France ont été recensés sur les emprises militaires du réseau Natura 2000 (Tartary & Lechevrel, 2014). La présence de ces espèces et habitats a été attribuée à l'absence de fréquentation humaine en dehors des activités militaires, à la préservation des emprises face à l'artificialisation des sols, à l'absence ou la diminution de l'utilisation des produits phytosanitaires et à la présence de zones d'exclusion pour toute activité humaine pour des raisons de risques pyrotechniques.

Le rapport de Tartary et Lechevrel (2014) conclut aussi sur une nécessité de formation "Natura 2000" auprès des chargés d'environnement des camps et de formation à la prévention des risques sur les terrains militaires pour les personnes extérieures aux camps. En effet, durant ce projet, une enquête a été réalisée, auprès des employés du ministère, sur le rôle environnemental du MINARM. Elle montre que bien que 53 % des enquêtés considèrent le MINARM comme un acteur de la biodiversité, 50 % ne sont pas conscients du rôle que joue l'armée dans la préservation de la biodiversité. Les différents corps d'armées n'ont pas la même vision. Certains prennent en compte la gestion de l'environnement au travers de la gestion des risques alors que d'autres considèrent la gestion de la biodiversité comme une contrainte déconnectée des questions militaires (Ministère des Armées, 2019).

1.2.3. Un manque de connaissance et de reconnaissance

Les résultats issus de l'enquête réalisée pendant le Life Défense Nature 2mil ont été confortés par une deuxième enquête réalisée, par l'Université de Bretagne Occidentale, dans le cadre du Life NaturArmy en lien avec cette thèse. Pendant cette deuxième étude 90 personnes ont été interrogées (Le Lay, 2022; Rougeot, 2022), dont 48 militaires et civils de la défense. Les autres personnes qui ont participé à l'enquête sont des élus ou des acteurs de la gestion ou préservation de la biodiversité qui exercent à proximité de camps militaires. Cette enquête avait pour but de mettre en évidence les représentations de la biodiversité et de sa gestion sur les terrains d'entraînements militaires.

En accord avec la précédente étude, 58 % des personnes interrogées ne citent pas l'armée comme étant gestionnaire de la biodiversité, c'est néanmoins le cas de la moitié des militaires interrogés. Cette méconnaissance provient en partie d'une mauvaise compréhension de ce qu'est « la gestion de la biodiversité » par les militaires. En effet, lorsqu'il leur était demandé de décrire les moyens de protéger la biodiversité sur les terrains militaires, beaucoup d'entre eux ont associé cette question au tri des déchets et au nettoyage de leurs zones d'entraînements.

De plus, il apparaît que les militaires interrogés ne connaissent pas le contexte dans lequel ils s'entraînent. Si 62 % des militaires interrogés disent connaître ou avoir entendu parler du réseau Natura 2000, très peu d'entre eux savent réellement ce qu'est ce réseau et ce que cela implique pour leurs activités. Certains militaires ont conscience que ce classement peut être bénéfique pour eux, puisqu'ils peuvent recevoir des aides matérielles et financières pour gérer les larges surfaces des terrains d'entraînement. D'autres, au contraire, s'imaginent des contraintes et des interdictions qui pourraient les empêcher de mettre en place certains entraînements.

Enfin, bien qu'ils aient conscience de la nécessité d'habitats variés et en bon état pour le bon déroulement de leurs entraînements, peu d'entre eux ont conscience de leur rôle dans la préservation de ces milieux.

1.2.4. Le Life NaturArmy

L'élaboration du Life Naturarmy part du constat que le MINARM n'est pas reconnu comme gestionnaire de l'environnement par les institutions de biodiversité ce qui l'empêche d'accéder à des programmes de soutien adaptés. Il faut donc renforcer l'organisation et les moyens du ministère des Armées sur les questions d'environnement. Au moment de l'élaboration du projet, il n'existe pas encore de stratégie ministérielle définie en matière de biodiversité (Ministère des Armées, 2019). Depuis 2021, le ministère des Armées est doté d'une stratégie ministérielle de préservation de la biodiversité à l'horizon 2030. Par cette stratégie, le « ministère des Armées s'engage résolument dans une politique visant à réduire au maximum son impact sur les espaces naturels, dans le respect de la législation, en cohérence avec ses autres politiques connexes et en veillant à préserver la capacité opérationnelle des armées. » Ainsi, elle s'appuie sur quatre objectifs (Ministère des Armées, Secrétariat général pour l'administration, 2021) :

- Améliorer la connaissance du patrimoine naturel
- Mettre en œuvre une gestion écologique efficace et adaptée des emprises
- Mettre en œuvre les moyens nécessaires
- Renforcer la coopération avec les acteurs de la biodiversité

Ces objectifs sont en accord avec ceux définis dans le Life NaturArmy puisque ce projet vise à préserver la richesse du patrimoine naturel des sites militaires en améliorant l'état de conservation des espèces et des habitats qui ont permis la justification du site Natura 2000. Il vise aussi à créer et à appliquer une stratégie nationale sur la biodiversité et à initier une réflexion au niveau européen.

Il est à noter que le life NaturArmy est un life "Gouvernance et Information" et non un life "Nature et Biodiversité" comme c'était le cas pour le life Nature Défense 2000. Ces deux types de projets n'ont pas les mêmes finalités. En effet, les LIFE "Nature et Biodiversité" visent à mettre en œuvre les directives «Oiseaux» et «Habitats, Faune, Flore» ainsi que la stratégie en faveur de la biodiversité à l'horizon 2030 par des travaux d'ingénierie écologique ou un apport de connaissances. Les LIFE "Gouvernance et Information" ont pour but d'aider les pouvoirs publics à promouvoir, contrôler et faire respecter les réglementations de l'Union européenne.

Le Life NaturArmy a deux objectifs opérationnels :

- Assurer une gestion exemplaire des sites Natura 2000
- Démontrer le rôle majeur de l'Armée dans la gestion des sites Natura 2000

Le life s'organise autour de cinq types d'actions :

- A- Actions préparatoires
- B- Actions essentielles
- C- Suivi de l'impact du projet
- D- Communication et diffusion du projet et de ses résultats
- E- Gestion de projet

La mise en œuvre de ces actions est réalisée par le MINARM et la Fédération des CEN mais aussi par les partenaires du projet tels que le CEN Champagne-Ardenne, le CEN Loir-et-Cher, le CEN Nouvelle-Aquitaine, le CEN Pays de la Loire.

L'Université de Brest (UBO) intervient également dans le cadre d'une convention de quasi-régie avec le Minarm, par l'intermédiaire du Laboratoire Géoarchitecture, notamment par la mise en place de cette thèse, qui constitue une action spécifique du Life (action B7) mais aussi par l'accompagnement sur d'autres actions (Ministère des Armées, 2019). L'université vient ainsi en appui sur les actions A1, C2 et C3 qui visent respectivement à :

- Effectuer un bilan des partenariats entre les armées et les acteurs de la biodiversité sur les sites Natura 2000
- Évaluer l'amélioration de la gestion des espaces naturels sur les sites pilotes du projet
- Évaluer les impacts socio-économiques du projet.

I.3. CADRE THEORIQUE ET CONCEPTUEL

I.3.1. Cadre conceptuel et questions de recherches

Cette thèse répond à un double objectif, répondre aux attentes et questions pratiques du projet Life et développer et améliorer les connaissances sur des milieux peu étudiés. Elle s'intègre dans un contexte de recherche finalisée. La recherche finalisée émane le plus souvent d'une **demande** sociale, économique ou politique (ici le ministère des Armées) de laquelle découle des **questions scientifiques** qui s'intègrent dans **un ou plusieurs champs disciplinaires** (Guesnerie & Hautcoeur, 2003; Hubert, 2009)

- **Une demande politique ...**

Comme indiqué précédemment, cette thèse constitue une des actions du LIFE NaturArmy, l'Action B7. Cette action est définie par le MINARM comme le moyen de "trouver des arguments adaptés aux spécificités militaires au travers de connaissances scientifiques". En effet, des inventaires naturalistes ont déjà été réalisés sur les sites militaires en partenariat avec les CEN, mais il n'existe pas d'analyse comparative ni de vision globale (Ministère des Armées, 2019). Les inventaires sur les terrains militaires sont souvent difficiles à mettre en place pour plusieurs raisons : en interne, l'armée manque de moyens pour réaliser des suivis réguliers, pour du personnel externe, il est difficile de mettre en œuvre des protocoles scientifiques pour des raisons qui sont liées aux activités qui sont déployées sur les sites militaires (Risques pyrotechniques, entraînements aux tirs ...). L'accès aux camps ne peut généralement n'être que ponctuel et limité aux périodes sans activités d'entraînement et de plus, quelques zones peuvent être protégées du fait du secret de certaines activités militaires (Ministère des Armées, Secrétariat général pour l'administration, 2021).

L'étude réalisée par Tartary et Lechevrel (2014), dans le cadre du life Défense Nature 2000, a donné un premier aperçu des questions de biodiversité sur les terrains militaires français, mais elle se concentrait sur les espèces et les habitats d'intérêts communautaires. Le but, ici, est de sortir de ce cadre notamment en prenant en compte toutes les espèces et habitats quel que soit leur statut de menace ou de patrimonialité. Ainsi, en comparant les caractéristiques écologiques des écosystèmes au sein des sites Natura 2000 à l'intérieur et à l'extérieur des terrains militaires, l'objectif est de déterminer les spécificités de la biodiversité liées aux emprises militaires. Les relevés et observations sont réalisés sur un échantillon de sites qui ont été sélectionnés afin de couvrir plusieurs zones biogéographiques et d'obtenir une vision nationale.

- **... de laquelle découle des questions de recherche ...**

En réponse à la demande du ministère d'améliorer les connaissances existantes sur les spécificités écologiques des terrains d'entraînement militaires en France, trois questions de recherches ont été posées :

- **Comment les emprises militaires, par leur expansion ou régression, la diversité d'activités qui s'y déroulent et les changements d'occupants ont impacté les paysages au cours du temps ?**
- **Quel est l'impact des emprises militaires sur la structure, les diversités et la composition des différents habitats présents ?**
- **Comment les emprises militaires impactent l'état de conservation des habitats présents ?**

Ces questions de recherche seront développées tout au long de ce manuscrit par la mise en place de comparaisons entre les parties militaires (camps) et civiles de différents sites du réseau Natura 2000.

- La partie II de cette thèse est consacrée à une analyse paysagère et historique des sites d'étude. Cette partie vise à caractériser l'évolution de l'occupation des sols en lien avec l'histoire des terrains militaires.
- La partie III est consacrée aux caractéristiques écologiques des sites d'études. Elle a pour but de définir les spécificités en termes de structure et composition des habitats étudiés.
- La partie IV vise à définir l'état de conservation des habitats présents sur les emprises militaires en s'appuyant sur des méthodes accessibles aux gestionnaires.
- Enfin, les différentes spécificités des terrains militaires mises en évidence seront synthétisées dans la discussion générale.

- **... qui s'intègrent dans plusieurs champs disciplinaires**

Ces questions de recherche s'intègrent dans plusieurs champs disciplinaires tels que l'écologie de la conservation, l'écologie des perturbations, l'écologie historique et l'écologie du paysage.

En effet, cette thèse s'intègre dans le domaine de l'écologie de la conservation puisque les terrains militaires sont reconnus pour leurs valeurs conservatoires (Zentelis et al., 2017b; Zografou et al., 2017). Ils permettent notamment la conservation d'espèces (Kim et al., 2015; Reinhardt et al., 2019; Arimoro et al., 2020) et d'habitats (Aunins & Avotins, 2018; Harabiš & Dolný, 2018; Ellwanger & Reiter, 2019) d'intérêts communautaires, rares ou protégés. Cette conservation se matérialise notamment au travers de deux caractéristiques des terrains d'entraînement militaires : leur rôle de protection et les perturbations qui résultent des activités d'entraînements (Hirst, 2000).

Dans plusieurs études, les terrains militaires sont comparés à des aires protégées voire des réserves puisque ce sont des espaces interdits d'accès (Rivers et al., 2010; Cizek et al., 2013). Cette fermeture, qui peut être matérialisée ou non, limite les activités humaines et notamment l'expansion urbaine et agricole (Cizek et al., 2013; Harabiš & Dolný, 2018; Ellwanger & Reiter, 2019). Cela permet, sur les espaces non utilisés par l'armée un

développement des habitats, et par conséquent de la faune et flore associée, sans perturbation humaine (Hirst, 2000).

En parallèle, les espaces d'entraînements subissent de nombreuses perturbations. Battisti et al. (2016) définissent les perturbations comme des événements interférentiels qui peuvent être réguliers ou irréguliers, naturels ou anthropiques, par lesquels les populations et les communautés vont s'éloigner d'un état d'équilibre. Dans le cas des terrains d'entraînement militaires, la perturbation est majoritairement anthropique mais elle peut être régulière et irrégulière dans l'espace, le temps et la période. Ces milieux répondent à l'hypothèse de perturbation hétérogène décrit par Warren et al. (2007). Cette hypothèse suggère que « la biodiversité est maximisée lorsque de multiples types, fréquences, sévérités, périodicités, tailles, formes et/ou durées de perturbations se produisent de façon concomitante dans un paysage ». Cela corrobore le rôle conservatoire potentiel des terrains militaires qui vont ainsi être composés de mosaïques d'habitats répondant à différents niveaux de perturbations (Havlick, 2011; Aunins & Avotins, 2018).

Suites aux perturbations issues des activités militaires, la diversité des communautés peut se retrouver simplifiée par la diminution du nombre d'espèces et de leur abondance relative. Cela peut rendre les systèmes plus instables et vulnérables à d'autres perturbations par exemple la colonisation d'espèces opportunistes indigènes ou non qui vont rentrer en concurrence avec les espèces ayant subi la perturbation (Battisti et al., 2016). La colonisation de ces espèces opportunistes et notamment exotiques peut être favorisée sur les terrains militaires puisque les soldats effectuent de nombreux déplacements à l'échelle nationale et internationale. Les déplacements militaires en temps de paix peuvent donc, au même titre que ceux en temps de guerre, favoriser l'installation et le développement d'espèces invasives de manière intentionnelle ou non (Santini et al., 2023).

Cette thèse s'intègre aussi dans le domaine de l'écologie du paysage qui peut être définie de plusieurs manières, mais qui regroupe essentiellement des approches spatiales et fonctionnelles (Turner & Gardner, 2001). Plusieurs définitions de cette discipline prennent en compte une analyse à l'échelle spatiale mais aussi temporelle des paysages. Ainsi, Urban et al. (1987) définissent l'écologie du paysage « par la nécessité de comprendre le développement et la dynamique des modèles dans les phénomènes écologiques, le rôle des perturbations dans les écosystèmes et les échelles spatiales et temporelles caractéristiques des événements écologiques ». Les terrains militaires semblent donc être des sites particulièrement favorables aux études de l'écologie du paysage puisqu'ils sont ancrés sur de larges espaces qui présentent une hétérogénéité d'habitat et de perturbation (Gazenbeek, 2005).

De plus, les terrains militaires présentent souvent une histoire particulière, en lien avec les temps de guerre et de paix, qui permet d'expliquer les dynamiques écologiques qui se mettent en place sur ces sites. Il est donc tout aussi intéressant d'étudier ces espaces du point de vue de l'écologie historique. Cette discipline étudie les facteurs naturels et anthropiques

qui influencent le développement de la végétation afin de comprendre la structure et le fonctionnement des écosystèmes actuels (Szabó, 2015).

Cette thèse pluridisciplinaire n'est pas la première étude consacrée à l'écologie et ou la biodiversité des terrains d'entraînement militaires. C'est pourquoi, elle s'appuie sur un état de l'art global des études ayant été réalisées sur des terrains d'entraînement militaires dans toutes les disciplines incluses dans le domaine de l'écologie.

I.4. ÉTAT DES CONNAISSANCES

Une review bibliographique et bibliométrique a été réalisée afin de mettre en évidence les connaissances actuelles concernant l'écologie en lien avec les terrains d'entraînement militaires. Cette étude a fait l'objet d'un article intitulé "Khaki conservation: a review of the effects on biodiversity of worldwide Military Training Areas". Cette publication acceptée par le journal *Environmental Reviews* est disponible en ligne et sera prochainement publiée.

Caudal, P., Gallet, S. (2023). Khaki conservation: a review of the effects on biodiversity of worldwide Military Training Areas. *Environmental Reviews*. <https://doi.org/10.1139/er-2023-0014>

I.4.1. Introduction

Military activities have many impacts on territories and the environment. Military landscapes are defined as places that have been or are mobilised for military purposes. This definition therefore covers all sites where military activities have been carried out, including battlefield or military areas used for training and all operations implemented in preparation for war (Coates et al., 2011; Lawrence et al., 2015). The study of ecology in these particular spaces has been defined by Machlis and Hanson (2008) as Warfare ecology. This term refers to three stages of military activities that generate ecological consequences: preparation, war and post-war activities. Military activities related to the training of soldiers have various impacts on fauna, flora and the landscapes, through contamination or disturbance, but also through the particular management of these very large areas (Hanson, 2018). Indeed, areas owned by defence ministries and administrators around the world are very large. For example, in France, with 275 000 ha they represent almost 0.5% of the national territory (26% of the state's assets) (DPMA, 2019) and in England this value reaches 1% of the country. Thus, armies are often among the largest landowners in their countries (Gazenbeek, 2005). Their large spatial extent and distribution in various ecosystem types suggest that military grounds present an important and viable potential for nature conservation (Zentelis et al., 2017b; Zografou et al., 2017).

Moreover, biodiversity management is essential for maintaining the natural landscapes that are necessary for military training to take place in the most realistic environmental conditions possible (Ripley & Leslie, 1997; Pearson, 2012; Smit & Henrico, 2021). Indeed, the

management of military land first aim is to ensure that training is not compromised by environmental characteristics (Hirst, 2000; Zentelis et al., 2017b). Thus, successful management of training areas requires consideration of both military training needs and biodiversity (Zentelis et al., 2017a; Zografou et al., 2017). Therefore, Zentelis and his colleagues (2020) suggest a model that allows a trade-off between maximising the efficiency of military training, minimising environmental impacts and reducing management costs. In addition to provide favourable conditions for training, biodiversity conservation on military training grounds can improve the quality of life of soldiers and their families by providing an aesthetic setting with varied outdoor recreation opportunities (Ripley & Leslie, 1997; Pearson, 2012).

The main ecological interest of training areas is that military training can be both submitted to intensive and extensive land uses. Thus, two perspectives are often discussed regarding the environment on military lands (Hirst, 2000):

- Military training grounds have a high diversity of habitats as there are different types of training and therefore different disturbances.
- Military training grounds are undisturbed areas as they are defended land.

These two views, although very different, are not incompatible (Zentelis et al., 2017a). Indeed, in military lands some parts are heavily used and disturbed, while other unused parts remain untouched. In intensely used parts, the destructive nature of military activities creates disturbances that produce heterogeneous landscapes and landscape heterogeneity (Havlick, 2011). In 2007, Warren et al. defined the heterogeneity hypothesis which states that *“biodiversity is maximized where multiple kinds, frequencies, severities, periodicities, sizes, shapes, and/or duration of disturbance occur concomitantly on a landscape in a spatially and temporally disturbed fashion”*. This is the case in most military fields, as the different activities necessary for their training cause heterogeneous disturbances, which may explain the high biodiversity that characterises these areas (Warren & Büttner, 2008a; Aunins & Avotins, 2018; Ellwanger & Reiter, 2019). Indeed, some of the disturbances linked with military activities are not only suitable but may also be beneficial in the absence of other forms of management (Hirst, 2000). Also, military activities can resemble natural disturbances and thus delay or prevent natural successions, maintaining a rich habitat mosaic (Aunins & Avotins, 2018; Harabiš & Dolný, 2018).

Meanwhile, access limitations to military training areas, for security reasons, have led to the protection and isolation of large areas from human activities such as intensive agriculture or urbanisation (Quist et al., 2003; Boice, 2007; Cizek et al., 2013; Harabiš & Dolný, 2018) but also from logging and mining operations (Kustrová, 2013; Ellwanger & Reiter, 2019). Some land may be fenced off, but not all of the land area is used, leaving the land in a relatively natural state (Cohn, 1996; Walker, 2012). Defence-owned sites are thus less modified and fragmented than some civilian lands (Thackway & Ford, 2018).

Between these two extremes, the spectrum of disturbance and vegetation succession is present, offering varied and suitable habitats for a wide range of species (Warren & Büttner, 2008a). Beside, notably in an intensive agricultural landscape, military lands can become refuges for biodiversity (Bušek & Reif, 2017). “Ecological militarisation” can thus be defined as the paradox of military lands: the core area is heavily impacted while the peripheral areas are protected from human activities (Havlick, 2011).

Moreover, unknowingly, military considerations have preserved large natural areas for many years, even out of MTA (Gazenbeek, 2005). For example, in France, in the 1870’s, many requests for land clearance from farmers and individuals were refused in the east and south of France on the basis that a maximum of forest cover should be conserved. Indeed, the forests served as a defence against invasions from neighbouring countries. Thus, many forests were maintained on the German, Swiss and Italian borders (Corvol & Amat, 1995).

Thus, the military has become active stakeholders in environmental management, even though training remains a priority and takes precedence over environmental management. In the Southeastern United States, the military indicates that environmental issues do not impact their training and that there is compatibility between the management of protected species and their activities (Jenni et al., 2012).

In Europe, many military sites have been integrated into the Natura 2000 network, from its creation, as they host habitats and/or species of community interest. Thus, 50% of military land in the Netherlands, 70% in Belgium and 45% in Denmark has been included in the Natura 2000 network (Gazenbeek, 2005). In France, 20% of these lands have been classified as Natura 2000, representing 20% of the country’s Natura 2000 sites. To support their management, partnerships have been established in France between military sites and the national forestry office, local communities and NGOs such as Natural Areas Conservancies (Tartary & Lechevrel, 2014).

Thus, MTA presents many interests in research, both in consideration of the well-being of soldiers, but also in the understanding and highlighting their environmental values (Zentelis & Lindenmayer, 2015). For this reason, scientists, historians, geographers and sociologists have been studying the functioning of MTAs for many years. Already in 1989, Warren and his colleagues indicated that the scientific and military communities are increasingly interested in the environmental state of military training areas.

The literature first appears to mainly focus on the negative effects of military activities, including the risk of vegetation degradation and soil erosion caused by intensive training (Warren et al., 1989). Thus, many authors have studied the impact of military vehicles, especially heavy wheeled vehicles, in natural areas. These include the relationship between the proportion of area use and vegetation or soil degradation, as well as the characterisation of vegetation tolerance and recovery rates following armoured tank passages (Hirst, 2000; Anderson et al., 2005). Considering fauna, existing publications focus on particular groups and not on the totality of communities that are influenced by training (Rivers et al., 2010). As a

result, knowledge on wildlife remains incomplete and very focused. For example, birds are mainly studied in the USA, but the impact of military activities is not fully understood and varies according to the operation of the MTA (Schueck et al., 2001; Aunins & Avotins, 2018) and these studies do not help to understand what are their situation in the rest of the world (Bušek & Reif, 2017).

In a context of fighting against the erosion of biodiversity, conservation actions cannot be restricted to areas specifically dedicated to conservation. Military training areas, notably through their public status could present potential for conservation. Then, the issues of planning and management of military land for biodiversity is being considered in more and more countries. Governments are implementing strategies to take into consideration the environmental issues of their land holdings. In this framework, it appears important to have a good knowledge on the relationship between biodiversity and military activities and particularly on military training areas. Thus, the objectives of this review are (1) to understand the interactions between military training activities and biodiversity, (2) to quantify the available scientific literature on this subject, (3) to highlight the origin of the studies, and (4) highlight potential knowledge gaps. This synthesis is based on a bibliometric and bibliographic research and is part of a larger study implemented on military training areas included in the Natura 2000 network, in the framework of the “NaturArmy” life project funded by the EU and the French Ministry of Armies.

1.4.2. Approach

A bibliographical search was carried out via the Scopus and Wiley Online Library databases based on several keywords (Tableau 1), on 18 January 2022. The use of these two databases alone may be fallible and limited, but other databases that could have been used for this study, such as Web Of Science, are not free and were not accessible at this moment to the research institute that set up this research.

Tableau 1 Bibliometric research about the ecology of military training areas in two databases of scientific publications

	Keywords search	Date	Result	Papers corresponding to the subject
Scopus	Military AND Training AND Ecology	1970-2022	336	181
	OR Military AND Training AND Biodiversity			
	OR Military AND Land AND Ecology			
	OR Military AND Land AND Biodiversity			
	OR Entrainement AND Militaire AND ecologie			
	OR Entrainement AND Militaire AND Biodiversité			
Wiley Online Library	military training area land biodiversity ecology	1973-2022	1974	197

The aim of this search was to highlight existing publications on the subject of knowledge and management of biodiversity and the environment on military training areas. To do so, the keywords chosen for the queries are broad in order not to restrict the search to specific topics

such as vegetation, disturbance or training type. Among all the results of the queries, some articles were rejected and not studied in this review. The correspondence between the results of the queries and the subject of this study was determined, firstly, by analysing the title, the keywords and the abstract. If there was any doubt, the paper was read, to confirm or not, its consistency with the study. For example, some studies cover a large study area without mentioning in the title or abstract that they cover a military ground. The particular points that were required were:

- The study takes place partly or totally on a MTA
- The study focuses on a component of biodiversity (in the broad sense: fauna, flora, landscapes, soil, habitats, etc.)
- The study takes account of the military presence

A numerical comparison of several metrics (publishers, dates of publication, continents, countries and sites of study and occurrence of keywords) was carried out on selected articles.

1.4.3. Findings

1.4.3.1. *Dataset presentation*

The queries highlighted 336 publications in the Scopus database (Tableau 1). They were published between 1970 and January 2022. Among these suggestions, 181 publications actually correspond to the research topic. On the Wiley Online Library 1974 results were found and 197 publications matched the subject. Those publications were published between 1973 and January 2022. Only 15 publications are common to both databases of selected articles. Thus, the bibliometric analysis was performed on 363 articles.

These two searches are complementary since the two databases do not concern the same publishers (Figure 1). For Scopus, Environmental Management (15 publications), Ecological Indicators (9 publications) and Biological Conservation (6 publications) are ranked first, while for Wiley research, The Journal of Wildlife Management (40 publications), Wildlife Society Bulletin (19 publications), Federal Facilities Environmental Journal (16 publications) have the most publications.

1.4.3.2. *Distribution of publications in time and space*

According to the bibliometric search carried out, the first publication concerning military training grounds and ecology dates from 1975 (Figure 2). This paper is a case study of a grassy heathland in England. The aim of this publication is to highlight the effect of past use and management, including grazing, cultivation and military training, on plant and animal communities (Crompton & Sheail, 1975).

Although a few papers were published between 1975 and 2000, it is only in the 2000s that this topic seems to have caught the interest of the scientific community. Since 2002, an average of 18 publications has been published every year, with a minimum of 8 publications in 2003 and a maximum of 29 publications in 2020.

The majority of publications from both surveys come from the USA, followed by Germany and Australia (Figure 3). The 4th country surveyed is the Czech Republic for Scopus and the UK for Wiley. It should also be noted that only Canada, Poland, Brazil, France, Israel and the Netherlands were cited in more than two publications. Thus, there are only few studies from Africa and Asia, which does not allow us to provide many examples of studies conducted in these regions.

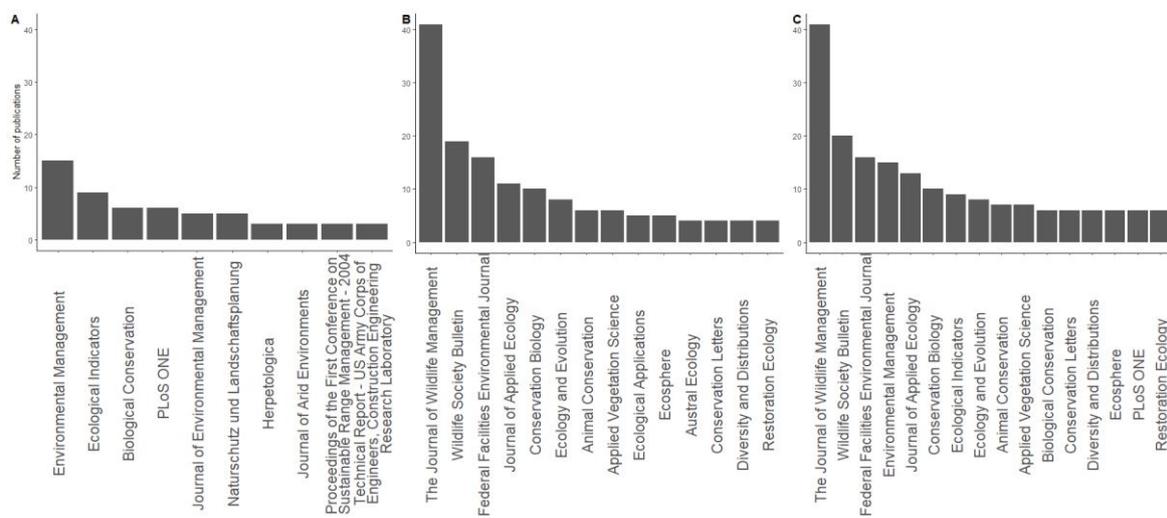


Figure 1 Most common publishers in bibliometric research. A, Scopus results; B, Wiley results; C, Combination of database results

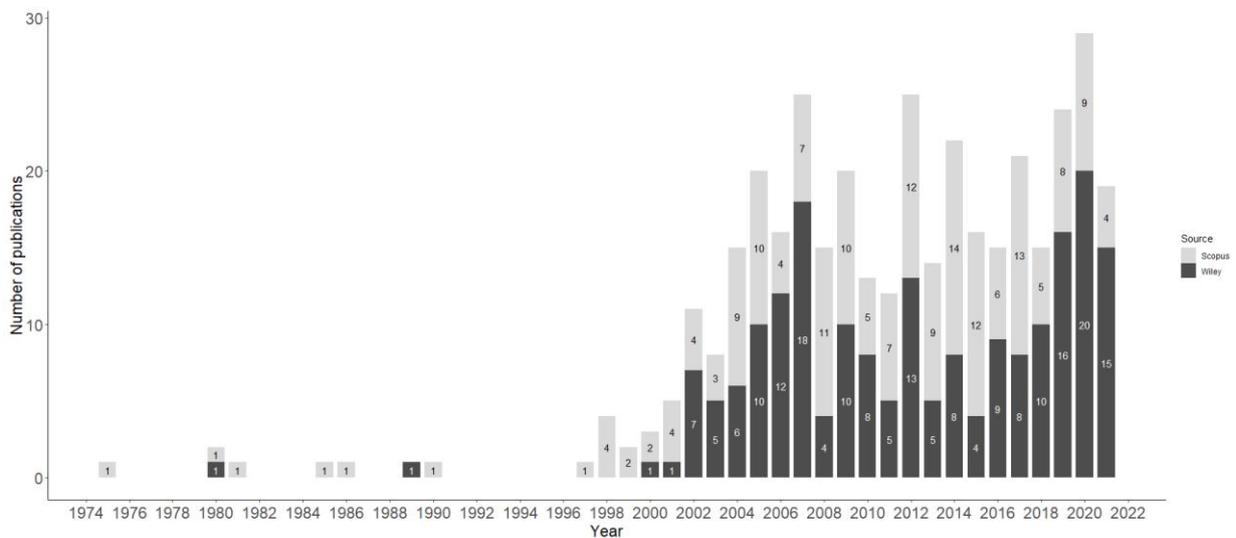


Figure 2 Numbers of publications about the ecology and military training area through the years in the two databases Scopus and Wiley

Focusing on the USA, not all US states are equally surveyed. Georgia (28 publications), Texas (20 publications) and California (17 publications) are the most common. On Scopus, 16 publications concern Georgia, then 9 concern Kansas, while on Wiley, Texas is ahead of Georgia with 14 publications.

These results are consistent with the most commonly studied military sites (Figure 4). The studies are mainly carried out on American military sites, but Salisbury Plain in the UK as well as Grafenwohr Training Area and Brandenburg Wilderess in Germany stand out among the most cited military sites. Although, the three most studied MTA are Fort Benning in Georgia (with 15 publications in Scopus and 9 in Wiley), Fort Hood in Texas (5 publications in Scopus and 11 in Wiley) and Fort Riley in Kansas (9 publications in Scopus and 4 in Wiley). In total, 136 active or former military training areas are represented in this bibliometric research.

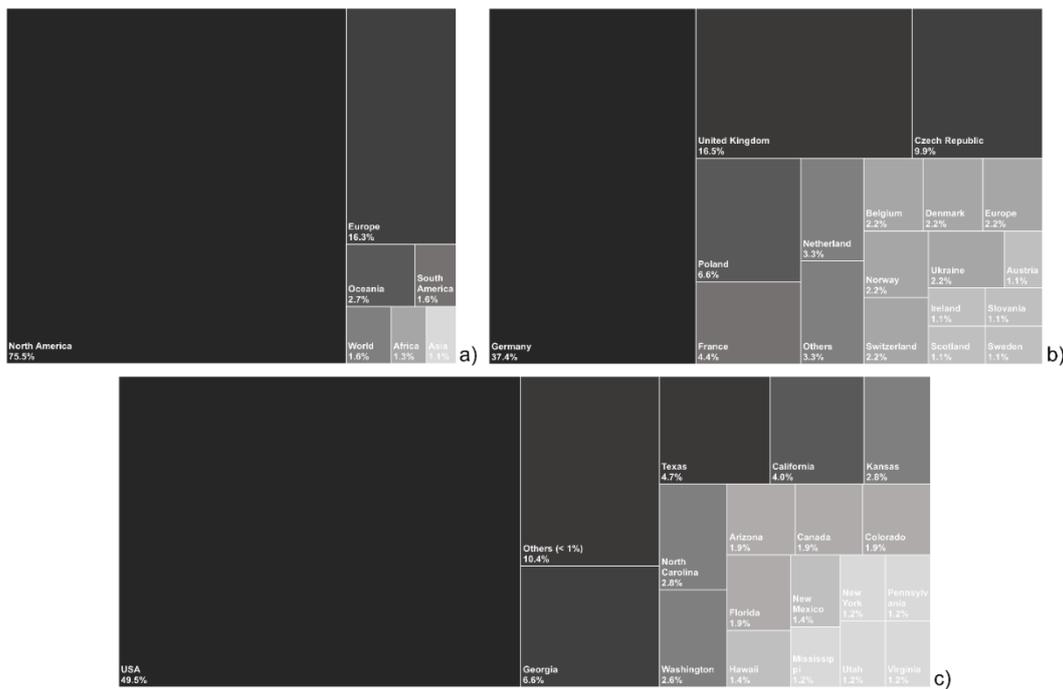


Figure 3 Most involved continents (a), European countries (b) and states (c) in biodiversity and military training areas research

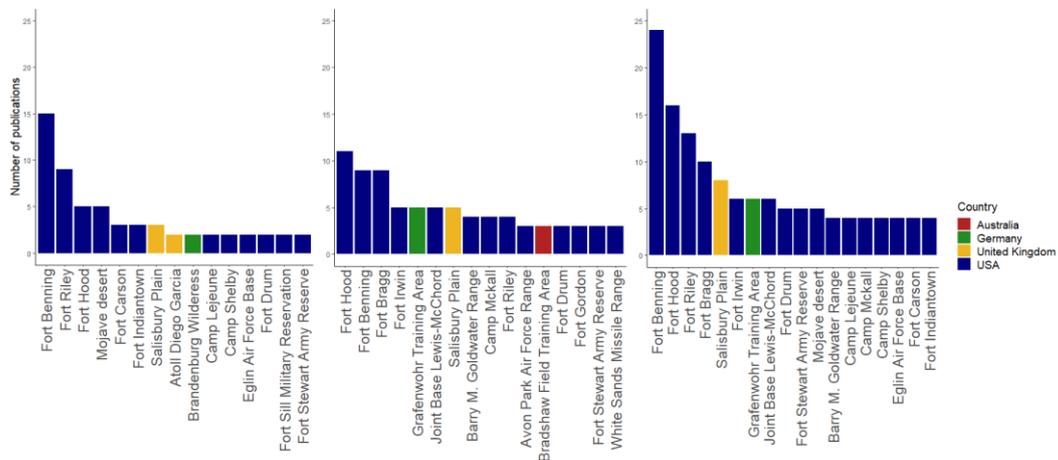


Figure 4 Most cited Military Training Areas in bibliometric research. A - Scopus results, B - Wiley results, C - Combination of Scopus and Wiley results

1.4.3.3. Associated keywords

The keywords attached to publications are associated to different research fields (Figure 5). In total, 1553 words or word combinations described these studies. Among all those keywords, only a few (141 terms) were cited more than twice.

Those keywords may be split into several categories (Figure 5). Some of them (13.80 %) refers to analytical methods such as GIS, statistics or specific indices. The study of keywords also highlights the management methods of ecosystems and species studied (8.96%). Amongst the management methods keywords, “conservation” (16 citations in total, 8 for each publisher) and, in particular, “conservation management” (5 results in Scopus and 2 in Wiley) seem to be the most studied. Then, “grazing”, “restoration” and “prescribed fire” methods are also common keywords on military articles.

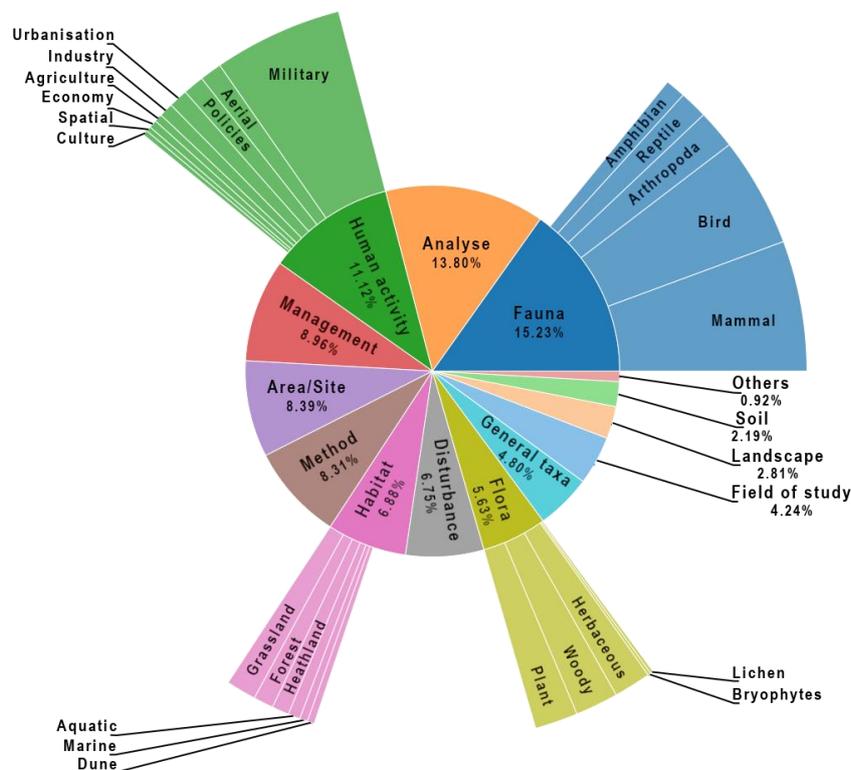


Figure 5 Classification of keywords related to publications on biodiversity and military training activities

Also, 8% of keywords represent areas of study (e.g. countries, continents or military training sites) or study methods (e.g. Camera trap, Inventory...). The object of disturbances only appears in 6.75% of all terms, but the word “disturbance” itself is among the most cited one. It appears in 22 publications. Finally, soil and landscapes are not among the most studied subjects, they only represent 2% of the terms cited.

Most of the studied taxa are animals (15.23% of the whole keywords). Mammals and birds are the most represented. Together, they represent almost 70% of the fauna terms (Figure 6(a)). Then, researches target arthropods and mainly *Lepidoptera* and *Coleoptera*. Finally, 21 and 20 keywords are related to reptiles and amphibians. The 7% left referred to animals in general and few studies about fishes and gastropods. Among the most cited terms,

“Birds” appears in 7 publications and “*Sus scrofa*” and “*Gopherus polyphemus*” are cited in 6 publications each.

Different human activities are also described (11.12% of total keywords). They refer mostly to military activities (50.19%), but also to civil aviation activities (8.56%), policies (8.17%) and urbanisation (7.39%) (Figure 6(b)). Amongst military activity keywords, the most cited are “conflict” (7 citations) and “war” (6 citations) but also “personal training” (3 citations) or “tracked vehicles” (3 citations). Many terms refer to bombs and bombing, types of vehicles or training in general. Every military activity is studied: aerials, terrestrials but also marines. It can be as much about manoeuvres or shooting trainings.

In addition to the animal taxa and human activities, the keywords associated with the publications also provide information on the habitats studied (6.88%). Although marine and freshwater aquatic environments are sometimes studied, terrestrial habitats dominate the corpus considered on MTAs (Figure 6(c)). Considered habitats are quite diverse: grasslands (18.87%), forests (12.58%), heathlands (10.69%), dunes (4.40%), etc.

For floristic species, there are nearly one hundred keywords related to them. Terms about plants in general and more specifically about herbaceous and woody species represent, each, almost a third of flora keywords (Figure 6(d)). The other words refer to lichen and bryophytes. Some species seem to be more studied as for the “Longleaf pine” which appears in these terms in 8 publications and with the terms “*Pinus palustris*” with 5 citations.

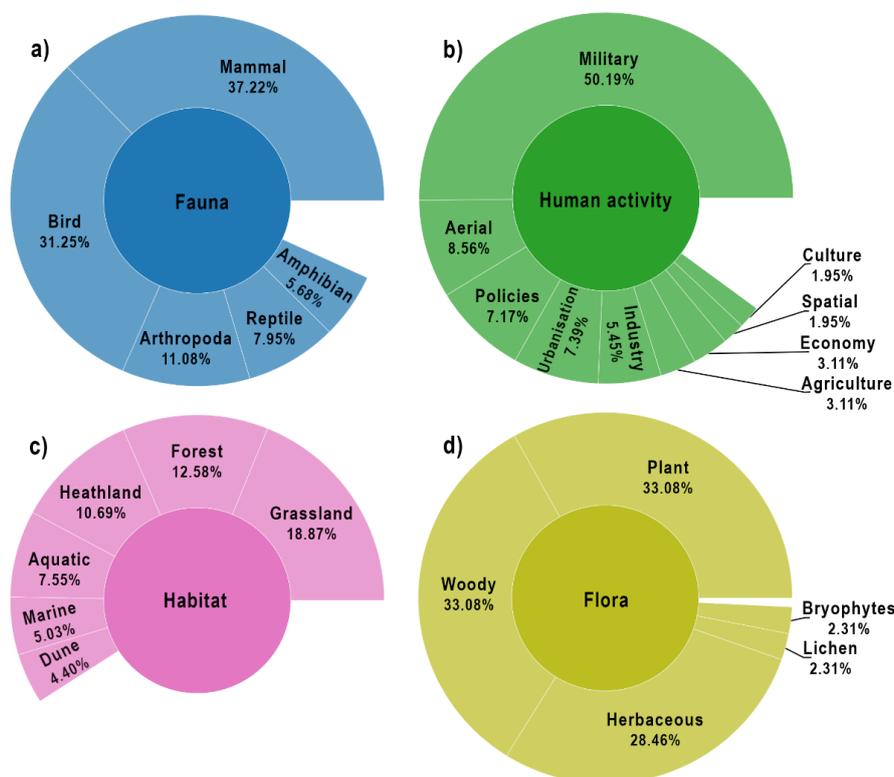


Figure 6 Classification of keywords about fauna (a), human activities (b), habitats (c) and flora (d) related to publications on biodiversity and military training activities

1.4.4. Discussion

1.4.4.1. *Military exercises and biodiversity in the literature*

Many articles link ecology and military activities, but ultimately only a few seek to highlight the interactions between them. Among the papers that were rejected, some concerned studies that were funded by military agencies, took place on military sites but without taking their activities into account or which only cited military training areas or personnel. Moreover, many studies concern war and post-war activities.

Most of the studies addressing the impacts of military exercises on biodiversity in military areas are US studies. European MTAs are poorly represented. However, conservation and restoration work on military training areas has been carried out via European programs such as Life projects (e.g. DANAH, (Belgium), REDCOHA-LIFE (Denmark), Défense Nature 2mil (France), CONVIPURSRK (Hungary), Salisbury Plain (United Kingdom) etc.). Those projects witness positive effects in terms of habitat and species of interest conservation. Unfortunately, their results do not reach scientific literatures.

Globally, the available literature appears to be representative of the interactions between training activities and the environment. Indeed, the various training exercises (manoeuvres, shooting, flying, etc.) are studied as well as their impacts on fauna, flora and habitats, but also on the soil and landscapes.

1.4.4.2. *Military activities and their impact on the environment*

Traditional training includes mechanised and infantry manoeuvre training, live fire training, command and support training and combat engineering training. Live fire includes all types of fire, from rifle and tank fire to various shells, mortars and rocket systems (Demarais et al., 1999). In parallel to these traditional methods, alternatives have been developed in recent years. In England, the United States and Switzerland, training can take place with sub-calibre ammunition, in virtual reality simulation or on private lands (Doxford & Judd, 2002). These types of exercises aim to reduce the impact that military training can have on the environment. Doxford and Judd (2002) describe the advantages and disadvantages of using alternatives to traditional training taking in count the training realism, safety of personnel, damage on the environment, noise etc.

In popular opinion, the view of military training grounds is often negative. This has also long been the case in the scientific literature. In 1992, De Koning defined the army as a wasteful and noisy organisation. Since then, military lands have been increasingly recognised as sites of high biodiversity (Warren et al., 2007). However, the general public still has a negative view of these sites due to the disturbance that military activities create, but also due to a lack of awareness of these sites as they are not accessible to the public (Thackway & Ford, 2018). Thus, the most frequently cited disturbances are related to the contamination of soil

by chemical or radioactive substances, the destruction of fauna, flora and soil, and excessive noise (Kustrová, 2013).

The various training activities of the military undoubtedly have impacts on the environment. These impacts will be related to the explosion of ammunition or bombs, heavy vehicle traffic, but also to chemical and fuel leaks (Demarais et al., 1999; Walker, 2012). The level of disturbance is not related to the type of training, but to the amount of training performed. It is the intensity and number of repetitions or even the combination of several training exercises on the same area that will influence the level of disturbance in the long term. The impacts can be summarised in four categories (Zentelis et al., 2017a):

- Strong impacts are found in areas where the topography has been altered in relation to the surrounding landscape. Then, the landscape lacks key elements of the surrounding habitat. There is a clear delineation of the training area, the soil is highly compacted and the vegetation cover is low.

- In areas with a medium military impact, all the major elements of the surrounding landscape are found in a reduced form, the impact of the military training is still evident and the disturbance is clearly visible. The topography of this area is unchanged and the boundary between the training area and the rest of the site is blurred.

- Where the impact of the military formation is low, the landscape shows local traces of training but the majority of the landscape is undisturbed.

- Finally, an area without military impact can be defined when there is no difference with the surrounding landscape and the disturbances that are visible on the site cannot be fully attributed to military activity.

The main disturbances resulting from military training are summarised by Doxford and Judd (2002) as follows:

- *“Resource use (especially oil and oil products);*
- *Pollution;*
- *Ecosystem degradation;*
- *Soil disturbance (compaction, excessive erosion, cratering and trenching, etc.);*
- *Wildlife disturbance;*
- *Excessive noise;*
- *Aesthetics (especially fixed infrastructure in remote areas);*
- *Traffic generation;*
- *Reduction or recreational opportunities and quality of experiences;*
- *Increased wildfires;*
- *Cultural resource damage;*
- *Rare species population and habitat disturbance”*

This list of impacts is not exhaustive and omits some positive and negative consequences of military trainings. Therefore, the different disturbances that occur on military training areas and their impact on the environment must be considered at different scales.

- **Impacts on the landscape**

Military bases are often located in isolated areas and give an impression of emptiness. This isolation is often the very act of militarisation. Indeed, the establishment of some bases has required the requisition of land and thus the expropriation of people (Pearson, 2012). Also, since military activities can be dangerous, it is necessary to set up security buffer zones around the training areas, which limits their access even more (Boice, 2007). In addition, these landscapes are altered by live-fire training (Lawrence et al., 2015), resulting in unpleasant landscapes (Warren et al., 2007).

Although the defence of these areas contributes greatly to maintaining the ecological integrity of the landscape and connectivity (Thackway & Ford, 2018), activities on these patches of 'naturalness' can have consequences for the surrounding landscape. Indeed, fire, soil and water pollution caused by firing exercises will extend beyond the base boundary and influence the local landscape (Demarais et al., 1999).

- **Impacts on habitats**

In 1999, Demarais and colleagues reported that disturbances on military lands fragment habitats causing their loss or modification. This gives a negative aspect of the interactions between military activities and the environment, but this is not always the case.

Indeed, explosions of ammunition and other pyrotechnics can cause fires (Warren & Büttner, 2008a) which will create or maintain open areas. Fires will favour open environments such as dunes, dry and sandy grasslands that have gradually disappeared from the surrounding landscape (Aunins & Avotins, 2018; Harabiš & Dolný, 2018). Military activities thus prove to be an important source of management for natural open environments (Aunins & Avotins, 2018; Harabiš & Dolný, 2018; Ellwanger & Reiter, 2019) but also for semi-natural habitats such as lakes and some streams, which occupy higher area proportion within military ground than in their surrounding (Svenningsen et al., 2019). Open areas on training areas are the result of years of explosive testing (Havlick, 2014) and are the remnants of some habitats that have become rare in Europe, such as sandy meadows (Warren & Büttner, 2008b).

The presence of military training areas does not only affect open areas. In addition to fires, tanks and bombs will provide micro-habitats that may be useful for species with a demanding ecological niche (Havlick, 2014). In addition, various publications show that the installation of military land leads to a transition of habitats. Arable land gradually becomes grassland and forest inside the MTAs (Havlíček et al., 2018), while outside the MTAs the human presence favours agriculture and urbanisation, thus increasing the proportion of infrastructure (Skokanova et al., 2017; Svenningsen et al., 2019). After settlement, military

activities will concentrate on training areas. This results in an increase in woody vegetation in abandoned areas (Skokanova et al., 2017), and in maintaining open areas or increasing the surface of bare ground depending on the training carried out (Hirst, 2000). For example, between the 1960s and 2010s, the military training areas of Boletice, Brdy, Hradiště and Libavá saw an increase in woody vegetation surfaces at the expense of arable land in areas of no military activity (Skokanova et al., 2017).

Thus, the various military activities will create a mosaic of habitats that is essential for the maintenance of some species populations. Indeed, these rugged terrains will contain different areas that can be used differently by animals, some that are very little used by militaries and that can be used during the breeding season and areas that are subject to heterogeneous disturbances and that are used for feeding (Aunins & Avotins, 2018). There is a need to conserve and manage these habitats in military areas connected to non-military areas to conserve biodiversity for the future (Kim et al., 2015).

- **Impacts on the soil**

If habitats are impacted by the military presence, this is also the case for the soil whose structure will be modified according to the activities carried out (Walker, 2012). Some training activities, such as the use of heavy tracked or wheeled vehicles or bivouacs, will lead to soil compaction (Warren & Büttner, 2008a). The off-road use of military equipment increases soil erosion, which is a major concern for the maintenance of training grounds (Wang et al., 2007). The use of different types of vehicles implies different impacts. Indeed, the impact of tracked vehicles is much greater than that of wheeled vehicles. They create a greater amount of bare soil (Hirst, 2000) and fragment surface particles (Demarais et al., 1999; Warren & Büttner, 2008a). A single pass of the armoured vehicle can lead to insignificant changes in the soil (Hirst, 2000), but it is intensive and continuous uses of the same area that lead to increased soil erosion (Whitecotton et al., 2000; Wang et al., 2007). This increase in soil compaction will decrease the rate of water infiltration into the soil and thus the specific composition of plants (Whitecotton et al., 2000; Walker, 2012).

Soil structure will also be altered by the passage of infantry, which increases erosion (Lawrence et al., 2015), and by live fire, which displaces upper soil particles (Demarais et al., 1999) and even creates craters (Lawrence et al., 2015).

The chemical composition of the soil is also impacted by the different trainings. Ammunition used for live-fire training contains lead and can contaminate the soil (Demarais et al., 1999; Lawrence et al., 2015). The availability of nutrients in the soil will also be influenced by the training conducted (Jentsch et al., 2009) as it depends on the water runoff in the soil and thus on its compaction rate.

- **Impact on vegetation**

The impact of military activities on vegetation is partly related to their impact on the soil. Indeed, the decrease in the rate of water infiltration will favour the establishment of pioneer species (Demarais et al., 1999; Kustrová, 2013). In addition, the availability of nutrients in the soil is modified by the decrease in water infiltration into the soil, which will limit the growth of plant roots and may delay the recovery of plant communities following the disturbance (Hirst, 2000).

As for the soil, different training activities will have varying degrees of impact on plants (Tableau 2). For example, bivouacs and infantry training will result in the loss of low vegetation (Whitcotton et al., 2000). Live-fire training will also cause some or all of the plants to be damaged (Warren et al., 2007; Walker, 2012; Lawrence et al., 2015). Manoeuvres with heavy and/or tracked vehicles will result in crushing and/or uprooting vegetation (Demarais et al., 1999; Lawrence et al., 2015). Large vehicles will therefore have an impact on the horizontal and vertical structure of the vegetation (Hirst, 2000). Like the type of exercise, the duration will also affect the response of vegetation; long duration exercises will degrade the vegetation while short-term and light exercises will have limited impacts (Henrico et al., 2020). In training areas, the vegetation will remain low, unlike other areas of the training areas, which will be partly abandoned and will therefore favour woody vegetation (Skokanova et al., 2017).

Studies in England and the Czech Republic indicate that these disturbances can affect the plant species richness of training grounds. Indeed, at the Salisbury training area, multiple tank passes have shown an increase in species richness in impacted areas (Hirst, 2000). In some MTAs, this species richness will be greater or equivalent than in nature reserves with similar habitats (Cizek et al., 2013). In the Czech Republic, a study was conducted on plants and butterflies in nature reserves and military training areas. The study concluded that the plant species richness of the training grounds was representative of that of the reserves, although they had fewer endangered species. On the other hand, in Yakima Training Center (Washington, USA), Mitchell and colleagues (2017) demonstrate that increasing intensity of military training reduced the plant species richness and total cover. The vegetation coverage of this military site is altered by tank tracking events which increase bare ground and reduce the number of plants (Palazzo et al., 2005).

With regard to species composition, the results are variable. Repeated passage of wheeled vehicles does not seem to affect species composition, whereas tracked vehicles will cause significant changes in the cover of annuals and biennials as well as forbs and grasses (Hirst, 2000). Following tank passes, grasses will recover first, followed by rosette species (Jentsch et al., 2009). Also, after repeated passes of caterpillar vehicles, introduced species have established themselves in some bases at the expense of local and perennial species (Wilson, 1988; Watts, 1998; Quist et al., 2003; Mitchell et al., 2017). For example, in Fort Riley (Kansas, USA) a study found that high military use was associated with a reduction in the cover

of perennial grasses, forbs and native species and an increase in the cover of annual and introduced species such as *Bromus inermis* and *Lespedeza stipulacea* (Quist et al., 2003).

Although exogenous species become established in disturbed areas, some training areas still contain more unmodified native vegetation than in surrounding areas (Thackway & Ford, 2018). Thus, some MTAs will contain very well preserved and biologically valuable plant communities (Skalicky et al., 2011).

- **Impact on fauna**

The effects of military activities on wildlife are complex and can occur both directly and indirectly (Lindenmayer et al., 2016) (Table 3). Indeed, training will directly impact wildlife, which may be crushed (Walker, 2012), injured or even killed accidentally (Warren et al., 2007; Lawrence et al., 2015). Their behaviour may also be altered by live-fire training or by changes in available resources due to a physical alteration of the habitats they occupy (Demarais et al., 1999; Lawrence et al., 2015). As with vegetation, disturbance can be beneficial for the conservation of species of high conservation value with the establishment of pioneer species, resilient to environmental modifications (Kustrová, 2013).

Tableau 2 Examples of articles showing positive (+), negative (-) or neutral (0) impacts of military training activities on flora

Subject	Influence	Response	Source
Foliage biomass and species richness in tallgrass prairie	Military activities	0	Schaeffer et al., 1990
Plant biomass	Foot traffic	-	Whitecotton et al., 2000
<i>Larrea tridentata</i>	Heavy vehicles	-	Gibson et al., 2004
Plant density and cover	Military activities	-	Demarais et al., 1999
Plant species richness and cover	Military activities	-	Mitchell et al., 2017
Native grasses	Military activities	-	Mitchell et al., 2017
Vegetation height	Military activities	-	Skokanova et al., 2017
Rosettes and cryptogams	Tank manoeuvre	-	Jentsch et al., 2009
Cover of vegetation, perennial native grasses, sagebrush, and microphytic crusts	Tank manoeuvre	-	Watts, 1998
Vegetation cover	Tracked vehicles	-	Palazzo et al., 2005; Lawrence et al., 2015
Plant diversity	Active MTAs	+	Cizek et al., 2013
Grass communities	Active MTAs	+	Skalicky et al., 2011
Woody vegetation	Active MTAs	+	Skokanova et al., 2017
Native vegetation	Active MTAs	+	Thackway and Ford, 2018
Heath	Former and active MTAs	+	Schellenberg and Bergmeier, 2020
Exotic species	Military activities	+	Mitchell et al., 2017
Introduced species abundance	Military activities	+	Quist et al., 2003
Bryophyte diversity	Military activities	+	Vanderpoorten et al., 2005
Initial <i>Psammophilus</i> grassland	Off road	+	Zaniewski et al., 2020
<i>Corynephorus canescens</i>	Tank manoeuvre	+	Jentsch et al., 2009
Cover of exotic annuals	Tank manoeuvre	+	Watts, 1998
Introduced species abundance	Tank traffic	+	Wilson, 1988
Bulk density	Tracked and wheeled vehicles	+	Retta et al., 2013
Species richness of grassland	Tracked vehicles	+	Hirst et al., 2003
Perennial forb species	Tracked vehicles	+	Hirst et al., 2003
Cryptophytes	Vehicles	+	Druckenbrod and Dale, 2012
<i>Lupinus perennis</i>	Vehicles, bivouac and fires caused by military munitions	+	Smith et al., 2002

Tableau 3 Examples of articles showing positive (+), negative (-) or neutral (0) impacts of military training activities on fauna

Group	Subject	Influence	Response	Source	
Amphibian	<i>Hyla arborea</i> , <i>Triturus vulgaris</i> & <i>T. alpestris</i>	Military activities	0	Warren and Büttner, 2008a	
	<i>Bufo calamita</i> & <i>Bombina variegata</i>	Military activities	+	Warren and Büttner, 2008a	
Bird	<i>Picoides borealis</i>	Blast, blank fires, artillery simulation	0	Delaney et al., 2011	
	<i>Peucaea aestivalis</i>	Ground-based training	0	Fish et al., 2019	
	<i>Setophaga chrysoparia</i>	Ground-based training	0	Long et al., 2017	
	<i>Aquila chrysaetos</i>	Helicopters	0	Grubb et al., 2010	
	<i>Cardinalis cardinalis</i>	Military activities	0	Barron et al., 2012	
	Small landbird community	Military activities	0	Rivers et al., 2010	
	Birds	Aircraft	-	Zakrajsek and Bissonette, 2005; van Gasteren et al., 2019	
	<i>Circus cyaneus</i>	Firing	-	Schueck et al., 2001	
	<i>Corvus brachyrhynchos</i>	Military activities	-	Barron et al., 2012	
	Bird biomass	Military activities	-	Demarais et al., 1999; Severinghaus et al., 1981	
	Bird species richness	Military activities	+	Bušek and Reif, 2017	
	Granivorous birds abundance	Military activities	+	Woinarski et al., 2002	
	Insect	<i>Speyeria idalia</i>	Vehicles training	-	Ferster and Vulinec, 2010
		Dragonfly communities	Active MTAs	+	Harabiš and Dolný, 2018
Butterfly richness		Military activities	+	Cizek et al., 2013	
<i>Rosalia alpina</i>		Military activities	+	Drag et al., 2011	
Ants abundance		Military activities	+	Graham et al., 2009	
<i>Coleophora tricolor</i>		Military activities	+	Haggett, 2000	
Butterflies richness and diversity		Military activities	+	Kim et al., 2015	
<i>Cidindela hybirda</i>		Military activities	+	Warren and Büttner, 2008b	
<i>Oedipoda caerulea</i>		Military activities	+	Warren and Büttner, 2008b	
<i>Speyeria idalia idalia</i>	Military activities	+	Zografou et al., 2017		
Mammal	<i>Antilocapra americana sonoriensis</i>	Aircraft and ground-based activities	0	Krausman et al., 2004	
	<i>Antilocapra americana sonoriensis</i>	Bombing	0	Krausman et al., 2007	
	<i>Ursus americanus</i>	Weapons training	0	Telesco and Van Manen, 2006	
	Reindeer	Military activities	-	Fohringer et al., 2021	
	Mammals	Military activities	+	Arimoro et al., 2020	
	<i>Antilocapra americana sonoriensis</i>	Military activities	+	Krausman et al., 2005	
	Koala	Military activities	+	Lee et al., 2010	
	<i>Canis lupus</i>	Military activities	+	Nowak et al., 2017; Reinhardt et al., 2019	
	Small mammals diversity	Military activities	+	Shenko et al., 2012	
	<i>Macropus giganteus</i>	Military activities	+	Woinarski and Ash, 2002	
	<i>Mus musculus</i>	Military activities	+	Woinarski and Ash, 2002	
	<i>Pseudomys gracilicaudatus</i>	Military activities	+	Woinarski and Ash, 2002	
	<i>Peromyscus maniculatus</i>	Vehicles and on foot manoeuvres, encampment	+	Leis et al., 2008	

▪ Birds

For birds, responses to military activities are diverse. For example, passerine breeding does not seem to be affected by military activities at Fort Hood in Texas (Barron et al., 2012), whereas raptor hunting activity decreases on training days at a training area in Idaho (Schueck et al., 2001). This decrease in raptor activity is particularly observed on days of artillery training (Schueck et al., 2001).

The presence of grassland on training areas provides important breeding habitats for many land birds (Althoff et al., 2004). Species richness of birds of conservation concern appears to be higher in open areas inside military fields than outside. In Hradiště, Bušek and Reif found a significant difference in bird species richness between the military training area and the control area. The species richness was higher in the military training area than in the area outside the MTA (Bušek & Reif, 2017). In general, it seems that the biomass of birds present in the MTAs decreases when training activities increase (Demarais et al., 1999).

Furthermore, in Kansas, bird species richness and community composition on military lands are comparable with nature reserves (Rivers et al., 2010). In addition, the impact of military activities on birds is being strongly studied on air bases. Birds like raptors, larids, corvids and storks in particular are at high risk of collisions with military and civilian aircraft (Kitowski, 2011). As with civil aviation, airbases can cause the death of some birds that collide with aircraft (Zakrajsek & Bissonette, 2005; van Gasteren et al., 2019). According to Zakrajsek and Bissonette, the most hazardous species for US military aircraft are the snow goose (*Anser caerulescens*), the common loon (*Gavia immer*), the Canada goose (*Branta canadensis*) and the black vulture (*Coragyps atratus*). On the contrary in the Tri-Canyon Area, in Utah, Grubb et al. demonstrate that the Apache helicopter flight do not disturb golden eagle (*Aquila chrysaetos*) nesting success and productivity rates (Grubb et al., 2010). Also, bachman's sparrow (*Peucaea aestivalis*) nesting (Fish et al., 2019) and golden-cheeked warbler (*Setophaga chrysoparia*) (Long et al., 2017) were not affected by ground-based military training activity respectively in North-Carolina and in Texas.

▪ **Amphibians**

Amphibians are also strongly impacted by military activities. Indeed, some species such as the natterjack toad (*Epidalea calamita*) and the yellow-bellied toad (*Bombina variegata*) will select preferentially heavily disturbed ponds with very little vegetation for breeding. Thus, although the populations of these amphibians are in decline, they are observed breeding on military training grounds in Germany, Switzerland, the United States (Warren & Büttner, 2008a) but also in France as is the case at the Avon training area (Lescure et al., 2011). These endangered species are dependent on disturbance and are therefore sensitive to conservation strategies that seek to eliminate or reverse the effects of disturbance from military activities (Warren & Büttner, 2008a).

▪ **Mammals**

The impact on mammals is also being studied. For example, in Brazil, the Formosa military training area has a much higher mammalian species richness than in the protected areas of the neighbouring regions, especially threatened species (Arimoro et al., 2020). In Germany and in Poland, military training areas have facilitated the recolonization by the wolf (*Canis lupus*) in the country. Although the habitats present in these MTAs are similar to those in protected areas, it seems that anthropogenic mortality was lower, allowing the wolf to spread more easily (Nowak et al., 2017; Reinhardt et al., 2019). Military activities are therefore

important sources of vertebrate fauna conservation (Woinarski et al., 2002). This is not the case for all species, for example in Sweden, military activities at Kalixfors restrict the passage of reindeer herds during certain parts of the year, preventing them from accessing favourable winter grazing grounds (Fohringer et al., 2021).

▪ **Arthropods**

Arthropods are mainly studied in training areas as biological indicators of disturbance levels. For example, at Fort Benning in Alabama, ant community composition is analysed to highlight the level of disturbance in various habitats (Graham et al., 2008). In Korea, military lands have an important role in the conservation and maintenance of grassland butterfly species of conservation concern. Indeed, the species richness and diversity of red listed butterfly species found in military training areas are higher than in protected areas (Kim et al., 2015). These results are similar to the situation in the Czech Republic where a study was conducted to compare the species richness of butterflies between different MTAs and nature reserves (Cizek et al., 2013).

For dragonflies, as for ants, it is the community composition and not the species richness that varies on the training grounds. But unlike ants, it is not the level of disturbance that influences dragonfly communities, but isolation. Indeed, the remoteness of MTAs protects dragonflies from the negative impacts of other human activities (Harabiš & Dolný, 2018).

Monitoring rare and endangered species on military grounds is also the subject of different studies. For example, several authors have studied the regal fritillary butterfly (*Speyeria idalia*). In 2010, Ferster and Vulinec indicates that vehicles manoeuvring activities at Fort Indiantown Gap (Pennsylvania, USA) deteriorate habitats suitable for the caterpillars of the regal fritillary, which affects the size of the population (Ferster & Vulinec, 2010). In 2017, Zografou and colleagues also highlighted the evolution of this population. They indicate that military activities (tank and troop movements) have contributed to the establishment of this species, whereas on some sites, this activity being discontinuous has led to the encroachment of woody species in the grasslands. This process led to the decline of the population, which could subsequently be preserved by an appropriate management method, in this case, prescribed fire (Zografou et al., 2017).

Finally, the results observed on disturbance-dependent vertebrates are confirmed for insects. Indeed, *Oedipoda caerulescens* and *Cincidela hybrida*, an orthopteran species and a tiger beetle species were found on four military MTAs in Germany. These MTAS contain some of the last remnants of disturbed habitats necessary to maintain populations of these two species and thus other species with similar habitat requirements (Warren & Büttner, 2008b).

1.4.5. Conclusion

In conclusion, many studies take place on active or former military training areas, but only part of them highlight the interactions between military activities and biodiversity. Some studied the monitoring of specific and/or rare populations whereas others concern grazing or mowing but don't specify the link with military training. Thus, these studies only take place on military ground without taking account of their activities. In fact, they do not highlight the role of the military in conservation, whereas other papers demonstrate this role by highlighting the diversity of impacts that they involve.

Moreover, military impacts are often studied years after their cessation which is not optimal for mitigating the negative effects (Lawrence et al., 2015). Fauna and flora responses vary with the diversity of military trainings. Although, even if there are common effects of some training, each military training area is different and can involve specific impacts. That is why, active sites should be studied to conserve habitats and species before negative effects increase.

There is already a lot of knowledge about the impacts of military training which can be negative, positive or neutral, and can directly or indirectly affect the biodiversity they host (Magagula, 2016; Smit & Henrico, 2021). Nevertheless, since training methods are constantly evolving and are not the same in all countries, it is important to continue to monitor and research conservation methods in these particular environments. In addition, as Machlis and Hanson (2008) suggested, there is still a lack of publications that cross boundaries of discipline and scales. Such publications could link environmental responses to the socio-economic contexts of MTAs.

Military training areas are study sites with high conservation value, but the knowledge potential is underexplored. Some of our studies, occurring in the project Life NaturArmy, demonstrate that there are many monitoring or inventories that take place on military areas, but the protocols used are rarely standardized. Therefore, data from those studies cannot generally be used in scientific publications. Thus, military training grounds are high potential study sites for biodiversity conservation but there is a lack of scientific research in these areas, particularly in Europe. In France, the Ministry of the Armed Forces is undertaking initiatives in cooperation with researchers to attempt to fill those gaps. In the future, these initiatives will need to be expanded in more countries.

Tableau 4 Présentation des sites d'études et sites Natura 2000 associés

Site	Département	Surface du site militaire (ha)	Surface en Natura 2000 (ha)	Site Natura 2000 associé	Corps d'armée	Milieux d'intérêts	Partenaires écologiques
Camp d'Auvours	Sarthe	850	288	Vallée du Narais, forêt de Bercé et ruisseau du Dinan (FR5200647)	Terre	Tourbières, Tourbières boisées, Landes, Boisements alluviaux, Etangs oligotrophes, Aulnaie-Frênaie	CEN Pays de la Loire
Camp d'Avon	Deux-Sèvres	870	615	Chaumes d'Avon (FR5400445)	Terre	Prairies mésophiles, Plantations d'arbres, Pelouses sèches	CEN Nouvelle-Aquitaine
Champ de tir du Linès (Gâvres)	Morbihan	400	400	Massif Dunaire de Gâvres et Quiberon et zones humides associées (FR5300027)	Marine	Dunes, Plage de sables	Syndicat mixte du Grand Site Gâvres-Quiberon
Camp de Montmorillon	Vienne	1640	1570	Landes de Sainte-Marie et camp militaire de Montmorillon (FR5412015) Brandes de Montmorillon (FR5400460)	Terre	Landes et Fourrés, Tourbières, Habitats aquatiques d'eau douce, Milieux herbacés, Boisement	CEN Nouvelle-Aquitaine
Détachement aérien 273 de Romorantin - Pruniers	Loir-et-Cher	210	210	Sologne (FR2402001)	Air	Prairies, Friches, Boisement	CEN Loir-et-Cher
Camp de Suippes	Marne	13 500	7900	Savart du camp militaire de Suippes (FR2100259)	Terre	Boisements, Pelouses sèches, Landes, Broussailles, Prairies semi-naturelles	CEN Champagne-Ardenne

I.5. CADRE GEOGRAPHIQUE

Pour des raisons de confidentialité, aucune carte indiquant les emprises militaires ne sera présente dans ce manuscrit.

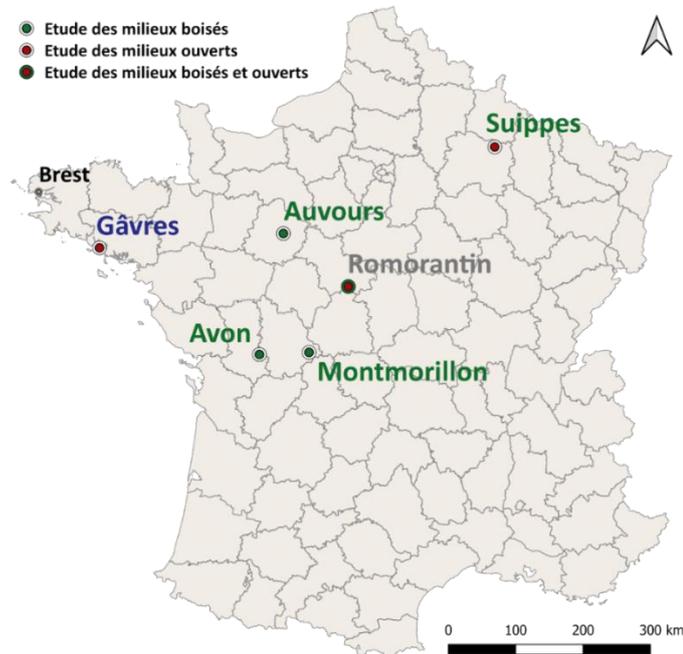


Figure 7 Situation géographique des sites d'études avec en bleu les sites appartenant à la Marine nationale, en vert les sites à l'armée de Terre et en gris les sites de l'armée de l'Air et de l'Espace

I.5.1. Sélections des sites d'études

L'étude a été réalisée sur six sites d'études (Figure 7) qui ont été sélectionnés, principalement parmi les sites ateliers du Life, selon les critères suivants :

- Ils appartiennent à des domaines biogéographiques et/ou à des grandes régions écologiques différentes.
- Ils présentent différents habitats représentatifs des habitats rencontrés en France.
- Ils correspondent à des contextes de gestion et d'activités variés. Ainsi, les sites choisis pour cette étude sont représentatifs des activités des différents corps d'armées (Armée de Terre, Armée de l'air et de l'Espace et Marine nationale). Les partenariats de gestion de sites militaires avec des gestionnaires d'espaces naturels y sont plus ou moins récents. Ainsi, certains sites sont peu concernés par l'expertise d'écologues alors que d'autres sont gérés dans un cadre partenarial depuis de nombreuses années. De même les gestionnaires partenaires n'appartiennent pas tous à la même structure selon les sites d'études.
- Ils sont, autant que possible, englobés dans des sites Natura 2000 suffisamment larges pour permettre une comparaison entre zones militaire et civile. Ils présentent

également, éventuellement, différents niveaux d'activités militaires permettant la caractérisation d'un gradient de militarisation.

- L'emprise des sites est suffisamment grande pour permettre la réplique des inventaires mis en place.

Les sites sélectionnés présentent ainsi des diversités de superficies, habitats, occupations, situations géographiques tout en gardant les points communs afin de permettre des analyses comparatives (Tableau 4).

En plus des 6 sites d'études qui ont été sélectionnés pour la thèse, deux autres sites (la base aérienne de Cazaux et l'île du Levant) ont fait l'objet d'une visite de site. Les contraintes d'accès sur ces sites semblaient trop importantes et ces sites n'ont finalement pas été retenus.

Au sein de ces sites, le choix des milieux pris en compte précisément a fait suite à des visites de terrain effectuées au printemps 2020. Le calendrier de ces visites et donc le déroulement du programme ont été perturbés par les contraintes sanitaires.

1.5.1. Choix des sites et milieux : contraintes liées à l'activité militaire

Afin de sélectionner les milieux et zones prospectés, des visites de sites ont été effectuées sur chacun des camps (Tableau 5). Les visites de sites se sont déroulées sur deux périodes puisqu'elles ont dû être re-planifiées en raison du premier confinement lié à la COVID 19. Le choix a ensuite été effectué en accord avec les chefs de camps puisque les terrains d'entraînements militaires présentent des contraintes d'accès spécifiques liées à des questions de sécurité.

Tableau 5 Dates de visites et personnes rencontrées pour le choix des zones et milieux étudiés

Site	Date de visite	Personnes rencontrées	Milieux visés
Auvours	16/06/2020	- Référent environnement à l'EMZD de Rennes - Correspondant environnement du 2ème RIMA - Antoine Avrilla - CEN Pays de la Loire - Marek Banasiak - CEN Pays de la Loire	Boisements
Avon	20/05/2020	- Chargé d'environnement de l'ENSOA - Chef de la section des pionniers du camp d'Avon - Justine Vidal - CEN Nouvelle-Aquitaine	Bocage
Gâvres	06/03/2020	- Etat Major de la Marine - Chargé d'environnement CECLANT - Chargé d'environnement BASEFUSCO - Chef du groupement des champs de tir du Linès-Bégot - Christophe Le Pimpec - Représentant du SMGSGQ	Dunes blanches et grises
Montmorillon	04/06/2020	- Julien Ventroux - CEN Nouvelle-Aquitaine	Boisements
Romorantin	09/06/2020	- Chargé d'environnement du DA 273	Boisements et pelouses
Suipees	02/07/2020	- Etat Major de l'armée de Terre - Chefs de corps et officiers du CAPCIA - Chargé d'environnement du CAPCIA - Adrien Bertoni - CEN Champagne-Ardenne - Pierre Detcheverry - CEN Champagne-Ardenne	Pelouses

EMZD : Etat Major Zone de Défense ; CEN : Conservatoire d'Espaces Naturels ; ENSOA : Ecole Nationale des sous-officiers d'Active ; CECLANT : Commandant de l'arrondissement maritime Atlantique ; BASEFUSCO : Force maritime des fusiliers marins et commandos ; SMGSGQ : Syndicat Mixte Grand Site de Gâvres Quiberon ; DA : Détachement Aérien ; CAPCIA : Centre d'Appui et de Préparation au Combat InterArmes

La première contrainte rencontrée est liée aux exercices d'entraînements. Sur les sites où des exercices de tirs sont réalisés, certaines zones du camp peuvent être incluses dans une zone de sécurité (Figure 8). En effet, autour des pas de tirs, il existe des zones de sécurité plus ou moins longues et plus ou moins larges selon les activités de tirs effectuées. Elles permettent de limiter les risques d'accident en cas de tirs perdus. Ces zones sont inaccessibles pendant les exercices de tirs, elles empêchent donc l'accès à des zones d'études potentielles situées dans cette emprise mais aussi aux routes qui permettent d'accéder à d'autres zones du camp. Ainsi, l'accès aux zones prospectées est défini par les périodes d'entraînements. Par exemple, les champs de tir du site de Gâvres sont accessibles un vendredi par mois et les week-end tandis que sur le camp d'Auvours, les jours d'exercices, les zones prospectées sont accessibles avant 9h ou après 16h30.

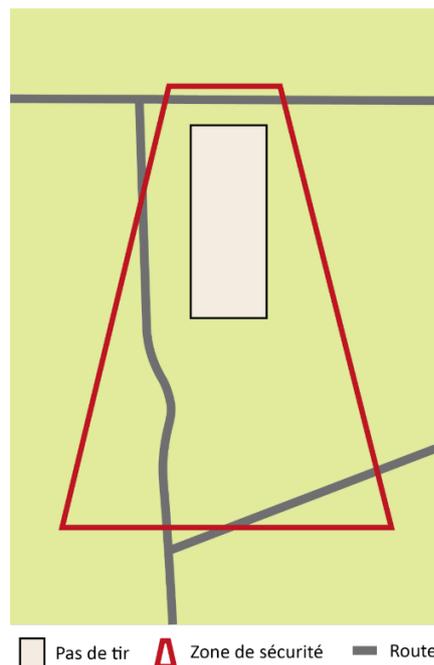


Figure 8 Schéma des zones de sécurité entourant les pas de tirs

La deuxième contrainte est liée aux risques pyrotechniques. Sur les camps militaires certaines zones peuvent présenter des risques liés aux restes de munitions plus ou moins anciennes. Ces munitions peuvent être enfouies sous terre mais remonter progressivement à la surface. Elles peuvent se déclencher par chocs physiques ou thermiques et provoquer des explosions et des incendies. Pour éviter la mise en danger du personnel des camps, des cartographies des risques sont établies. Trois types de zonations sont définies :

- Les zones vertes présentent de faibles risques pyrotechniques et sont accessibles en tout temps.
- Les zones jaunes présentent des risques importants ou historiques et sont accessibles sur autorisation.
- Les zones rouges présentent des risques avérés et sont interdites d'accès à toute personne même pour les personnels militaires.

Enfin, la dernière contrainte est liée à l'accompagnement sur site. Sur des sites présentant de très grandes superficies et des contraintes de réseaux téléphoniques, comme le site de Suippes ou sur des sites présentant des zones sécurisées non accessibles au "public", comme le site de Romorantin, un accompagnement par un personnel de l'armée était imposé.

1.5.2. Description des sites d'études

1.5.2.1. *Camp d'Auvours*

▪ Description du site

Le camp d'Auvours est occupé par le 2^{ème} régiment d'Infanterie de Marine de l'armée de Terre. Situé dans la Sarthe, à proximité du Mans, ce camp de 850 ha est traversé par le site Natura 2000 « Vallée du Narais, forêt de Bercé et ruisseau du Dinan (FR5200647) » sur 288 ha. Le camp est structuré en deux espaces. Le premier espace est le camp bâti, il correspond au lieu de vie des soldats où sont situés les logements, réfectoire, bureaux et zone d'accueil. Le deuxième espace est le camp d'entraînement. Cette zone s'étend sur près de 7 km de long et est traversée par deux routes départementales. Les activités militaires sont variées. Différents pas de tirs occupent l'espace pour permettre des entraînements de tirs divers. Une zone est aussi dédiée aux manœuvres en véhicule et à pieds.

Ce camp est composé de tourbières (boisées et non boisées), de pelouses siliceuses, de landes, de boisements alluviaux, d'étangs oligotrophes et d'Aulnaies-frênaies. Ces habitats sont principalement caractéristiques de zones humides et sont donc occupés par une faune et une flore spécifiques à ces milieux. Il présente ainsi près de 26 espèces protégées parmi des groupes variés (oiseaux, odonates, coléoptères, plantes ...). Pour la gestion de ces différents habitats, l'armée est en convention avec deux structures. L'ONF est chargé de la gestion des boisements et le CEN Pays de la Loire est conventionné pour le reste des habitats. Une société de chasse militaire, composée principalement de militaires actifs ou à la retraite, mais aussi de policiers, gendarmes etc., possède une Autorisation d'Occupation Temporaire (AOT) pour la gestion de la faune sauvage, notamment du grand gibier.

Au sein de ce site, les études concernent les boisements de résineux, choisis pour des raisons de facilité d'accès de répliquabilité sur des espaces civils. Certains espaces ont dû être exclus à cause de risques pyrotechniques. Deux zones d'échantillonnages ont été définies sur le camp et à l'extérieur (à l'intérieur du site Natura 2000). A l'intérieur du camp l'un des boisements se trouve sur la zone de manœuvre et l'autre est en arrière d'un pas de tir. A l'extérieur du camp, le premier boisement est situé en limite nord du camp et le deuxième est à 2km au sud du camp. Les deux boisements extérieurs sont des boisements privés. Ils ne subissent donc pas la même utilisation et la même gestion que sur le camp. Alors qu'à l'intérieur du camp, les boisements sont gérés par l'ONF avec un roulement de coupe à blanc puis plantation, à l'extérieur, les boisements sont en libre évolution depuis plusieurs années.

▪ Histoire du site

Aux 18^{ème} et 19^{ème} siècle, les propriétaires fonciers plantent massivement du pin maritime (*Pinus maritimus*) sur les communes en périphérie à l'Est du Mans. Ces pineraies se sont développées sur ce qui deviendra le Camp d'Auvours et aux alentours pour répondre à une forte demande de bois pour l'industrie du charbon de bois (Dufour, 1983).

La création du camp d'Auvours fait suite à la défaite de la France lors de la bataille du Mans en 1871. Ce camp a été mis en place afin de former les recrues de la 4^{ème} région militaire dont le siège était alors situé au Mans. Les troupes composées de fantassins et artilleurs venaient alors s'exercer aux manœuvres et tirs réels depuis la caserne du Mans et d'autres villes de la 4^{ème} région militaire.

Avant 1914, le camp est constitué de peu d'installations permanentes puisque les troupes de passage couchaient sous des toiles de tentes et des installations temporaires. Puis, il servira de base arrière des armées alliées pendant la 1^{ère} guerre mondiale. Il est d'abord utilisé par les armées belges et britanniques comme zone de repos et d'entraînement, avant d'être occupé par l'armée américaine en 1918-1919. Puis, pendant l'entre-deux guerres, les installations temporaires sont remplacées par des baraquements en bois dans un premier temps puis en dur.

Pendant la 2^{nde} guerre mondiale, le site d'Auvours est utilisé comme camp de transit pour les prisonniers pris par les Allemands. Les allemands entreprennent alors la construction d'installations encore visibles actuellement, tels que des bunkers, des abris ou des citernes d'approvisionnement. Suite à la guerre et jusqu'en 1980, de nouvelles installations sont mises en place au niveau du camp bâti. Il prendra le nom de Caserne Martin des Pallières à partir de 2000.

Le 2^{ème} Régiment d'Infanterie de Marine (2^{ème} RIMA) s'installe sur le camp d'Auvours en 1963. Jusqu'en 1980, le régiment est implanté en partie dans la ville du Mans avant d'intégrer entièrement le camp. Cela implique des déplacements des troupes depuis la ville vers le terrain militaire lors des exercices.

Depuis l'implantation du 2^{ème} RIMA, les champs de tirs sont régulièrement utilisés et peuvent impliquer des incendies de plus ou moins grandes ampleurs. Parmi les plus récents, 8 ha ont brûlé en 2011 et 30 ha en 2013. Les risques pyrotechniques dus aux entraînements ont plusieurs répercussions. Les incendies permettent le développement d'une nouvelle végétation pionnière et une régénération naturelle des landes et boisements du site. Néanmoins, ils impliquent aussi la mise en place de règles d'entretiens particulières avec notamment l'entretien d'environ 20 ha de pare-feux qui visent à limiter la propagation des incendies aux zones urbanisées, présentes à proximité du camp, ainsi qu'aux secteurs pollués par des engins pyrotechniques.

Le 2^{ème} RIMA possède des conventions de gestion des habitats naturels et semi-naturels avec plusieurs structures. Dès les années 1990, l'ONF est chargé de l'entretien des boisements

et entreprend la plantation de plusieurs parcelles de pins. En 2014, une première convention locale de gestion des milieux ouverts est signée avec le CEN Pays-de-la-Loire. S'ensuit deux renouvellements de convention, dont la dernière court jusqu'en 2026. Depuis la signature de ces conventions, le CEN a mis en place une première notice de gestion des milieux ouverts et a entrepris des travaux de réhabilitation de tourbières.

En 2015, une partie du terrain militaire est intégrée au réseau Natura 2000 par l'arrêté du 7 octobre 2015 qui porte la désignation de la ZSC « Vallée du Narais, forêt de Bercé et ruisseau du Dinan ». La surface du camp inclut en Natura 2000 est ensuite augmenté par l'arrêté du 16 août 2022 qui modifie les limites de la ZSC.

1.5.2.2. *Camp d'Avon*

▪ **Description du site**

Le camp d'Avon est un site d'entraînement pour l'École nationale des sous-officiers d'Active (ENSOA) de Saint-Maixent-l'École. Situé dans les Deux-Sèvres, il s'étend sur 870 ha. Le site est quasiment intégralement intégré au réseau Natura 2000. Il est inclus dans la Zone Spéciale de Conservation (ZSC) « Chaume d'Avon » (FR5400445) et dans la Zone de Protection Spéciale (ZPS) « Plaine de la Mothe-Saint-Héray-Lezay » (FR5412022). Ce camp est intégralement dédié à l'entraînement. Il est situé à moins de 10 km de Saint-Maixent-L'École où se situent les lieux de vie des apprentis sous-officiers de l'armée de Terre. Il est composé d'un pas de tir fermé, mais la majorité des entraînements sont des activités de combat à pied. Il est aussi composé de zones de bivouac, qui sont le plus souvent situées au niveau d'anciens corps de ferme et d'un village de combat.

Ce camp est principalement composé de pelouses sèches entourées d'un maillage de haies et de mares semi-permanentes. Les pelouses ne sont pas clôturées et communiquent entre elles à travers les haies. Il abrite de nombreuses espèces d'intérêt communautaire dont 22 espèces d'orchidées et une population de sonneurs à ventre jaune (*Bombina variegata*). Ce site est en convention avec le CEN Nouvelle-Aquitaine pour la gestion de ses habitats naturels. Six exploitants bénéficient d'AOT pour faire pâturer leurs élevages bovins afin de gérer les pelouses. Ces AOT sont délivrées pour 5 ans renouvelables et font l'objet d'un cahier des charges spécifique.

Les études sur ce site concernent le système bocager et particulièrement les haies, puisque des études ont déjà été réalisées sur les pelouses sèches présentes et la population de *B. variegata* et ses mares temporaires associées sont régulièrement suivies. A l'extérieur du camp, l'échantillonnage a été réalisé exclusivement sur la zone où se juxtaposent les deux sites Natura 2000. A l'intérieur du camp, les haies sont entretenues par l'équipe des pionniers du camp. Cet entretien est surtout effectué sur les haies qui bordent les voies d'accès. Les autres haies sont laissées en libre évolution. A l'extérieur du camp, les haies sont aussi gérées en bordure de route, mais aussi entre les parcelles lorsque celles-ci sont cultivées.

Contrairement à l'intérieur du camp, cette zone est constituée de haies jeunes, récemment plantées.

- **Histoire du site**

Le terrain d'entraînement d'Avon a été créé dans les années 1950. Sa mise en place a fait l'objet d'expropriations d'agriculteurs. Un compromis a alors été trouvé avec les communes alentour et des terres ont été proposées en location aux agriculteurs pour la mise en place de pâturage. A l'exception d'un champ de tir fermé et du village de combat qui sont récents, la majorité des bâtiments présents sur le site sont d'anciennes fermes qui existaient avant l'installation militaire. Ces fermes sont toujours utilisées dans le cadre des entraînements.

Depuis 1963, le terrain est utilisé pour la formation des troupes de l'Ecole Nationale des Sous-Officiers d'Active (ENSOA) de Saint-Maixent-L'Ecole. Les entraînements se font majoritairement à pied et aucune manœuvre de véhicule n'est effectuée en dehors des routes et chemins prévus à cet effet.

Le terrain d'entraînement d'Avon fait partie des premiers camps ayant signé une convention de gestion avec un CEN. En 1997, une première convention est signée avec le CEN Poitou-Charentes (dorénavant CEN Nouvelle-Aquitaine). S'ensuit une convention commune avec le camp de Montmorillon en 1999. Depuis, 3 nouvelles conventions ont été mises en place, avec des durées de mise en œuvre de plus en plus longues. La dernière convention court jusqu'à 2032.

Depuis la mise en place de ce partenariat, le CEN a entrepris de nombreux inventaires et suivis du patrimoine naturel du camp. Il a aussi permis la création de mares temporaires afin de préserver une population de sonneur à ventre jaune, a mis en place une expérimentation de gestion d'une chênaie têtard et la réalisation de divers travaux d'entretien des milieux naturels constituant le terrain d'entraînement.

Le terrain d'entraînement d'Avon est intégré dans la ZSC « Chaumes d'Avon » depuis sa désignation par l'arrêté du 4 mai 2007. De plus, depuis le 2 janvier 2008, il est aussi intégré dans la ZPS « Plaine de la Mothe Saint Héray-Lezay ».

1.5.2.3. *Champs de tir du Linès (Gâvres)*

- **Description du site**

Les champs de tir du Linès sont situés dans le Morbihan à proximité de Gâvres. Ils bordent la petite-mer de Gâvres et font partie du massif dunaire de Gâvres à Quiberon. Les champs de tir s'étendent sur 400 ha et sont intégrés à la ZSC « Massif dunaire Gâvres-Quiberon et zones humides associées » (FR5300027). Ce site est occupé par la Marine nationale et est un site d'entraînement pour les fusiliers marins et les commandos. Tous les types d'entraînements

de la marine peuvent y être réalisés, avec des entraînements de combat d'infanterie sur terre mais des tirs depuis et vers la mer.

Ce site est principalement constitué de dunes, de plages de sable, mais aussi d'étangs arrière-dunaires. Il ne fait pas l'objet d'une convention signée, mais il existe un accord avec le Syndicat Mixte de Gâvres-Quiberon qui est l'opérateur Natura 2000 du site. Il intervient surtout pour des conseils sur demande de l'armée. Il est notamment intervenu depuis 2018 sur un projet de réouverture des étangs. Ce projet a été réalisé à l'aide d'une demande de financement du Fond d'Intervention pour l'Environnement (FIE) pour laquelle l'appui du Syndicat était nécessaire. L'arrière dune fait l'objet d'AOT auprès de maraîchers qui peuvent cultiver les parcelles qui séparent les dunes grises des étangs.

Au sein du site du Linès, les dunes blanches et grises ont été considérées dans cette étude. A l'extérieur du camp, deux zones ont été prise en compte, la dune d'Erdeven et la dune de Sainte-Barbe. La dune de Sainte-Barbe est utilisée par la Marine environ une fois par mois pour des entraînements de tir air-terre. Dans la suite du manuscrit, cette zone est considérée comme la zone à activité militaire intermédiaire. En dehors des jours d'entraînements, il n'y a pas de réglementation d'accès sur cette zone. Les dunes blanches d'Erdeven et de Sainte-Barbe sont délimitées par un monofil qui limite la dégradation du site et permet la restauration de cet habitat.

Par la suite, ce site sera indiqué comme le site de Gâvres.

▪ Histoire du site

En 1829, le ministère de la guerre met à disposition de la Marine, la « Batterie verte » ou « Redoute verte » à proximité de la ville de Gâvres. La Marine en deviendra propriétaire définitif en 1856. Le site sert de zone d'essai aux tirs afin de comprendre les effets et étendues qu'ils peuvent avoir sur les bâtiments de guerre. Le polygone de tir est alors appelé « Commission chargée des expériences sur la plage de Gâvre » et s'étend de la plage de Gâvres jusqu'à Penthièvre sur les dunes en friches et inhabitées.

A partir de 1846 et jusqu'à 1871, le polygone s'étend par l'achat de nouvelles parcelles et l'expropriation de propriétaires. La Marine est alors propriétaire des terres qui s'étendent de la batterie verte jusqu'au Linès. L'expansion de l'emprise du polygone continue par la construction d'une nouvelle batterie en 1881. Jusqu'en 1893, le personnel et le matériel arrivent depuis Lorient en canots. Pour faciliter le transport, une route et un tramway sont construits sur de nouvelles parcelles acquises.

Pendant la 1^{ère} guerre mondiale, le personnel sur place augmente, puisque la commission d'expériences de Gâvre collabore avec trois autres commissions. Pour accueillir tous les exercices, l'emprise du polygone continue de s'étendre par l'expropriation et l'achat de nouvelles parcelles jusqu'en 1940.

En 1972, le groupe d'études et de recherches en balistique, armes et munitions (GERBAM) de la Direction générale de l'armement (DGA) succède à la commission d'expériences de Gâvre. Jusqu'en 2010 la DGA occupe le champ de tir de Gâvres, avant de le céder à la Marine nationale. En 2011, elle décide de céder une partie de l'emprise historique sur la commune de Gâvres et le polygone devient le champ de tir de Plouhinec tel qu'il existe actuellement.

Les zones humides en arrière des champs de tir sont intégrées à la ZPS « Rade de Lorient » lors de sa désignation le 1er février 2005. Puis la totalité du terrain militaire intègre, le 6 mai 2014, la ZSC « Massif dunaire Gâvres-Quiberon et zones humides associées ».

Au regard des photographies aériennes, l'emprise historique de l'armée sur cet espace a permis de maintenir le massif dunaire de Gâvres à Quiberon sans discontinuité artificielle. Sur le champ de tir du Linès, les seules évolutions visibles sont la fermeture de la végétation sur les étangs arrière dunaire et l'augmentation du sol nu sur les pas de tir d'entraînement. En 2018, l'armée en partenariat avec le Syndicat Mixte du Grand Site Gâvres Quiberon (SMGSGQ), dépose un dossier et obtient des financements FIE afin de réaliser des travaux de génie écologique pour ré-ouvrir les zones humides. L'augmentation de la proportion de sol nu sur les pas de tir est principalement causée par leur nettoyage régulier. En effet, afin d'éviter la pollution des sols par les restes de munitions, le sable des pas de tir est criblé ce qui empêche le développement de la végétation sur ces zones.

En dehors de l'emprise militaire, l'artificialisation des sols a augmenté notamment avec le développement de routes et de parkings pour accéder aux plages. L'emprise des villes se développe avec l'augmentation du nombre d'habitations individuelles. L'urbanisation n'empiète pas sur les espaces dunaires, mais s'en rapproche de plus en plus du côté des communes d'Etel, Erdeven et Plouharnel.

1.5.2.4. *Camp de Montmorillon*

▪ **Description du site**

Le camp de Montmorillon situé dans la Vienne s'étend sur près de 1640 ha. La quasi-totalité du camp est intégrée au réseau Natura 2000. Il est englobé dans la ZPS « Camp de Montmorillon, Landes de Sainte-Marie » (FR5412015) et dans la ZSC « Brandes de Montmorillon » (FR5400460). Le camp est occupé par l'armée de Terre pour des entraînements aux tirs, avec des pas de tirs variés, et pour des manœuvres d'infanterie avec notamment des courses d'orientation dans les boisements. Il est à usage exclusif des entraînements, aucun camp bâti n'est situé sur ou à proximité immédiate du camp.

Ce camp est composé de milieux variés, des landes, des tourbières, des habitats aquatiques d'eau douce, des boisements etc. Il est en convention de gestion avec le CEN Nouvelle-Aquitaine depuis 1997. Le CEN met en place des inventaires et des suivis pour les

espèces d'intérêt communautaire notamment certains oiseaux, libellules et chauves-souris. Il vient en conseil lors de l'aménagement de certaines zones, pour l'entraînement et permet la restauration de certains habitats. Dernièrement, le CEN a mis en place un protocole de restauration des pare-feux en prairies naturelles. Le CEN est le seul interlocuteur du camp pour les questions d'environnement. De plus, des sociétés de pêche et de chasse, principalement militaires, interviennent sur le camp pour la gestion de la faune sauvage en dehors des périodes d'entraînement.

Sur ce site, comme pour le camp d'Auvours les études menées concernent les boisements, mais il s'agit ici de chênaies qui sont présentes sur de grandes surfaces. Un des boisements étudiés est ancien puisqu'il apparaît sur les cartes de Cassini. A l'extérieur du camp, les boisements de deux propriétaires privés ont été inventoriés. Les boisements intérieurs et extérieurs présentent une gestion équivalente. Ils sont laissés en libre évolution mais sont aménagés par les chasseurs pour favoriser la chasse au gros gibier.

▪ Histoire du site

Dans les années 1950, les forces de l'OTAN ont acquis à l'amiable ou par expropriation plusieurs parcelles à l'est de Montmorillon pour mettre en place le camp de Montmorillon. Il est d'abord occupé par des troupes américaines qui cèdent le terrain aux autorités françaises en 1966. Il est alors occupé par le Régiment d'Infanterie des Chars de Marine (RICM). Puis la garnison de Montmorillon est créée en 1975.

Depuis sa création, les milieux naturels non utilisés sont en libre évolution. A partir de 1995, le CEN Poitou-Charentes (actuellement CEN Nouvelle-Aquitaine), intervient pour la gestion environnementale du camp suite à l'accord « Défense-Environnement ». Depuis, ce partenariat a été officialisé par une première convention de 1997 à 1999. S'ensuit une convention commune avec le camp d'Avon en 1999, puis trois conventions locales dont la dernière pour la période 2022-2027.

Le partenariat avec le CEN a pour but la gestion du territoire par l'entretien de la diversité des milieux, de la faune et de la flore. Le CEN intervient notamment sur la gestion de la Brande avec un agriculteur conventionné par une AOT. Il a aussi pour vocation de limiter la fermeture progressive des milieux. Pour cela, plusieurs travaux de débroussaillage et de ré-ouverture de vieilles brandes ont été effectués. Le CEN effectue aussi des suivis des espèces patrimoniales et de la restauration d'une zone suite au tournage d'un film. Depuis le début du projet Life NaturArmy, il expérimente la réhabilitation des pelouses des pare-feu en prairies naturelles.

Enfin, le terrain d'entraînement est inclus dans deux sites Natura 2000. En 2004, il intègre la ZPS « Camp de Montmorillon, Landes de Sainte-Marie », puis en 2009 la ZSC « Brandes de Montmorillon ».

1.5.2.5. *Détachement aérien 273 de Romorantin-Pruniers*

▪ **Description du site**

La base aérienne de Romorantin s'étend sur 210 ha à l'intérieur de la Sologne (FR2402001). Elle est occupée pour partie par l'armée de l'air. Une partie de la base est occupée par l'Aéro Club de Sologne, un club d'aéronautique civil. L'emprise de la base est ainsi divisée en 4 parties. L'espace occupé par l'armée est constitué d'une zone de vie, d'un espace de stockage avec différents hangars et d'une partie de la piste aérienne. L'aérodrome civil occupe le reste de la piste avec un petit espace d'accueil et de stockage des avions. Les activités militaires réalisées sur ce site sont principalement des entraînements de vol en planeur.

Ce site est ancré dans un contexte péri-urbain en périphérie de la ville de Romorantin-Lanthenay. Il est composé de pelouses sèches et de boisements. Les surfaces de pelouse sont principalement concentrées au niveau de la piste, mais de petites surfaces sont disséminées autour des bâtiments de stockage. Ce site est en convention avec le CEN Loir-et-Cher depuis 2020. Le CEN a débuté des inventaires cette même année afin d'établir un diagnostic pour proposer, si besoin, des améliorations de gestion des habitats et des espèces d'intérêt patrimonial.

Deux habitats ont été étudiés sur ce site : boisements et pelouses. La totalité des inventaires ont été effectués dans l'emprise de la base aérienne, avec des zones sous occupation militaire et des zones sous occupation civile. Du côté militaire, deux boisements qui servent de lieu de course et de bivouac ont été étudiés. Ces boisements sont en convention de gestion avec l'ONF. Le troisième boisement étudié est localisé à côté de l'aéroclub civil et n'est pas impacté par les activités militaires. Il est situé dans une zone à risque pyrotechnique, il n'y a donc pas d'activité humaine dans ce boisement.

Concernant les pelouses sèches, la première zone échantillonnée est la piste aérienne du côté militaire. Cette zone présente une forte activité militaire puisque les entraînements ont lieu tous les jours selon les conditions météo. La deuxième zone présente une activité militaire intermédiaire, elle se situe à proximité des hangars de stockage des avions. Enfin la troisième zone est située de la piste aérienne jusqu'aux hangars utilisés par l'aéroclub civil. Sur le site de Romorantin, les pelouses sont gérées par une entreprise extérieure missionnée par l'armée. Le planning de gestion de ces espaces prévoit 8 passages de fauches entre début avril et fin octobre pour la piste aérienne et 4 passages entre début mai et fin octobre pour la zone intermédiaire.

Par la suite, ce site sera indiqué comme le site de Romorantin.

▪ Histoire du site

En 1917, les américains s'engagent dans la 1^{ère} guerre mondiale et cherchent des terrains afin de stocker leur matériel. Le gouvernement français leur accorde le droit de s'implanter sur le « terrain de la butte » sur les communes de Gièvres, Selles-sur-Cher et Villefranche-sur-Cher. A partir de cette date, le General Intermediate Supply Deposit (GISD) est créé. Afin de faciliter le transport du matériel, des voies ferrées sont mises en place et un terrain d'aviation est aménagé à côté de Pruniers. C'est la création du camp de Pruniers qui sert alors à l'aménagement d'un centre de montage d'avions. A la fin de la guerre, les activités du GISD cessent et les américains restituent les terrains réquisitionnés aux autorités françaises.

En 1919, un capitaine de l'aéronautique militaire est chargé d'établir sur les installations de Pruniers un projet d'établissement chargé de ravitailler l'aviation en matériel en temps de paix. L'année suivante, le Magasin général d'aviation n°3 est fondé (MGA 3). La compagnie et les services administratifs qui interviennent alors sur ce site sont basés à Romorantin et doivent effectuer la navette jusqu'à Pruniers par les voies de chemin de fer. Dès la création du MGA 3, les entrepôts sont en perpétuelle extension. Ainsi, en 1925, le camp de Pruniers atteint 137 ha dont plus de 5 ha sont occupés par les surfaces bâties.

En 1939, la Seconde Guerre mondiale débute et le camp de Pruniers devient un lieu de formation pour les compagnies de monteurs de hangars. L'année suivante, le camp est bombardé une première fois par l'armée allemande. L'ensemble des installations et des hangars sont fortement touchés, mais les activités continuent. Les allemands relancent plusieurs bombardements qui aboutissent au retrait des troupes françaises et à l'évacuation des entrepôts. Le terrain étant laissé vacant, il est directement occupé par l'armée allemande qui remet en état la piste d'aviation et construit de nombreux abris pour les avions.

En 1944, l'aviation anglo-américaine bombarde et détruit tous les planeurs allemands stockés sur site. Les troupes allemandes abandonnent le camp et bientôt la ville de Romorantin. L'armée française récupère alors les installations en ruine. Dès lors, la reconstruction des entrepôts est lancée accompagnée de la construction de nouveaux cantonnements et de la réhabilitation des bâtiments de la direction et des services administratifs. En 1945, la base aérienne de Romorantin récupère la mission de ravitaillement en matériel aérien.

L'année suivante, l'aéroclub de Sologne est créé et s'installe à l'est de la piste militaire dans un hangar cédé par la ville de Romorantin.

En 1973, le nom et les missions de la compagnie de la base changent. Le centre de vol à voile de l'armée de l'air n°55/273 a pour mission le support du vol à voile de performance et de compétition au sein de l'armée de l'air. En 2002 la base aérienne change encore de nom pour devenir le détachement aérien 273 (DA 273) connu actuellement.

Le 20 août 2007, la ZSC « Sologne » est désignée au sein du réseau Natura 2000 et englobe la DA 273. Jusqu'en 2020, la gestion des espaces naturels et semi-naturels de la base

aérienne était prise en charge par l'armée de l'air. Depuis cette date, une convention de gestion a été signée avec le CEN Loir-et-Cher. La première mission du CEN est de mettre en place un diagnostic du site afin de proposer un plan de gestion en adéquation avec les activités militaires.

D'un point de vue paysager, depuis les années 1950, les boisements présents à l'intérieur de la base aérienne se sont développés en périphérie de la piste d'aviation, tandis qu'à l'extérieur les parcelles agricoles ont diminué au profit de milieux artificielles notamment avec le développement du réseau routier et des zones urbaines.

1.5.2.6. *Camp de Suippes*

▪ **Description du site**

Le camp de Suippes est situé en Champagne-Ardenne sur les lignes de front de la première guerre mondiale. Il couvre 13 500 ha dont près de 8 000 ha sont intégrés au site Natura 2000 « Savart du camp de Suippes » (FR2100259). Ce site occupé par le CENTAL (centre d'entraînement interarmes et du soutien logistique) 51^e RI de l'armée de Terre, accueille de nombreuses troupes pour des entraînements exclusivement de tir. Il est équipé du parcours Symphonie qui permet le tir simultané d'unités interarmes sur près de 7 km de long. Des tirs d'artillerie sont aussi effectués depuis cette zone vers le centre du camp. Enfin, une zone à l'ouest du camp est exclusivement utilisée pour du tir air-terre par l'armée de l'air. Ce site étant enclavé dans un maillage agricole dense, les habitats naturels qui le composent sont des reliquats à l'échelle du département.

Ce site est composé de nombreux boisements, de pelouses sèches (appelées localement « savart ») et de landes. Le CEN Champagne-Ardenne est conventionné sur le camp pour la gestion des habitats naturels. Il y met en place des suivis des habitats et espèces d'intérêt communautaire, mais aussi des travaux de restauration, par réouverture du milieu, des pelouses sèches. Plusieurs AOT ont été accordées sur ce camp. Une société de chasse militaire gère la faune sauvage et certaines parcelles en périphérie ont été allouées à des agriculteurs pour de la fauche et du pâturage.

Sur le camp de Suippes l'étude s'est portée sur les pelouses sèches, du fait à la fois de des enjeux de conservation qui leur sont liées et des surfaces importantes qu'elles y occupent. Trois zones d'études ont été définies. Le parcours Symphonie a été défini comme subissant une activité militaire intense. Au nord du camp, un espace n'est jamais utilisé par les militaires. Cette zone est gérée exclusivement par le CEN et les chasseurs. Enfin, au centre du camp à proximité de la zone de réception des tirs d'artillerie, une zone a été sectionnée pour la modalité d'étude intermédiaire, puisqu'elle subit des activités militaires mais n'est pas gérée.

▪ Histoire du site

Comme la majorité des camps de Champagne, le camp de Suippes a été créé suite à la 1^{ère} guerre mondiale. En effet, le site est situé sur la zone de front de cette guerre. Des reliquats de cette période sont toujours présents puisque les tranchées, cratères de mines et certains blockhaus sont toujours visibles.

La guerre a détruit plusieurs villages présents au cœur du camp de Suippes, a remanié le sol des zones de combat et a engendré une pollution conséquente. De nombreux éléments défensifs (ex : barbelés) et offensifs (ex : obus, grenades ...) sont restés sur site suite à la guerre. Dans les années 20, le gouvernement décide de convertir environ 13 000 ha en terrains militaires. Le but ici, est de protéger la population locale en évitant des retours aux villages qui seraient dangereux. Depuis, les villages n'ont jamais été reconstruits et le territoire toujours pollué par des engins pyrotechniques n'a jamais été remis à disposition des populations locales. Ainsi, le paysage a subi une évolution naturelle en étant soustrait à la révolution agricole et aux défrichements intensifs qui avaient lieu dans la région.

Depuis 1950, le camp de Suippes subit une fermeture des milieux puisqu'une dynamique naturelle se met en place sur les zones non utilisées pour les entraînements militaires. Au contraire, sur les espaces d'entraînement, les savarts se maintiennent. A l'extérieur du camp, un maillage agricole dense se développe. Les milieux naturels à proximité se limitent aux autres camps de Champagne.

En 2015, le camp de Suippes est intégré au réseau Natura 2000 par l'arrêté du 8 juillet 2015 qui porte la désignation de la ZSC « Savart du camp de Suippes ». Depuis 2016, une convention de gestion des camps de Champagne a été signée avec le CEN Champagne-Ardenne. Les activités sur le camp de Suippes étant intenses, les inventaires et gestions ont surtout été mis en place sur la périphérie du camp. Le CEN intervient notamment sur la ré-ouverture des savarts afin de limiter la perte de cet habitat devenu rare.

1.5.3. Milieux pris en compte : caractéristiques

1.5.3.1. *Milieux fermés*

• **Boisements**

▪ **Boisements de conifères**

Les boisements de conifères étudiés sur le site d'Auvours ne sont pas définis comme des habitats d'intérêt communautaire. Ils correspondent au code EUNIS G3.F « Plantation très artificielle de conifères » et G3.F12 « Plantation de pins indigènes ». Cet habitat est défini comme étant des plantations de conifères exotiques ou européens en dehors de leur aire de répartition naturelle ou des plantations d'espèces indigènes dans des conditions artificielles. Cela correspond le plus souvent à des monocultures implantées sur des espaces où d'autres

espèces seraient naturellement dominantes. Les pinèdes étudiées sont implantées et exploitées depuis le 18^{ème} et 19^{ème} siècle sur d'anciennes landes à Callune (Dufour, 1983).

▪ Boisements de feuillus

Les boisements de feuillus étudiés sur les sites de Romorantin et Montmorillon sont définis comme des « Chênaies acidophiles à *Quercus robur* des plaines sablonneuses » (Code 9190 Natura 2000). Ils sont caractérisés par la présence de *Quercus robur*, *Betula pendula* et *Betula pubescens* souvent en mélange avec *Sorbus aucuparia* et *Populus tremula* (Commission Européenne, 2013). Ces chênaies sont installées sur des sols pauvres en éléments minéraux, acides et souvent sableux. La couche arbustive y est peu développée et peut comprendre *Frangula alnus*. La strate herbacée peut être constituée d'un fort recouvrement de *Molinia caerulea* (Bensettiti et al., 2001). Cet habitat est rattaché à l'association phytosociologique *Molinio caeruleae – Quercetum roboris* (Tüxen 1937).

▪ Haies

Les haies sont des éléments linéaires du paysage composés d'arbres et/ou arbustes et faisant partie d'une unité de gestion. Elles dépendent des activités humaines et notamment des pratiques agricoles. Elles sont interconnectées en réseau et forment ainsi un paysage bocager possédant des rôles variés. En effet, les haies sont des éléments de délimitation des parcelles. Elles peuvent aussi être exploitées à des fins de production de bois. Enfin, elles ont un rôle de régulation des flux physiques (eau, vent), chimiques et biologiques (Baudry et al., 2000).

Les haies ne sont pas listées dans l'Annexe 1 des directives Habitats, Faune, Flore et Oiseaux comme un habitat d'intérêt communautaire. Dans le code Eunis, elles sont définies dans la classe FA et subdivisées en 4 catégories :

- FA.1 Haies d'espèces non indigènes
- FA.2 Haies d'espèces indigènes fortement gérées
- FA.3 Haies d'espèces indigènes riches en espèces
- FA.4 Haies d'espèces indigènes pauvres en espèces

Les haies étudiées sur le site d'Avon peuvent correspondre aux catégories FA.2 et FA.3. D'un point de vue phytosociologique, elles appartiennent aux « Végétation de fourrés et manteaux arbustifs » et plus précisément à l'association *Crataego monogynae – Prunetea spinosae* (Tüxen 1962). Cette association est caractérisée par la présence de prunellier (*Punus spinosa*), d'eglantier (*Rosa gr. canina*), d'aubépine à un style (*Crataegus monogyna*), de clématite (*Clematis vitalba*), de noisetier (*Corylus avellana*) ou encore de sureau noir (*Sambucus nigra*) (Delassus et al., 2014).

Dans cette étude, les haies ont été analysées peu importe leur état de croissance, qu'elles aient été récemment ou anciennement plantées ou qu'elles soient spontanées.

1.5.3.2. *Milieux ouverts*

- **Milieux dunaires**

- **Dunes blanches**

Les dunes blanches ou dunes mobiles présentes sur le site de Gâvres sont définies par la dénomination « Dunes mobiles à *Ammophila arenaria subsp. arenaria* des côtes atlantiques » qui correspond au code 2120-1 de la DHFF. Cet habitat regroupe un ensemble de végétations pérennes sur substrat sableux de granulométrie fine à grossière et parfois mêlé de débris coquilliers. Il est présent sur la majorité de la côte sédimentaire sableuse du littoral atlantique (Bensettiti et al., 2004). Cet habitat se situe au niveau du bourrelet principal de la dune où les espèces psammophiles se développent et contribuent à l'accumulation de sable (Kuhnholz-Lordat, 1923). Il est soumis au vent du large et est caractérisé par la présence de touffes d'*Ammophila arenaria* (Vanden Berghen, 1958).

Les dunes blanches étudiées sont rattachées à l'association *Euphorbia maritimum – Ammophiletum arenariae* (Tüxen 1945). Celle-ci est caractérisée par le développement d'*Euphorbia paralias*, *Calystegia soldanella* et *Eryngium maritimum* au sein des touffes d'Oyat. Elle se différencie de l'*Elymo-Ammophiletum* par l'absence d'*Elymus arenarius* (Géhu & Géhu, 1969).

- **Dunes grises**

Sur les dunes du site de Gâvres, les dunes fixées étudiées suivent la dénomination « Dunes grises des côtes atlantiques » qui correspond au code 2130-2 de la DHFF. Cet habitat est prioritaire à l'échelle du réseau Natura 2000. Il est défini par un ensemble de végétations de pelouses riches en espèces herbacées en arrière du cordon dunaire (Bensettiti et al., 2004; Commission Européenne, 2013).

Cet espace peut être distingué en deux habitats (Lemauiel, 2000).

- La dune de transition qui est dépourvue d'une strate bryolichénique et qui correspond à des pelouses ouvertes
- La dune grise qui est pourvue d'une strate bryolichénique importante et qui correspond à des pelouses fermées

La dune grise se développe sur un substrat de granulométrie fine à grossière parfois mêlé de débris coquilliers. Elle est soumise à des contraintes écologiques telle que la salinité, qui diminue avec l'éloignement à la mer et à des contraintes thermiques et hydriques (Lemauiel, 2000; Bensettiti et al., 2004). L'ensemble de ces contraintes favorisent les espèces qui s'adaptent aux contraintes, aux perturbations ou aux deux (Espèce stress-tolerant-ruderal

sensu (Grime 1979). Ainsi ce milieu qui n'est pas exclusivement littoral permet la rencontre d'un grand nombre d'espèces possédant des niches écologiques diverses et constitue une mosaïque de groupements végétaux.

La végétation de dunes grises dans cette étude correspond à l'association phytosociologique *Roso spinosissimae - Ephedretum distachya* (Kuhnholz-Lordat, 1923). Cette association concerne principalement le sud de la Bretagne et est remplacée plus au sud par *Artemisio lloydii - Ephedretum distachya* (Géhu et Sissingh 1974) et *Sileno portensis - Helichrysetum staechadis* (Géhu 1974).

- **Pelouses calcaires**

Les pelouses calcaires des sites de Romorantin et Suippes sont rattachées à la dénomination « Pelouses sèches semi-naturelles et faciès d'embuissonnement sur calcaires (*Festuco-Brometelia*) (* sites d'orchidées remarquables) » qui correspond au code 6210 de la DHFF. Cette désignation comprend les prairies steppiques et subcontinentales à *Festuca valesiaca* et les prairies océaniques et des régions sub-méditerranéennes à *Bromopsis erecta*. Ces dernières se distinguent entre les Xérobromion et les Mésobromion. Ces végétations riches en orchidées définissent les sites d'orchidées remarquables selon 3 critères (Commission Européenne, 2013) :

- Le site abrite un cortège riche en espèces d'orchidées
- Le site abrite une importante population d'au moins une espèce d'orchidées considérée comme peu commune à l'échelle nationale
- Le site abrite une ou plusieurs espèces d'orchidées considérées rares, très rares ou exceptionnelles à l'échelle nationale

Les végétations étudiées correspondent à l'alliance *Mesobromion erecti* (Braun-Blanquet et Moor 1938). Ce sont des pelouses majoritairement secondaires qui s'insèrent dans un contexte agropastoral extensif. Les usages pastoraux et le pâturage des animaux herbivores sauvages exercent une pression biotique qui favorise la création et le maintien de cet habitat. En cas d'abandon des pratiques pastorales, une végétation pré-forestière se développe selon 3 étapes (Bensettiti et al., 2005).

- Une végétation d'ourlets thermophiles (*Trifolium medii - Geranieta sanguinei*) se développe sous l'impulsion de certaines plantes à fort pouvoir de colonisation végétative (notamment *Brachypodium pinnatum* et *B. rupestre*).
- Les fourrés calcicoles (*Crataego monogynae - Prunetae spinosi*) progressent à partir de petites tâches d'arbustes ou des lisières arbustives en contact avec la pelouse.
- Des pré-bois calcicoles se constituent à partir de l'implantation d'espèces arborées pionnières.

Les successions d'abandon et de reprise des pratiques humaines sur ces pelouses conduisent à des paysages pelousaires complexes qui associent diverses pelouses et stades préforestiers (Bensettiti et al., 2005).

1.5.4. Données existantes sur les sites d'études

Avant de sélectionner les protocoles d'inventaire pour déterminer l'état de conservation et les caractéristiques écologiques des sites, un état des lieux des données existantes a été réalisé. Le but de cet état des lieux notamment était de définir s'il était possible de s'appuyer sur des données existantes ou de répliquer des protocoles déjà utilisés. L'objectif n'est pas de récolter les données brutes disponibles, mais bien d'identifier les connaissances existantes et de récolter les métadonnées correspondantes.

Un tableur vierge «modèle» a été envoyé à chaque CEN et au Syndicat mixte en collaboration avec les sites d'études de la thèse. Ce tableau est composé de 2 onglets. Le premier onglet était à renseigner par les gestionnaires, il est simplement composé du nom de chaque variable à compléter. Le deuxième onglet renseigne sur la définition de chaque variable afin que les réponses soient homogènes (Tableau 9).

Les variables renseignées permettent d'évaluer la quantité et la précision des données existantes sur les sites Natura 2000 militaires et/ou civils.

Les tableaux renvoyés par chaque gestionnaire sont ensuite analysés séparément.

Tableau 9 Variables demandées concernant les données naturalistes historiques des sites d'études

Variables	Définition
Site	Site d'acquisition de la donnée
Nom du jeu de données	Nom du jeu de données existant
Type de données disponibles	Objet de l'acquisition de données (Des exemples sont proposés sous forme de liste déroulante, mais cette liste peut être complétée)
Date	Année d'acquisition de la donnée, si pour un même jeu de données il y a plusieurs années : indiquer toutes les années concernées et pas seulement la dernière
Protocole	S'il existe, nom du protocole mis en place pour l'acquisition de la donnée. Pour les inventaires multi-taxons, indiquer pour chaque groupe le protocole mis en place
Milieu concerné	Milieu(x) concerné(s) par l'acquisition de données
Producteur du jeu de données	Organisme ou personne ayant produit la donnée
Fournisseur du jeu de données	Organisme ou personne pouvant fournir la donnée à des tiers
Donnée en terrain militaire	Donnée acquise sur un terrain militaire
Donnée en Natura 2000 hors militaire	Donnée acquise sur un site Natura 2000 en dehors d'un terrain militaire
Effort d'échantillonnage	Nombre d'échantillon (nombre de pièges, de points d'écoute) présent dans le jeu de données, surface échantillonnée ou durée d'acquisition de la donnée (selon le protocole utilisé)
Commentaires	Informations complémentaires

1.5.4.1. *Camp d'Auvours*

Sur le camp d'Auvours et les sites Natura 2000 alentour, 14 jeux de données ont été mis en évidence par le CEN Pays de la Loire (Tableau 10). 7 d'entre eux concernent le site Natura 2000 « Vallée du Loir de Vaas à Bazouges ». Ce site est situé à près de 40 km du camp militaire qui est basé à Champagné. La distance étant importante, les données concernant ce site ne seront pas prises en compte dans cette analyse. Deux jeux de données ne concernent que le site Natura 2000 « Vallée du Narais, forêt de Bercé et ruisseau du Dinan », les autres données émanent du camp militaire d'Auvours.

Tous les milieux présents sur le site Natura 2000 et le terrain militaire ont été inventoriés dans le cadre de diagnostics écologiques pour la mise en place d'un plan de gestion et pour la rédaction du DOCOB. Ces jeux de données renferment des données issues à la fois d'inventaires ciblés faunistiques et floristiques et d'observations ponctuelles et opportunistes entre 1983 et 2020. Aucun protocole d'échantillonnage précis n'est indiqué pour ces jeux de données produits à la fois par le CEN Pays de la Loire, le Conservatoire Botanique National du Bassin Parisien et le CPIE Vallées de la Sarthe et du Loir.

Tableau 10 Nombre de jeux de données et types de données naturalistes historiques reçus de la part des partenaires de la thèse pour chaque site d'étude

Sites militaires	Sites Natura 2000 concernés	Nombre de jeux de données		Types de données
		Recus	Terrains militaires	
Camp d'Auvours	Vallée du Narais, forêt de Bercé et ruisseau du Dinan (FR5200647)	14	5	Inventaires Faune/Flore Synthèse de données pour DOCOB
Camp d'Avon	Vallée du Loir de Vaas à Bazouges (FR5200649) Chaumes d'Avon (FR5400445)	14	12	Données ponctuelles Suivis Amphibiens Cartographie Habitats Évaluation d'Etat de conservation Recherche d'espèces Annexe II
Champs de tir de Gâvres	Massif Dunaire de Gâvres et Quiberon et zones humides associées (FR5300027)	53 (Observations d'espèces) 19 (Habitats)	?	Suivis d'espèces patrimoniales Evaluation d'Etat de conservation
Camp de Montmorillon	Landes de Sainte-Marie et camp militaire de Montmorillon (FR5412015) Brandes de Montmorillon (FR5400460)	72	72	Suivis spécifiques oiseaux Cartographies d'habitats et d'espèces Evaluation d'état de conservation
Détachement aérien de Romorantin-Pruniers	Sologne (FR2402001)	2	2	Cartographie Habitats Inventaire Faune
Camp de Suippes	Savart du camp militaire de Suippes (FR2100259)	11	11	Cartographie d'habitats Evaluation état de conservation Inventaire Faune/Flore

1.5.4.2. *Camp d'Avon*

Sur le camp d'Avon et les zones Natura 2000 alentour, 14 jeux de données ont été référencés (Tableau 10). Seules les données de la ZSC « Chaumes d'Avon » sont renseignées et non celles de la ZPS « Plaine de la Mothe-Saint-Héray – Lezay ». En effet la gestionnaire présente sur le camp de manœuvre d'Avon n'a la charge que de la gestion de la ZSC et ne connaît pas toutes les données existantes sur la ZPS.

Sur ces 14 jeux de données, 4 regroupent des données issues exclusivement du terrain militaire, 2 proviennent exclusivement du site Natura 2000 en dehors du camp et les 8 autres réunissent des données émanant à la fois du terrain militaire et de la zone Natura alentour. Tous les milieux ont été prospectés au moins une fois. Une cartographie des habitats présents sur le camp a été réalisée en deux temps, en 2011 puis en 2014. De nombreux relevés floristiques et faunistiques (amphibiens, chiroptères, coléoptères, hétérocères, odonates, orthoptères, reptiles et rhopalocères) ont été effectués. La plupart de ces relevés sont mis en place pour des suivis ou la recherche d'espèces patrimoniales.

Depuis les années 2010, les inventaires et suivis sont protocolés. Avant, c'était principalement des prospections à vue ou les protocoles utilisés n'étaient pas renseignés.

1.5.4.3. *Champs de tir du Linès (Gâvres)*

Pour le site de Gâvres le tableau reçu concerne la totalité de la zone Natura 2000 et ne spécifie pas quelles données proviennent du terrain militaire (Tableau 10).

Sur cet espace, des suivis d'espèces d'intérêt communautaire (chiroptères, flore, oiseaux, rhopalocères) réguliers ont été effectués entre 2016 et 2018. De plus, l'état de conservation de 19 habitats a été évalué en 2001-2002 et 2019 mais les protocoles utilisés ne sont pas spécifiés.

1.5.4.4. *Camp de Montmorillon*

Sur le camp de Montmorillon et les zones Natura 2000 alentour, 72 jeux de données ont été réalisés entre 1998 et 2020 (Tableau 10). Parmi ces jeux de données, 26 ont été réalisés exclusivement sur le terrain militaire et 46 sur les zones Natura 2000 complètes incluant le terrain militaire.

Les données recueillies sont principalement des suivis d'espèces patrimoniales associés à des cartographies de la présence de ces espèces, notamment pour les oiseaux. Des évaluations de la conservation des habitats ont été effectuées par relevés floristiques sur les landes (2008), les mares (2014) et les habitats d'intérêts communautaires (landes, milieux agro-pastoraux et tourbières, 2017).

Ces inventaires et suivis ont été mis en place dans des cadres variés (mise à jour de la connaissance, plan de gestion, DOCOB, suivi de reproduction, évaluation de restauration ...) et suivent le plus souvent des protocoles.

1.5.4.5. *Détachement aérien 273 de Romorantin-Prunier*

La base aérienne de Romorantin étant difficile d'accès, très peu de données naturalistes existent sur ce site (Tableau 10). Une étude a été effectuée en 1995 pour caractériser et cartographier les habitats naturels herbacés d'intérêt communautaire à l'aide de relevés floristiques. Une deuxième étude en 2000 a permis un inventaire des Rhopalocères.

1.5.4.6. *Camp de Suippes*

Sur le camp de Suippes, 11 jeux de données ont été recensés entre 2005 et 2019 (Tableau 10). Une cartographie des habitats a été réalisée en 2005-2006. Deux évaluations de l'état de conservation des pelouses sèches ont été effectuées en 2011 et 2017, sur des secteurs limités à l'écart des activités militaires.

Les relevés faunistiques disponibles se concentrent sur les chiroptères, les poissons et le Damier de la succise (*Euphydryas aurinia*). Très peu d'inventaires de la flore ont été réalisés seuls deux suivis du Sisymbre couché (*Sisymbrium supinum*) est indiqué dans le tableau reçu.

1.5.4.7. *Conclusion*

Certains sites sont peu faciles d'accès et présentent donc peu d'inventaires naturalistes. Sur les sites où de nombreuses données existent, plusieurs problèmes se posent pour leur utilisation dans la thèse.

- Les protocoles utilisés ne sont souvent pas décrits et standardisés.
- Beaucoup d'inventaires et de suivis visent seulement les espèces d'intérêt communautaire.
- Les habitats inventoriés ne sont pas ceux ciblés par la thèse.

Les résultats issus de cette collecte de métadonnées posent un certain nombre de questions sur la standardisation des protocoles de collecte de données sur les terrains militaires. En effet, de nombreuses données existent sur les terrains militaires et apportent une bonne connaissance sur la biodiversité présente, mais ne permettent pas de répondre à des questions scientifiques. Certaines d'entre-elles, qui sont protocolées, comme les suivis d'espèces, pourraient faire l'objet d'une valorisation scientifique afin de mettre en évidence les dynamiques des populations de ces espèces. Ce n'est pas le cas actuellement. Ces données sont exclusivement utilisées à des fins de gestion.

Cette thèse ne peut pas s'appuyer sur des données existantes et nécessite la mise en place de relevés pour caractériser les spécificités écologiques et l'état de conservation des habitats ciblés. Les protocoles utilisés sont décrits dans chacune des parties concernées. La mise en place de ces inventaires permettra un nouvel apport de connaissances sur les sites d'étude.

Partie II. INFLUENCE DES ACTIVITES MILITAIRES SUR LA DYNAMIQUE PAYSAGERE



II.1. INTRODUCTION

Les activités humaines et les usages vont avoir des impacts à différentes échelles, à la fois sur les écosystèmes directement modifiés mais aussi à l'échelle plus large des territoires et des paysages (Johnson et al., 2017). La création de camps militaires est parfois ancienne et concerne des territoires assez grands. On peut donc s'interroger sur l'influence des pratiques spécifiques liées à leur statut et affectation sur la structure paysagère. L'analyse des dynamiques paysagères peut se faire par la mise en œuvre de différentes approches méthodologiques qui relèvent de l'écologie du paysage, mais plus particulièrement des concepts de l'écologie historique. Celle-ci s'est développée dans les années 1960 (Szabó, 2015). Edward S. Deevey est le premier à citer ce concept en considérant que l'histoire est souvent oubliée dans les différents domaines de la biologie. Il souhaite alors développer cette approche qui consiste à prendre en compte les perturbations historiques comme des stress expérimentaux qui permettent de définir la nature et la stabilité des écosystèmes actuels (Deevey, 1969).

Il est difficile de trouver une seule définition de l'écologie historique puisque des auteurs de différentes disciplines ont défini ce concept de différentes manières (Szabó, 2015). Ainsi, deux grandes catégories de définitions peuvent être distinguées, certains chercheurs ayant une vision écologique de ce domaine tandis que d'autres en ont une vision anthropologique. Les premiers s'appuient sur des données historiques pour mieux comprendre les écosystèmes actuels. Les humains peuvent y être considérés comme un facteur influençant les milieux mais n'est pas forcément le plus important. Les deuxièmes se concentrent sur les interactions homme-nature pour comprendre la société humaine (Szabó, 2015).

Les définitions des auteurs ayant une vision plutôt écologique intègrent l'écologie historique à plusieurs échelles d'études. Ainsi, cette discipline peut chercher à étudier les facteurs, qu'ils soient naturels ou artificiels, qui ont pu ou peuvent influencer le développement de la végétation actuelle (Rackham, 1980). À une échelle plus large, Christensen (1989) la définit comme l'étude des conséquences d'événements historiques sur la structure et la fonction des écosystèmes. Peterken (1975), propose de considérer le passage du temps naturel et les événements du passé comme des facteurs écologiques à part entière qui permettent de comprendre l'état actuel d'un site. Enfin, selon Foster (2001) cette discipline permet à travers l'histoire culturelle et naturelle, de comprendre les paysages actuels. Finalement, l'écologie historique regroupe l'ensemble de tous les domaines (paléoécologie, dendrochronologie, histoire de l'utilisation des sols ...) qui permettent d'examiner les changements au sein des populations, des écosystèmes ou encore les dynamiques comportementales individuelles à travers le temps (Swetnam et al., 1999; Rhemtulla & Mladenoff, 2007).

L'écologie historique est utilisée dans plusieurs sous-disciplines de l'écologie comme la paléoécologie, l'écologie du paysage, l'écologie de la conservation ou l'écologie de la restauration (Szabó, 2015). En écologie de la conservation, l'étude de l'histoire peut permettre d'accroître l'efficacité de gestion en permettant une meilleure compréhension des perturbations qui ont façonné la structure, la composition et les fonctions des écosystèmes et des paysages étudiés (Swetnam et al., 1999; Foster et al., 2003). En écologie de la restauration, l'étude des écosystèmes passés peut permettre d'aider à une meilleure définition des états de référence (Higgs et al., 2014). Enfin, l'étude de l'histoire des activités humaines peut fournir des scénarios pour modéliser et anticiper les évolutions futures des écosystèmes (Christensen, 1989; Foster, 2001).

Dans ce contexte, dès les années 1970, des recherches s'intéressent aux terrains militaires pour essayer de comprendre comment les entraînements militaires mais aussi les activités agro-pastorales qui les ont précédées sur ces territoires peuvent impacter le développement des communautés végétales et animales (Crompton & Sheail, 1975). Depuis, des études ont été réalisées pour comprendre le développement paysager des terrains militaires en tant que zone en défens en comparaison avec les paysages alentour. Certains auteurs tentent d'évaluer l'évolution paysagère avant et après installation militaire (Olsen et al., 2007; Skokanova et al., 2017; Havlíček et al., 2018) tandis que d'autres l'analyse à partir de la création du terrain militaire (Hirst et al., 2000; Anderson et al., 2005; Hutchinson et al., 2015; Gibbes et al., 2017). Enfin, certaines études prennent en compte l'histoire des activités militaires sur des bases actuellement fermées. Il s'agit alors de maintenir ou restaurer des habitats qui étaient liés aux activités militaires en reproduisant des perturbations similaires aux exercices d'entraînement qui y étaient menés (Bagaeen, 2006; Jentsch et al., 2009; Havlick, 2011, 2014).

Ainsi, en France, on peut supposer que les terrains d'entraînements militaires ont, par leur création, leurs expansions et régressions, par la diversité des activités d'entraînements et les changements d'occupants, impacté les milieux qui les composent. Les activités militaires, au cours du temps, ont pu créer, au sein des camps, des paysages hétérogènes qui peuvent leur conférer un fort potentiel de conservation (Warren et al., 2007).

Dans ce cadre, l'objectif de cette étude est d'évaluer si, au sein de sites Natura 2000, les dynamiques paysagères dans les terrains militaires sont identiques à celles observées en dehors de ceux-ci. Compte-tenu des spécificités des camps en termes d'historique, les hypothèses suivantes peuvent être posées, concernant les dynamiques paysagères :

- Les sites militaires en tant que sites mis en défens et protégés des activités humaines, depuis parfois plusieurs décennies, peuvent favoriser un développement d'habitats naturels et d'occupation du sol non artificiel contrairement aux zones civiles.
- Les sites militaires en tant que sites perturbés par des exercices d'entraînement peuvent favoriser des habitats ouverts.

Afin de répondre à ces questionnements, une analyse de l'évolution de l'occupation du sol, au sein et à proximité de trois camps, a été menée par photointerprétation et les dynamiques paysagères ont été caractérisées par la construction de matrices de transitions paysagères. Il s'agit de mettre en relation les dynamiques observées avec l'historique des camps et des activités et d'envisager les implications en termes de conservation.

II.2. MATERIEL ET METHODE

II.2.1. Sites d'études

L'étude porte sur les camps d'Auvours, d'Avon, de Montmorillon et sur leurs sites Natura 2000 associés (Tableau 11). Ces camps et leur historique étant présentés précisément dans la partie I.5 de ce manuscrit, seules leurs caractéristiques générales sont rappelées ici.

Tableau 11 Camps et sites Natura 2000 étudiés, localisation, surfaces et corps d'armée

Site	Département	Surface du site militaire (ha)	Surface en Natura 2000 (ha)	Site Natura 2000 associé	Surface du site Natura 2000 (ha)	Corps d'armée
Camp d'Auvours	Sarthe	850	288	Vallée du Narais, forêt de Bercé et ruisseau du Dinan (FR5200647)	4 592	Terre
Avon	Deux-Sèvres	870	615	Chaumes d'Avon (FR5400445)	1 511	Terre
Camp de Montmorillon	Vienne	1640	1570	Landes de Sainte-Marie et camp militaire de Montmorillon (FR5412015) Brandes de Montmorillon (FR5400460)	4 072 2 779	Terre

Pour rappel, le camp d'Auvours a été implanté à la fin du 19^{ème} siècle. Il est situé dans un contexte périurbain (en périphérie du Mans) et présente de nombreux boisements artificiels de pins qui persistent depuis la fin du 18^{ème} siècle. Ce camp abrite des entraînements divers de tirs et de manœuvres. Il est intégré à la ZSC Vallée du Narais, forêt de Bercé et ruisseau du Dinan.

Les terrains d'entraînement d'Avon et de Montmorillon ont été tous les deux créés dans les années 1950 dans un contexte agricole. Le terrain d'entraînement d'Avon est exclusivement utilisé pour les entraînements de manœuvre à pied de l'ENSOA. Il présente un paysage bocager de prairies calcaires et de haies anciennes qui s'étend sur la ZSC Chaumes d'Avon. Le terrain d'entraînement de Montmorillon présente de nombreux champs de tir au sein d'un maillage de brandes et de boisements de feuillus. Il est intégré dans la ZPS Camp de Montmorillon, Landes de Sainte-Marie.

Tableau 12: Photographies aériennes pour l'étude par photo-interprétation

Site	Année	Missions	Echelle	Résolution (cm)	Couleur	Support	Nombre de clichés utilisés
Auvours	1949	2119-0011 1619-0011	1/25 000	4	N&B	Argentique	13
	1976	1819-0031	1/30 000	3,33	N&B	Argentique	4
	2010	P10000211	1/4 000	25	Couleur	Numérique	15
Avon	1945	0615-0891 0615-0521 0615-0201	1/40 000	2,5	N&B	Argentique	4
	1979	0600-0101	1/60 000	1,66	N&B	Argentique	1
	2011	P11000182	1/4 000	25	Couleur	Numérique	6
Montmorillon	1950	2028-0011 1527-0031	1/26 000	3,84	N&B	Argentique	12
	1983	2224-0011	1/20 000	5	N&B	Argentique	12
	2011	P11000182	1/4 000	25	Couleur	Numérique	6

Tableau 13 Surfaces et nombre de placettes d'échantillonnage réalisées par sites

Site d'étude	Modalité	Surface du site (ha)	Surface échantillonnée (ha)	Nombre de placettes
Camp d'Auvours	Civil	1677	480	30
	Militaire	844	240	15
Camp d'Avon	Civil	860	240	15
	Militaire	848	240	15
Camp de Montmorillon	Civil	2480	672	42
	Militaire	1640	448	28

II.2.1. Source des données

L'analyse est effectuée à partir de 9 séries de photographies aériennes (Tableau 12) disponibles sur le site Remonter le temps de l'Institut national de l'information géographique et forestière (IGN) (<https://remonterletemps.ign.fr/>). Pour chaque site d'étude, trois dates ont été analysées. L'étude s'étend sur plus de 60 ans entre 1945 et 2011 avec une analyse intermédiaire autour de 1980. Selon les photographies aériennes disponibles, les dates les plus proches de 1950, 1980 et 2010 ont été sélectionnées.

Les photographies aériennes ont été géoréférencées à l'aide de l'outil « Géoréférencer » de QGIS (QGIS.org, 2021) en utilisant une transformation de type Polynomiale 2 avec un ré-échantillonnage linéaire.

Une cartographie de l'occupation du sol par photo-interprétation a été réalisée sur des carrés d'échantillonnages placés aléatoirement sur les modalités militaires et civiles (Tableau 13). Pour la partie civile, la surface du site exploitée correspond à la surface totale du site Natura 2000 hors terrain militaire. L'échantillonnage a été réalisé sur des placettes carrées de 400 m de côté soit 16 ha. Le nombre de placettes réalisées dépend de la surface du site d'étude. La surface échantillonnée représente 28 % du site d'étude (Figure 9).

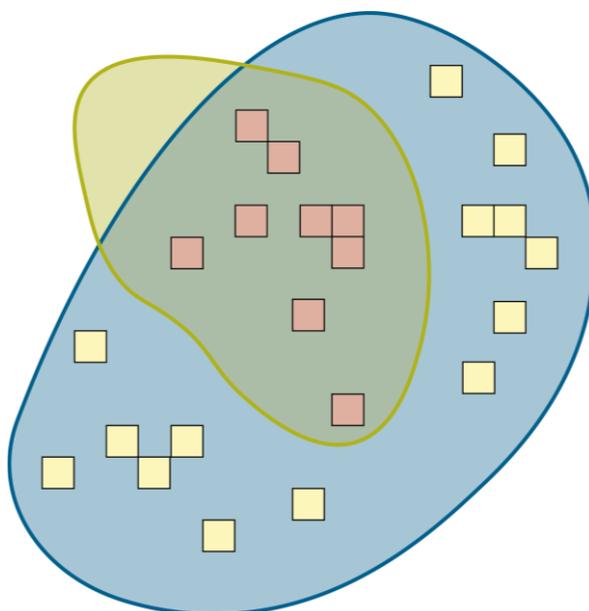


Figure 9 Plan d'échantillonnage aléatoire pour la photo-interprétation avec en vert le terrain militaire et en bleu le site Natura 2000

Neuf catégories d'occupation des sols ont été définies (Anderson, 1976; Fisher et al., 2005) (Figure 10).

- « Arbre » : arbres isolés ou groupés au milieu de parcelles, ces arbres ne constituent ni une haie, ni un boisement.
- « Haie » : groupements d'arbres linéaires et de moins de 20 m de large.
- « Boisement » : regroupements d'arbres non linéaires et de plus de 20 m de large.
- « Artificiel » : installations humaines telles que les routes, les bâtiments ou les sols mis à nu.
- « Culture » : milieux ouverts exploités par l'agriculture pour des cultures mono-spécifiques.
- « Prairie » : milieux ouverts qui ne présentent pas de végétation mono-spécifique
- « Lande » : végétation arbustive continue
- « Mixte » : habitats de transition avec la présence d'arbustes dispersés au sein d'un milieu ouvert.
- « Eau » : ensemble des milieux aquatiques visibles (étangs naturels ou artificiels, lacs, rivière ...)

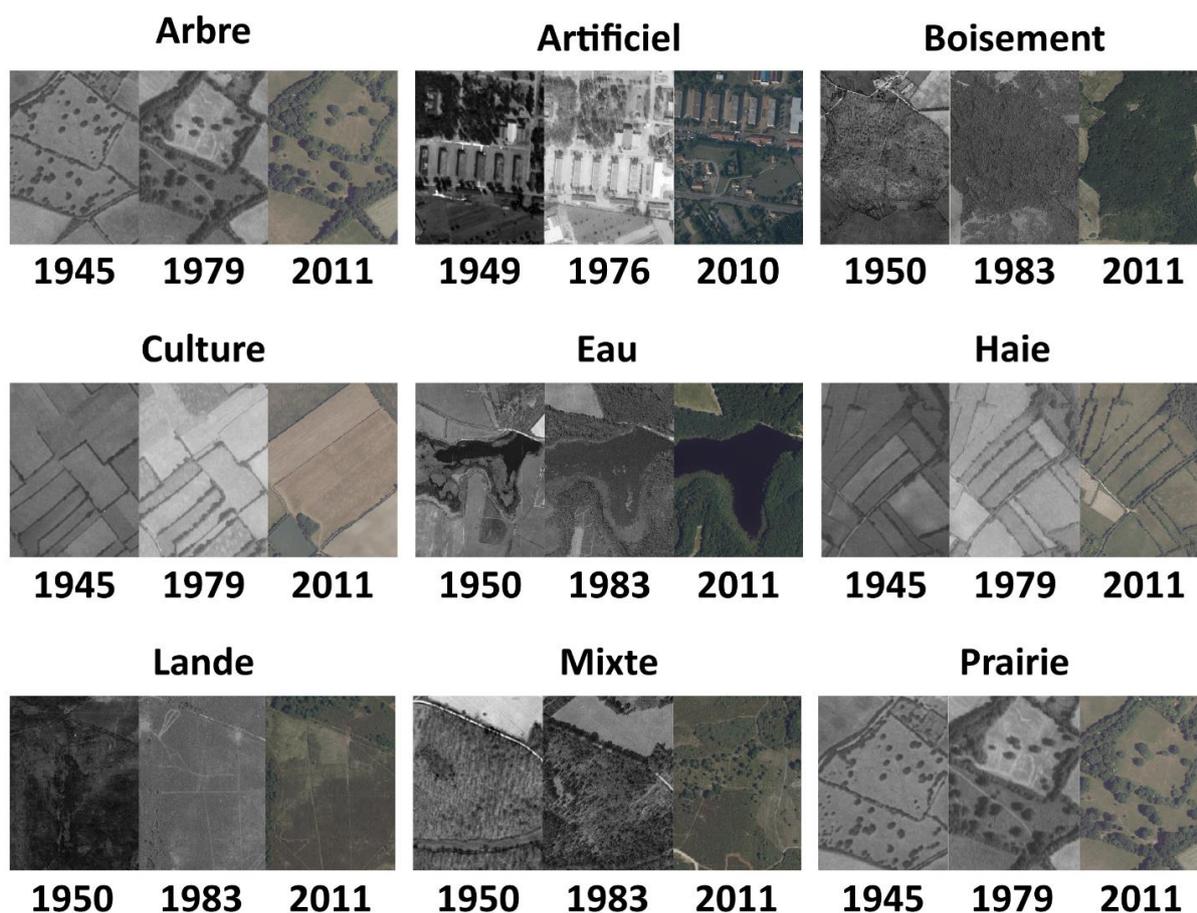


Figure 10 Typologie des milieux étudiés illustrée pour les différentes années d'études

II.2.2. Analyses spatiale et statistiques des données

Les données cartographiques, issues de la photointerprétation, fournissent des informations sur la superficie et la proportion de chaque catégorie d'habitat. Pour mettre en évidence le processus d'évolution paysagère, une ACP par modalité a été réalisée. La significativité statistique des changements d'occupations du sol en termes de composition et de dispersion a été testée à l'aide de PERMANOVA et de PERMDISP (Havlíček et al., 2018). En complément, des ANOVA (ou test de Kruskal lorsque les données ne suivaient pas une loi paramétrique) ainsi que des tests post-hoc (test de Tukey et test de Wilcoxon) ont été réalisés afin de mettre en évidence les différences pour chaque catégorie entre les modalités et dates étudiées. Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du programme R (R Core Team, 2021) avec les packages *vegan* (version 2.6-4) et *ade4* (version 1.7-18).

La réalisation de cartes successives sur des espaces similaires permet d'analyser finement les processus d'évolution du paysage par la création de matrice de transition (Gallet & Sawtschuk, 2014). Une matrice de transition a été calculée pour chaque site, entre les deux périodes (1945-1950 / 2010-2011). Chaque matrice décrit la proportion, pour chaque combinaison de catégorie, de transition entre les deux dates. Les diagonales indiquent la proportion d'une catégorie qui n'a pas changé sur la période d'étude ou du moins qui présente le même état aux deux dates (Biondini & Kandus, 2006; Delgado-Artés et al., 2022). Les analyses cartographiques ont été réalisées à l'aide du logiciel QGIS (QGIS.org, 2021).

II.3. RESULTATS

II.3.1. Camp d'Auvours

II.3.1.1. Composition paysagère

La PERMANOVA et la PERMDISP ($p = 0,001$) indiquent des variations dans la composition globale et dans la dispersion des données entre les zones et dates étudiées. L'ACP, montre une évolution similaire de l'occupation du sol dans les placettes militaires et dans celle de la zone civile, le long de l'axe 1 (Figure 11). L'analyse de l'axe 1 met en évidence une évolution du paysage constitué majoritairement de prairies en 1949 vers une plus grande proportion de boisements en 2010. L'axe 2 est défini par les proportions de surfaces des catégories "Arbre" et "Artificiel". Les données de composition de l'utilisation des sols ne semblent pas présenter de variation sur cet axe.

En 1949, la composition du paysage diffère significativement entre les deux modalités (Tableau 14) pour la proportion de boisement ($p < 0,001$) et de lande ($p < 0,05$). Le terrain militaire est dominé par des prairies (35,76 %) et des landes (31,36 %), alors que la zone civile est constituée principalement de prairies (42,82 %) et de boisements (22,92 %).

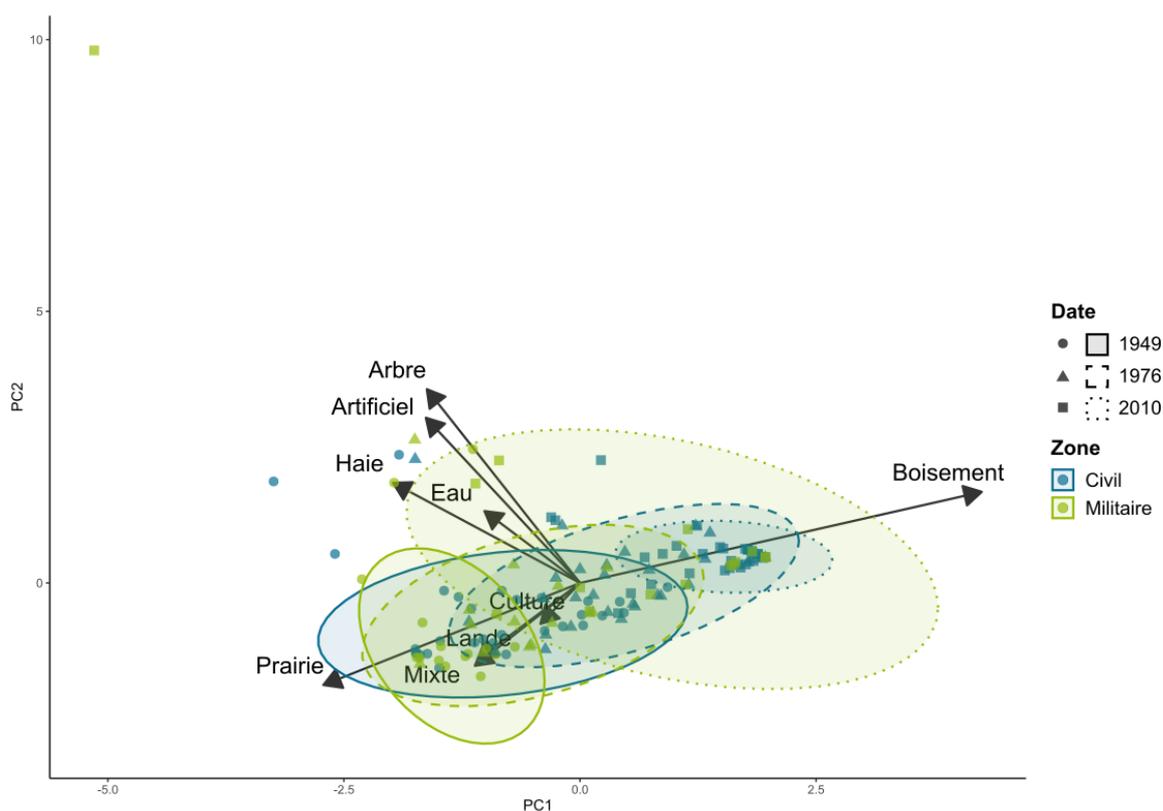


Figure 11 Analyse en Composantes Principales (ACP) des catégories d'occupation du sol utilisées pour décrire le paysage sur le site d'Auvours. Les différentes dates étudiées sont caractérisées par des types de points et de lignes différentes et les deux modalités par des couleurs différentes.

Entre 1949 et 1976, la proportion des boisements augmente sur les deux modalités ($p < 0,001$) et la proportion de prairies diminue sur la partie civile ($p < 0,001$). La proportion de boisement reste supérieure sur la zone civile (56,57 %) par rapport à la zone militaire (28,93 %).

Enfin, en 2010, l'occupation du sol du terrain militaire et de la zone civile sont similaires. Les deux modalités sont dominées par les boisements (83,97 % pour la zone civile et 69,19 % pour la zone militaire) et en plus petite proportion, par des prairies (13,23 % pour la zone militaire et 5,39 % pour la civile).

Tableau 14 Proportion de chaque catégorie d'occupation du sol dans les placettes du site d'Auvours, sur les deux modalités (différence significative entre les deux modalités avec $p < 0,05$: * ; $p < 0,01$: ** ; $p < 0,001$: ***)

	1949			P-Value	1976			P-Value	2010			P-Value
	Civil	Militaire			Civil	Militaire			Civil	Militaire		
	$\mu \pm SD$	$\mu \pm SD$		$\mu \pm SD$	$\mu \pm SD$		$\mu \pm SD$	$\mu \pm SD$				
Arbre	0,03 ± 0,13	0,00 ± 0,00	NS	0,05 ± 0,15	0,00 ± 0,00	NS	0,06 ± 0,33	0,41 ± 1,36	NS			
Artificiel	2,02 ± 2,67	11,70 ± 22,65	NS	2,67 ± 3,28	10,90 ± 20,40	NS	2,53 ± 2,67	8,90 ± 20,57	NS			
Boisement	22,92 ± 20,20	2,23 ± 6,55	***	56,57 ± 24,53	28,93 ± 26,13	***	83,97 ± 16,30	69,19 ± 27,00	NS			
Culture	3,75 ± 8,30	1,74 ± 4,07	NS	6,69 ± 15,62	0,04 ± 0,15	NS	1,83 ± 9,06	0,00 ± 0,00	NS			
Eau	2,66 ± 8,43	0,00 ± 0,00	NS	3,36 ± 9,91	0,00 ± 0,00	NS	2,78 ± 8,42	0,11 ± 0,34	NS			
Haie	1,17 ± 2,01	0,51 ± 1,03	NS	0,49 ± 0,77	0,28 ± 0,55	NS	0,27 ± 0,58	1,17 ± 2,39	NS			
Lande	13,01 ± 21,77	31,36 ± 38,28	*	3,27 ± 8,52	13,59 ± 22,63	NS	1,12 ± 3,10	2,19 ± 3,66	NS			
Mixte	11,63 ± 16,53	16,69 ± 28,15	NS	12,74 ± 14,50	22,81 ± 24,83	NS	2,05 ± 3,75	4,79 ± 8,95	NS			
Prairie	42,82 ± 29,13	35,76 ± 33,33	NS	14,16 ± 14,17	23,45 ± 26,65	NS	5,39 ± 7,67	13,23 ± 18,43	NS			

II.3.1.2. Transition paysagère

Dans les deux modalités, une transition des landes, zones mixtes, prairies et haies vers du boisement est observée (Tableaux 15 et 16) entre 1949 et 2010. Ainsi, 97,05 % des landes et 94,37 % des zones mixtes qui étaient observées en 1949 sur la zone civile sont devenus des boisements en 2010. La même dynamique est observée sur le terrain militaire pour 83,98% des landes et 84,46% des zones mixtes. Sur la partie civile, la majorité des boisements (92,95 %) qui étaient présents en 1949 étaient toujours des boisements en 2010. Au contraire, sur la partie militaire la majorité des boisements de 1949 (61,59 %) ont été artificialisés et seulement 23,68 % sont restés des boisements. Cette zone artificielle correspond au camp bâti du terrain militaire.

Finalement, sur la partie civile 25,49% des boisements de 2010 étaient déjà boisés en 1949, 41,76 % sont d'anciennes prairies, 14,96 % d'anciennes landes et à 13,01 % d'anciennes zones mixtes. Sur la modalité militaire, les boisements sont issus d'anciennes landes (38,47 %), prairies (34,37 %) et zones mixtes (20,65 %). Les prairies civiles de 2010 étaient majoritairement déjà d'anciennes prairies (54,07 %) ou des cultures (27,26 %) en 1949, alors que sur la zone militaire, elles sont également principalement issues d'anciennes prairies (52,28 %) mais aussi de zones artificielles (19,74 %) et zones mixtes (15,01 %).

Tableau 15 Matrice de transition pour la modalité civile du site d'Auvours. Cases blanches (en ligne): devenir (%) des types d'occupations entre 1949 et 2010. Cases grisées (en colonne) : origine (%) des catégories présentes en 2010

Civil	2010									
	Arbre	Artificiel	Boisement	Culture	Eau	Haie	Lande	Mixte	Prairie	
1949	Arbre	0,00	0,00	64,41	0,00	9,27	0,00	0,00	0,00	26,32
		0,00	0,00	0,03	0,00	0,11	0,00	0,00	0,00	0,16
	Artificiel	0,00	14,78	67,90	1,81	7,56	2,00	0,00	1,52	4,42
		0,00	11,83	1,63	2,01	5,51	14,99	0,00	1,49	1,66
	Boisement	0,00	0,45	92,95	0,08	0,25	0,00	0,00	4,94	1,34
		0,00	4,08	25,49	0,99	2,12	0,00	0,00	55,46	5,74
	Culture	0,00	4,65	37,25	18,34	0,00	1,44	0,00	0,00	38,32
		0,00	7,05	1,69	38,49	0,00	20,42	0,00	0,00	27,26
	Eau	1,21	0,42	16,45	0,00	71,92	0,33	0,44	0,00	9,23
		53,69	0,44	0,52	0,00	68,81	3,24	1,06	0,00	4,56
	Haie	0,00	8,69	66,41	8,83	1,67	2,30	4,26	0,09	7,75
		0,00	4,00	0,92	5,64	0,70	9,93	4,46	0,05	1,68
	Lande	0,00	1,47	97,05	0,00	0,10	0,00	0,00	0,90	0,48
		0,00	7,54	14,96	0,00	0,48	0,00	0,01	5,67	1,16
	Mixte	0,00	1,86	94,37	0,00	0,01	0,11	0,00	1,93	1,72
		0,00	8,58	13,01	0,01	0,02	4,75	0,00	10,88	3,71
	Prairie	0,06	3,33	82,11	2,25	1,44	0,29	2,45	1,27	6,79
		46,31	56,48	41,76	52,85	22,26	46,67	94,48	26,44	54,07

Tableau 16 Matrice de transition pour la modalité militaire du site d'Auvours. Cases blanches (en ligne): devenir (%) des types d'occupations entre 1949 et 2010. Cases grisées (en colonne) : origine (%) des catégories présentes en 2010

Militaire	2010									
	Arbre	Artificiel	Boisement	Culture	Eau	Haie	Lande	Mixte	Prairie	
1949	Arbre	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Artificiel	1,26	42,06	28,55	0,00	0,24	1,79	3,74	0,05	22,33
		35,04	55,13	4,87	0,00	23,34	17,81	19,98	0,11	19,74
	Boisement	10,38	61,59	23,68	0,00	0,00	3,19	0,32	0,00	0,84
		43,40	12,12	0,61	0,00	0,00	4,77	0,26	0,00	0,11
	Culture	0,00	10,72	28,39	0,00	0,00	17,33	0,00	2,16	41,40
		0,00	1,91	0,66	0,00	0,00	23,50	0,00	0,72	4,98
	Eau	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Haie	0,00	24,98	50,15	0,00	0,00	9,57	7,39	0,00	7,91
		0,00	1,44	0,38	0,00	0,00	4,18	1,73	0,00	0,31
	Lande	0,21	2,74	83,98	0,00	0,28	0,34	4,59	4,69	3,19
		15,43	9,62	38,47	0,00	73,27	9,08	65,77	30,63	7,56
	Mixte	0,00	0,80	84,46	0,00	0,00	2,07	0,66	0,14	11,86
		0,00	1,51	20,65	0,00	0,00	29,60	5,04	0,50	15,01
	Prairie	0,07	4,57	65,99	0,00	0,01	0,36	0,44	9,16	19,38
		6,13	18,27	34,37	0,00	3,39	11,07	7,22	68,04	52,28

II.3.2. Camp d'Avon

II.3.2.1. Composition paysagère

La PERMANOVA ($p = 0,001$) et la PERMDISP ($p = 0,002$) indiquent des variations dans la composition globale et dans la dispersion des données entre les zones et dates étudiées. L'ACP montre des caractéristiques et évolutions différentes de l'occupation du sol entre le terrain militaire et la zone civile (Figure 12). L'axe 1 indique une plus grande proportion des cultures dans la modalité civile, qui se maintient au cours du temps, et une plus grande proportion de prairies et de haies dans la modalité militaire. L'axe 2 est défini par les catégories « Eau » et « Arbre ».

En 1945, les placettes des deux modalités sont composées principalement par des prairies, des cultures et des haies, mais dans des proportions différentes (Tableau 17). En effet, la modalité civile est dominée par des cultures (71,85 %) contrairement à la modalité militaire qui est dominée par des prairies (66,60 %). La composition paysagère n'a pas évolué entre 1945 et 1979, mais entre 1979 et 2011 la proportion de boisements augmente sur le terrain militaire ($p < 0,01$).

En 2011, la zone militaire est composée principalement par des prairies (70,41 %), des haies (11,67 %) et des boisements (10,39 %) alors que la zone civile est constituée en majorité de cultures (59,29 %) et de prairies (28,31 %).

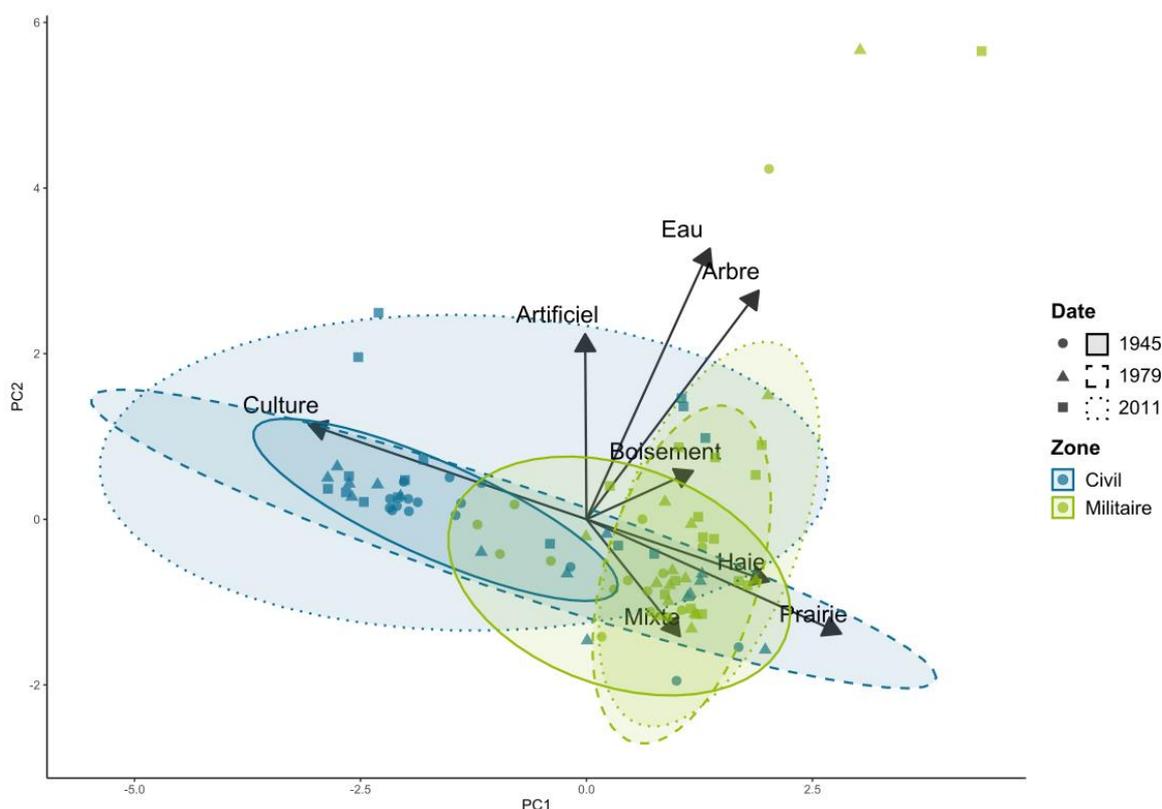


Figure 12 Analyse en Composantes Principales (ACP) des catégories d'occupation du sol utilisées pour décrire le paysage sur le site d'Avon. Les différentes dates étudiées sont caractérisées par des types de points et de lignes différentes et les deux modalités par des couleurs différentes.

Tableau 17: Proportion de chaque catégorie d'occupation du sol dans les placettes du site d'Avon, sur les deux modalités (différence significative entre les deux modalités avec $p < 0,05$: * ; $p < 0,01$: ** ; $p < 0,001$: ***)

	1945			P-Value	1979			P-Value	2011			P-Value
	Civil	Militaire			Civil	Militaire			Civil	Militaire		
	$\mu \pm SD$	$\mu \pm SD$		$\mu \pm SD$	$\mu \pm SD$		$\mu \pm SD$	$\mu \pm SD$				
Arbre	0,03 ± 0,10	0,25 ± 0,57	NS	0,06 ± 0,15	0,39 ± 0,76	NS	0,09 ± 0,18	0,78 ± 0,86	**			
Artificiel	1,47 ± 1,56	1,61 ± 2,25	NS	1,79 ± 1,43	2,49 ± 2,98	NS	3,24 ± 4,69	2,30 ± 3,03	NS			
Boisement	0,03 ± 0,10	0,10 ± 0,39	NS	0,09 ± 0,35	3,12 ± 3,80	NS	3,09 ± 6,96	10,39 ± 10,51	**			
Culture	71,85 ± 30,53	19,29 ± 25,01	***	48,98 ± 42,51	3,79 ± 9,85	***	59,29 ± 37,62	1,85 ± 6,32	***			
Eau	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,03	NS	0,00 ± 0,00	0,02 ± 0,05	NS	0,02 ± 0,04	0,01 ± 0,04	NS			
Haie	11,99 ± 3,90	10,98 ± 3,46	NS	10,86 ± 7,85	13,26 ± 3,70	NS	4,90 ± 2,66	11,67 ± 3,34	***			
Mixte	1,65 ± 4,35	1,17 ± 2,96	NS	2,50 ± 4,92	2,24 ± 2,34	NS	1,06 ± 3,18	2,58 ± 3,14	NS			
Prairie	12,99 ± 25,64	66,60 ± 26,34	***	35,73 ± 34,11	74,70 ± 14,07	**	28,31 ± 34,67	70,41 ± 10,60	***			

II.3.2.2. Evolution paysagère

Au sein de la partie civile du site natura 2000, les surfaces occupées par des cultures et de prairies de la zone civile apparaissent très stables, entre 1945 et 2011. En effet, 72,25 % des prairies de 1945 sont restées des prairies et 72,70 % des cultures sont restées des cultures sur la période considérée. De plus, 13,47 % des prairies ont évolué en cultures alors que 18,23 % des cultures ont évolué en prairies. Parallèlement, les haies sont moins présentes en 2011 qu'en 1945 ($p < 0,001$). Elles ont majoritairement disparu au profit de cultures (49,95 %) et de prairies (31,49 %).

Pour la modalité militaire, 77,91 % des prairies de 1945 sont restées des prairies en 2011, 9,28 % sont devenues des haies et 8,76 % sont devenues des boisements (Tableau 18). Bien que la proportion des cultures ne présente pas de différence significative entre 1945 et 2011, une diminution de ce milieu peut être observée au profit de boisements, de milieux aquatiques (41,82 % chacun) et de zones artificialisées (16,36 %). Enfin, 25,73 % des haies présentes en 1945 ont évolué en boisements, tandis que 34,24 % sont devenues des prairies et 33,01 % ont été maintenues.

Les milieux ouverts sont stables sur les deux modalités avec des transitions équilibrées entre les prairies et les cultures. Sur le terrain militaire, les haies présentes en 2011 proviennent en majorité (52,54%) d'anciennes prairies (Tableau 19) sur lesquelles elles se sont élargies. De même, les boisements militaires de 2011 se sont développés en majorité sur d'anciennes prairies (55%), haies (26,54%) et cultures (12,53 %).

Tableau 18 Matrice de transition pour la modalité civile du site d'Avon. Cases blanches (en ligne): devenir (%) des types d'occupations entre 1945 et 2011. Cases grisées (en colonne) : origine (%) des catégories présentes en 2011

Civile	2011								
	Arbre	Artificiel	Boisement	Culture	Eau	Haie	Mixte	Prairie	
1945	Arbre	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00
		0,00	0,10						
	Artificiel	0,36	21,00	0,21	43,78	0,00	19,19	0,89	14,57
		5,85	9,27	0,11	1,07	0,00	6,01	1,24	0,80
	Boisement	0,00	0,00	76,25	23,75	0,00	0,00	0,00	0,00
		0,00	0,00	0,72	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
	Culture	0,04	3,18	1,41	72,70	0,01	3,46	0,97	18,23
		31,44	68,60	36,16	86,37	36,04	52,92	66,41	48,74
	Eau	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		0,00							
Haie	0,16	4,24	2,92	49,45	0,00	10,43	1,32	31,49	
	20,29	14,99	12,30	9,65	2,70	26,18	14,86	13,83	
Mixte	0,20	0,00	48,91	4,09	0,00	0,40	0,00	46,40	
	3,66	0,00	28,24	0,11	0,00	0,14	0,00	2,80	
Prairie	0,28	1,90	5,02	13,47	0,09	5,53	1,46	72,25	
	38,76	7,15	22,47	2,79	61,26	14,75	17,49	33,74	

Tableau 19 Matrice de transition pour la modalité militaire du site d'Avon. Cases blanches (en ligne): devenir (%) des types d'occupations entre 1945 et 2011. Cases grisées (en colonne) : origine (%) des catégories présentes en 2011

Militaire	2011								
	Arbre	Artificiel	Boisement	Culture	Eau	Haie	Mixte	Prairie	
1945	Arbre	14,72	0,00	32,65	0,00	0,00	10,25	0,00	42,38
		4,79	0,00	0,78	0,00	0,00	0,22	0,00	0,15
	Artificiel	0,00	47,49	16,20	0,00	0,00	17,52	5,80	12,99
		0,00	35,03	2,44	0,00	0,00	2,38	3,63	0,29
	Boisement	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		0,00	0,00	0,95	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Culture	0,00	16,36	41,82	0,00	41,82	0,00	0,00	0,00
		18,02	0,89	12,53	73,79	0,00	13,10	26,12	20,70
	Eau	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		0,00	0,07	0,04	0,00	33,33	0,00	0,00	0,00
Haie	0,23	4,87	25,73	0,12	0,07	33,01	1,73	34,23	
	3,27	24,57	26,54	26,21	63,77	30,70	7,42	5,26	
Mixte	0,00	6,22	15,68	0,00	0,00	10,76	23,53	43,81	
	0,00	3,33	1,72	0,00	0,00	1,06	10,71	0,72	
Prairie	0,86	1,18	8,76	0,00	0,00	9,28	2,00	77,91	
	73,92	36,11	55,00	0,00	2,90	52,54	52,13	72,88	

II.3.3. Camp de Montmorillon

II.3.3.1. Composition paysagère

La PERMANOVA ($p = 0,001$) indique des variations dans la composition globale des données entre les zones et dates étudiées, tandis que la PERMDISP ne montre pas de différence significative dans la dispersion des données. La comparaison de l'évolution de l'occupation du sol dans le terrain militaire et la zone civile à partir de l'ACP (Figure 13) montre une différence de direction entre les deux modalités. L'axe 1 est défini par la lande d'un côté et les haies, prairies et cultures de l'autre. L'axe 2 est défini par les boisements, les landes et les cultures. Les placettes de la zone civile, quelle que soit l'année tendent vers des milieux bocagers avec des haies, des prairies et des cultures. Tandis que sur le terrain militaire le paysage évolue d'une dominance de landes et prairies en 1950, vers de la lande et des boisements en 1983.

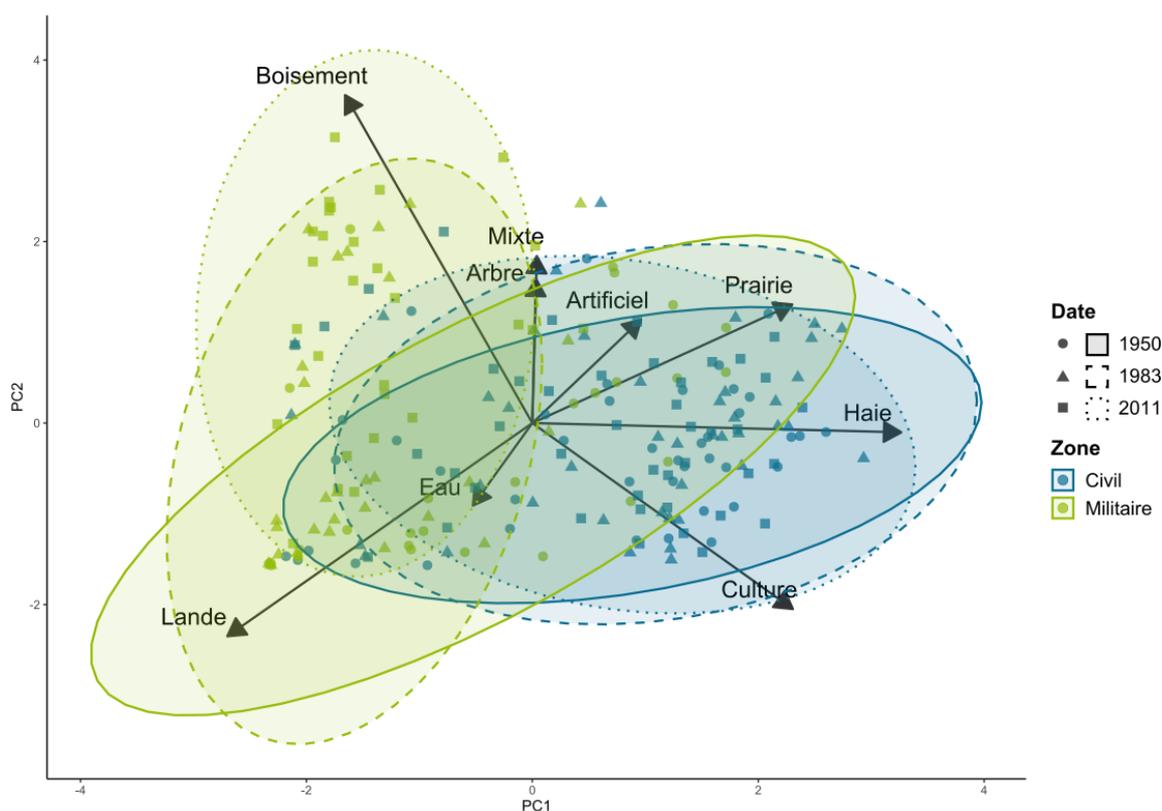


Figure 13 Analyse en Composantes Principales (ACP) des catégories d'occupation du sol utilisées pour décrire le paysage sur le site de Montmorillon. Les différentes dates étudiées sont caractérisées par des types de points et de lignes différentes et les deux modalités par des couleurs différentes.

En 1950, les placettes de la zone Natura 2000 extérieure au camp, sont principalement composées de cultures (33,68 %), de prairies (31,34 %) et de landes (19,57 %) (Tableau 20). Sur le terrain militaire, les landes couvrent 38,94 % de la surface, les prairies 21,76 %, les cultures 19,89 % et les boisements 7,95%. En 1983, les habitats dominants sont similaires avec néanmoins une augmentation significative ($p < 0,05$) des boisements (26,37 %) sur la zone

militaire et non significative sur la zone civile (11,21 %). De plus, la proportion de cultures (2,56 %) et de prairies (9,84 %) ont diminué de manière non significative sur le terrain militaire, ce qui crée des différences significatives ($p_{\text{Culture}} < 0,001$; $p_{\text{Prairie}} < 0,05$) avec la composition de l'autre modalité. En 2011, sur le camp, la proportion de boisement a encore augmenté ($p < 0,05$; 46,99 %) tandis que la surface occupée par les landes a diminué ($p < 0,05$; 28,33 %).

Tableau 20 Proportion de chaque catégorie d'occupation du sol dans les placettes du site de Montmorillon, sur les deux modalités (différence significative entre les deux modalités avec $p < 0,05$: * ; $p < 0,01$: ** ; $p < 0,001$: ***)

	1950			P-Value	1983			P-Value	2011			P-Value
	Civil	Militaire			Civil	Militaire			Civil	Militaire		
	$\mu \pm SD$	$\mu \pm SD$		$\mu \pm SD$	$\mu \pm SD$		$\mu \pm SD$	$\mu \pm SD$				
Arbre	0,02 ± 0,13	0,07 ± 0,31	NS	0,12 ± 0,21	0,03 ± 0,10	NS	0,06 ± 0,12	0,27 ± 0,58	*			
Artificiel	1,79 ± 2,30	1,10 ± 1,42	NS	1,59 ± 2,09	1,76 ± 2,28	NS	2,09 ± 2,92	2,04 ± 2,24	NS			
Boisement	3,96 ± 10,27	7,95 ± 20,54	NS	11,21 ± 18,49	26,37 ± 33,18	NS	13,84 ± 19,87	46,99 ± 33,22	***			
Culture	33,68 ± 28,44	19,89 ± 22,50	NS	37,40 ± 29,46	2,56 ± 9,54	***	38,13 ± 29,71	0,15 ± 0,57	***			
Eau	2,67 ± 8,11	4,21 ± 9,94	NS	2,79 ± 8,40	4,03 ± 9,47	NS	4,89 ± 10,83	4,31 ± 9,36	NS			
Haie	4,50 ± 3,24	2,23 ± 2,28	*	5,52 ± 3,75	1,24 ± 2,33	***	4,26 ± 3,24	0,62 ± 1,29	***			
Lande	19,57 ± 29,99	38,94 ± 37,09	NS	10,10 ± 21,35	52,69 ± 38,66	***	8,55 ± 18,55	28,33 ± 29,92	NS			
Mixte	2,47 ± 8,45	3,86 ± 9,56	NS	2,28 ± 7,66	1,47 ± 3,93	NS	1,81 ± 4,53	4,03 ± 7,82	NS			
Prairie	31,34 ± 24,16	21,76 ± 26,23	NS	29,00 ± 29,49	9,84 ± 12,19	*	26,37 ± 25,09	13,26 ± 15,02	NS			

II.3.3.2. Evolution paysagère

La majorité des boisements présents en 1945 sont restés des boisements sur la partie civile (86,20 %) et sur la militaire (98,97 %) (Tableau 21). De même, les landes ont suivi la même transition sur les deux modalités en se maintenant (36,35 % sur la zone civile ; 17,43 % sur la zone militaire) ou en évoluant vers des boisements (20,24 % sur la zone civile ; 60,66 % sur la zone militaire) ou des prairies (17,39 % sur la zone civile ; 15,17 % sur la zone militaire). Les cultures et prairies n'ont pas suivi la même transition selon les modalités d'étude. Sur la partie civile, 61,81 % des cultures ont été maintenues et 33,25 % ont évolué vers des prairies. Inversement, 34,40 % des prairies ont été maintenues et 38,92 % ont évolué vers des cultures. Sur le terrain militaire, 52,38 % des prairies ont été maintenues tandis que 27,59 % ont évolué vers des boisements. Les cultures ont disparu principalement au profit de boisements (71,34 %) et de landes (9,69 %).

Finalement, seule une faible proportion des boisements de 2011 sont issus d'anciens boisements déjà présents en 1945 (24,66 % sur la zone civile ; 16,78 % sur la zone militaire) (Tableau 22). Ils sont majoritairement issus de landes (28,64 % sur la zone civile ; 22,86 % sur la zone militaire) et prairies (23,03 % sur la zone civile ; 28,07 % sur la zone militaire) sur les deux modalités et aussi d'anciennes cultures (20,43 %) sur le camp militaire. Les landes sont beaucoup plus stables elles étaient déjà majoritairement présentes en 1945 (83,31 % sur la zone civile ; 71,93 % sur la zone militaire) le reste est issu de prairies (14,50 % sur la zone civile ; 11,63 % sur la zone militaire). Enfin, les milieux ouverts restent stables sur la période étudiée puisqu'une rotation de cultures et de prairies semble s'opérer. En effet, ces deux milieux présentent un passage de l'un à l'autre ce qui permet le maintien des milieux agropastoraux.

Tableau 21 Matrice de transition pour la modalité civile du site de Montmorillon. Cases blanches (en ligne): devenir (%) des types d'occupations entre 1950 et 2011. Cases grisées (en colonne) : origine (%) des catégories présentes en 2011

Civil	2011									
	Arbre	Artificiel	Boisement	Culture	Eau	Haie	Lande	Mixte	Prairie	
1950	Arbre	11,09	0,00	0,00	0,00	6,43	0,00	0,00	11,09	71,40
		5,07	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,17	0,07
	Artificiel	0,00	40,27	8,30	13,99	2,84	21,49	2,55	2,15	8,41
		0,00	34,32	1,07	0,65	1,03	8,96	0,53	2,12	0,57
	Boisement	0,00	0,15	86,20	1,80	6,36	1,62	2,92	0,00	0,94
		0,00	0,28	24,66	0,19	5,15	1,51	1,35	0,00	0,14
	Culture	0,05	0,54	1,18	61,81	0,02	2,53	0,05	0,56	33,25
		27,38	8,69	2,88	54,66	0,14	20,02	0,20	10,41	42,45
	Eau	0,00	0,18	6,98	0,26	91,36	0,54	0,13	0,24	0,31
		0,00	0,23	1,35	0,02	49,87	0,33	0,04	0,35	0,03
Haie	0,05	8,59	13,25	25,58	4,21	29,69	0,09	0,90	17,65	
	3,96	18,51	4,31	3,02	3,87	31,33	0,05	2,23	3,01	
Lande	0,03	2,23	20,24	18,35	2,83	1,90	36,35	0,66	17,39	
	10,14	20,96	28,64	9,43	11,34	8,74	83,31	7,18	12,90	
Mixte	0,00	0,00	79,07	0,62	0,00	0,00	0,05	20,18	0,08	
	0,00	0,00	14,07	0,04	0,00	0,00	0,02	27,45	0,01	
Prairie	0,10	1,13	10,18	38,92	4,46	3,96	3,96	2,90	34,40	
	53,45	17,01	23,03	31,99	28,56	29,10	14,50	50,10	40,82	

Tableau 22 Matrice de transition pour la modalité civile du site de Montmorillon. Cases blanches (en ligne): devenir (%) des types d'occupations entre 1950 et 2011. Cases grisées (en colonne) : origine (%) des catégories présentes en 2011

Militaire	2011									
	Arbre	Artificiel	Boisement	Culture	Eau	Haie	Lande	Mixte	Prairie	
1950	Arbre	16,68	5,39	54,48	2,10	0,00	0,69	15,38	0,00	5,28
		0,00	0,00	0,13	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00
	Artificiel	0,16	92,15	3,41	0,00	0,00	2,18	0,36	0,00	1,74
		0,00	9,03	1,28	0,00	1,38	3,74	0,21	0,19	1,28
	Boisement	0,78	0,04	98,97	0,00	0,00	0,08	0,13	0,00	0,00
		0,00	3,05	16,78	0,00	0,07	0,00	0,00	0,16	0,08
	Culture	5,36	2,50	71,34	5,90	0,00	0,42	9,69	0,27	4,52
		22,47	25,54	20,43	35,43	0,93	40,75	13,82	30,88	32,02
	Eau	0,00	0,00	91,92	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	8,08
		0,00	0,33	0,30	0,00	89,66	0,01	0,26	2,27	0,11
Haie	0,70	0,48	82,32	0,00	0,00	0,11	3,34	0,00	13,04	
	0,00	5,85	3,37	4,08	1,29	21,16	0,35	0,23	1,62	
Lande	1,89	0,07	60,66	0,60	0,11	3,66	17,43	0,42	15,17	
	68,84	34,74	22,86	0,00	5,89	13,21	71,93	46,43	35,36	
Mixte	2,61	0,20	48,14	1,27	0,31	6,24	21,31	0,27	19,66	
	0,00	1,32	6,77	0,00	0,43	0,01	1,78	0,11	0,97	
Prairie	1,82	0,65	27,59	0,21	0,48	4,81	12,05	0,00	52,38	
	8,69	20,15	28,07	60,49	0,35	21,13	11,63	19,73	28,56	

II.4. DISCUSSION

Cette étude met en évidence trois situations différentes d'évolution d'occupation des sols en lien avec les terrains d'entraînements militaires :

- L'occupation du sol des terrains militaires suit une dynamique semblable à celles présentes à l'extérieur en lien avec des besoins socio-économiques.
- L'emprise militaire permet le maintien et l'expansion des milieux boisés (boisements et haies).
- Les activités militaires permettent le maintien des milieux ouverts.

En effet, sur le site d'Auvours, une dynamique similaire est présente à l'intérieur et à l'extérieur du camp militaire. Cette dynamique est liée aux activités économiques de sylviculture, entraînant une transition des surfaces de prairies et de landes en surface de boisements artificiels. Au contraire, les sites d'Avon et de Montmorillon présentent des dynamiques différentes entre les modalités militaire et civile. Les surfaces civiles semblent suivre la dynamique générale en Europe avec une augmentation des surfaces artificialisées et agricoles tandis que les surfaces militaires tendent vers des mosaïques de milieux naturels. Cela correspond aux résultats de la majorité des études sur l'utilisation et l'occupation des sols sur des terrains d'entraînements militaires qui indiquent des trajectoires différentes avec les paysages environnants. Cette divergence de trajectoire peut s'expliquer par des changements d'utilisation des sols à l'intérieur des terrains militaires qui ne sont pas motivés par un besoin économique, mais par des besoins spécifiques pour les exercices d'entraînements militaires (Raška & Kirchner, 2011; Skokanova et al., 2017; Havlíček et al., 2018).

II.4.1. Des modifications du paysage induites par les activités humaines

La diminution du bocage est visible à l'extérieur du camp d'Avon avec notamment une diminution des surfaces de haies et une augmentation des tailles des parcelles agricoles entre 1979 et 2011. De même, sur la modalité civile du site de Montmorillon, il n'y a pas de modification des proportions des zones de cultures et prairies qui dominent le paysage quelle que soit la période étudiée. Ce maintien des zones agricoles est en accord avec l'évolution des paysages européens. En effet, depuis la 2nde guerre mondiale, l'Europe a connu plusieurs régimes de gestion des terres. Les systèmes agricoles se sont intensifiés entre 1950 et 1980 avec l'industrialisation et l'introduction de nouvelles technologies (Jepsen et al., 2015; Kuemmerle et al., 2016). Cette intensification agricole a façonné le système foncier européen. En France, elle s'est traduite par l'agrandissement de la taille des parcelles afin de faciliter la mécanisation des travaux agricoles (Morin et al., 2019). Ces remembrements ont nécessité l'arrachage de nombreuses haies. Cette pratique, encouragée par les politiques publiques, aurait fait disparaître près de 70% des haies qui étaient présentes au début du 20^{ème} siècle soit 1,4 millions de km de linéaire de haies (Pointereau, 2002; Morin et al., 2019). De plus,

suite à l'expansion des parcelles agricoles jusque dans les années 1980, ces parcelles ont subi une intensification des pratiques en lien avec l'augmentation de la population et donc des demandes en ressources alimentaires (Ramankutty et al., 2006; Xiao et al., 2015).

En parallèle de l'intensification agricole, une augmentation des superficies forestières de près de 25% depuis 1950 se produit en Europe. Cette augmentation des surfaces boisées est surtout due à un effort de plantation de boisement afin de répondre aux nombreuses déforestations passées (Kuemmerle et al., 2016). Cette évolution paysagère est principalement observée dans les deux modalités du site d'Auvours. En effet, ce site se situe dans un contexte de sylviculture important avec de nombreuses plantations de pin (Dufour, 1983). De même, sur le site de Montmorillon, une augmentation plus importante des surfaces boisées est visible sur la modalité militaire. Cette augmentation provient en partie de la fermeture des landes et de l'implantation de boisements sur d'anciennes prairies.

II.4.2. Les emprises militaires favorisent la fermeture des milieux non utilisés

Les terrains militaires étudiés dans cette étude ne suivent pas les évolutions globales observées en Europe et en France depuis les années 50. Leurs trajectoires évolutives peuvent être comparées avec celles observées dans des aires protégées. En effet, Kallimanis et al. (2015), ont comparé l'évolution de l'occupation des sols sur des aires protégées et aux alentours. Ils ont observé une légère augmentation des zones semi-naturelles et des forêts à l'intérieur des zones protégées contre une légère diminution de ces catégories à l'extérieur. Au contraire, les surfaces artificielles et les zones agricoles sont moins présentes à l'intérieur des zones protégées et présentent un plus faible taux de transition qu'à l'extérieur.

Des résultats similaires à cette étude ont été mis en évidence en République Tchèque (Raška & Kirchner, 2011; Skokanova et al., 2017; Havlíček et al., 2018) et aux Etats-Unis (Gibbes et al., 2017). Les paysages extérieurs aux camps militaires ont tendance à subir une expansion agricole alors qu'à l'intérieur, la végétation ligneuse augmente. Sur le camp d'Auvours, on observe autant de boisements à l'intérieur et à l'extérieur du camp pour des raisons économiques. En effet, la majorité des boisements présents dans cette région et dans le site d'étude sont des plantations de pin encore exploitées.

Sur le camp de Montmorillon, les boisements se sont développés par colonisation naturelle sur les espaces non exploités pour les exercices d'entraînement ou sur les landes où la pression de gestion et d'exploitation de la brande n'a pas été assez intensive. Cette fermeture du milieu est visible dès l'implantation du camp dans les années 1950. De plus, ce camp a permis de maintenir un boisement ancien présent sur la carte de l'état major (1820-1866).

II.4.3. Un maintien des milieux ouverts induit par les activités militaires

Tout comme pour le camp de Montmorillon, l'analyse paysagère du camp d'Avon débute au moment, ou juste avant, l'implantation du terrain militaire (≈1950). Cela permet d'obtenir l'évolution réelle du paysage depuis la création d'un terrain d'entraînement militaire. Le camp d'Avon, présente bien une augmentation de la végétation ligneuse notamment par l'élargissement des haies historiques mais le paysage reste tout de même ouvert. Sa trajectoire évolutive correspond à la trajectoire la plus importante observée sur les sites militaires danois. En effet, sur ces sites, les habitats semi-naturels ouverts sont conservés et les zones agricoles observent une transition vers des habitats semi-naturels ouverts (Svenningsen et al., 2019). Sur le site d'Avon, cela peut s'expliquer par une continuité de pression de pâturage depuis sa création. Dans ce cas, c'est bien la gestion qui implique l'ouverture du milieu, alors qu'en général, les milieux ouverts se maintiennent surtout aux alentours des champs de tir, sur les zones les plus souvent utilisées (Skokanova et al., 2017) comme c'est le cas sur les camps d'Auvours et de Montmorillon. Dans certains cas, les exercices d'entraînements militaires peuvent déclencher des incendies qui vont aussi impliquer une diminution des surfaces forestières et une augmentation des surfaces de prairies (Magagula, 2016). Bien que ce ne soit pas visible sur la matrice de transition d'Auvours, l'étude de l'histoire de ce site indique bien des feux récurrents à proximité des zones d'entraînements.

II.4.4. Des sites Natura 2000 qui suivent les trajectoires générales d'évolution d'occupation des sols

Les sites Natura 2000 sont des aires protégées non intégrales qui visent la protection des espèces et habitats définis dans les directives Habitats Faune Flore et Oiseaux sans exclure les activités humaines qui s'y déroulent. Leur gestion doit pouvoir garantir la survie à long terme des espèces et des habitats d'intérêts communautaires pour lesquels il ont été désignés (Sundseth & Wegefelt, 2008).

La majorité de ces sites font partie des milieux ruraux européens (Sundseth & Wegefelt, 2008). Dans cette étude, les sites Natura 2000 sous gestion et occupation civile suivent les tendances générales européennes avec une intensification des complexes agricoles et des pratiques sylvicoles (Jepsen et al., 2015; Kuemmerle et al., 2016), or ces deux activités ont été citées dans diverses études comme des facteurs de dégradation et de perte d'habitats au sein du réseau Natura 2000 (Santos et al., 2008; Iojă et al., 2010; Halada et al., 2011; McKenna et al., 2014; Miklín & Čížek, 2014). Ainsi, de nombreux auteurs se sont questionnés sur l'efficacité de protection de ces sites (Dimitrakopoulos et al., 2004; Rosati et al., 2008; Trochet & Schmeller, 2013; McKenna et al., 2014; Pechanec et al., 2018). Bien que Rosati et al. 2008 indiquent qu'en Italie le réseau Natura 2000 a une distribution cohérente et qui permet une protection efficace des habitats, plusieurs études indiquent une faible protection des habitats

au sein des sites Natura 2000 qui pourrait être améliorée (Dimitrakopoulos et al., 2004; Trochet & Schmeller, 2013; Pechanec et al., 2018). Cette faible protection est notamment liée aux pratiques humaines et notamment agricoles qui tendent à diminuer l'état de conservation des habitats ouverts (Halada et al., 2011).

Il aurait pu être intéressant dans cette étude d'échantillonner en dehors des sites Natura 2000 afin d'appuyer ses résultats et de comparer l'efficacité de protection des sites Natura 2000 et des terrains militaires par rapport à des espaces sans cadre de gestion ou de protection particulière.

- **Conclusion**

Les activités d'entraînements militaires induisent une hétérogénéité de perturbations qui permettent le maintien et la création de mosaïques paysagères. Ces mosaïques octroient une valeur conservatoire importante aux terrains militaires (Warren et al., 2007). Cette étude met en évidence que l'histoire des sites est aussi importante que les activités actuelles dans la conservation des milieux naturels. En effet, le développement de ces sites est aussi impacté par les activités humaines antérieures à la création des terrains militaires et aux choix qui ont été effectués sur les questions de gestion et d'implantation des zones d'exercices. Le terrain d'entraînement d'Avon est un bon exemple. L'implantation du camp s'est faite par l'expropriation d'agriculteurs à qui il a été proposé, en dédommagement, la possibilité de faire pâturer leurs bétails sur les prairies du site. Cette proposition a permis de conserver un maillage bocager dense, depuis les années 1950.

Partie III. BIODIVERSITE DES TERRAINS MILITAIRES : CARACTERISTIQUES ET SPECIFICITES



INTRODUCTION :

Ce chapitre présente une analyse de la biodiversité afin de mettre en évidence les spécificités écologiques dues à la présence des terrains et des activités militaires. Les différentes parties de ce chapitre présentent une approche par habitat : les milieux boisés, les milieux dunaires puis les pelouses calcaires. Ces parties prennent la forme d'articles soumis ou à soumettre ce qui peut induire des répétitions notamment dans les matériels et méthodes.

III.1. COMPARAISON DES REPONSES DES CARABES ET DE LA VEGETATION AUX SPECIFICITES DE GESTION DES TERRAINS MILITAIRES EN NATURA 2000 DANS DIFFERENTS HABITATS BOISES

Article en cours de préparation :

Pascaline Caudal¹, Axel Hacala² & Sébastien Gallet¹

¹ Univ Brest. Laboratoire Géoarchitecture, Territoires, Urbanisation, Biodiversité, Environnement, F-29200 Brest, France

² UMR CNRS 6553 Ecobio, Université de Rennes, 263 Avenue du Gal Leclerc, CS 74205, 35042 Rennes Cedex, France

III.1.1. Introduction

Les terrains militaires sont des espaces spécifiques qui favorisent la conservation de nombreux habitats et espèces d'intérêt communautaire (Zentelis & Lindenmayer, 2015). L'analyse de l'évolution paysagère de terrains militaires de différents pays a permis de mettre en évidence leur caractère conservatoire notamment pour les milieux boisés. En effet, la surface occupée par les boisements sur les terrains militaires, tend à augmenter avec le temps, sur les espaces peu ou non utilisés pour les exercices militaires (Raška & Kirchner, 2011; Skokanova et al., 2017; Havlíček et al., 2018). Ces boisements présentent un rôle important en matière de préservation de la biodiversité. Néanmoins, peu d'études cherchent à caractériser les spécificités de structures et de composition des milieux boisés dans les emprises militaires, ce qui pourrait permettre de comprendre ce rôle de conservation de la biodiversité. En effet, la majorité des publications scientifiques qui traitent des boisements en terrain militaire et de leur rôle en conservation s'appuient sur une espèce ou un groupe d'espèces, notamment les oiseaux forestiers (Dobony & Rainbolt, 2008; Delaney et al., 2011).

Dans ce contexte, cette étude propose de mettre en évidence l'influence du statut et des usages militaires sur deux types de milieux boisés, les boisements proprement-dits et les haies intégrées dans le système bocager, dans un contexte Natura 2000. La composition et la structure de ces milieux sont connues pour être affectées par le type de gestion qu'ils subissent (Peterken, 1993; Staley et al., 2013). Or, les haies et boisements présents à l'intérieur des terrains militaires ne sont généralement pas sujets aux mêmes méthodes de

gestion que les espaces civils qui les entourent. En effet, en contexte militaire, ils sont le plus souvent laissés en libre évolution (cf partie II).

Les boisements sont des espaces caractérisés par la superposition de différentes strates de végétation et dominés par une strate arborée. Les espèces qui s’y développent sont adaptées à différents stress dépendant de la hauteur et de la densité de la canopée. En effet, la lumière, la température et le vent sont réduits sous le couvert arboré (Otto, 1998). Ces caractéristiques sont de plus en plus marquées avec le vieillissement du boisement (Peterken, 1974). Le vieillissement d’un peuplement forestier peut être dû à deux paramètres complémentaires ne devant pas être confondus. D’une part, l’ancienneté d’un boisement est le temps de présence d’un écosystème forestier, qu’il soit exploité ou non. D’autre part, la maturité d’un boisement est le niveau d’avancement du développement biologique des arbres qui le composent. Ainsi un boisement peut être mature mais non ancien et inversement ou bien être à la fois ancien et mature (Cateau et al., 2015). La préservation des écosystèmes boisés et forestiers, particulièrement lorsqu’ils sont anciens ou matures, est un enjeu majeur du fait des nombreux services écosystémiques qu’ils rendent. En effet, les boisements participent à la régulation du climat et de l’eau, permettent la production de bois et constituent des réservoirs de biodiversité et des lieux de récréation et à forte valeur culturelle (Krieger, 2001; Abadie, 2018).

Les paysages de haies ou bocages font, quant à eux, partie des paysages traditionnels européens (Baudry et al., 2000) Les haies constituent un habitat diversifié et sont souvent définis comme des forêts linéaires (Rolland, 2020; Litza et al., 2022). En effet, les haies sont des habitats semis-boisés qui peuvent servir de corridor de dispersion pour plusieurs espèces spécialistes des forêts (Petit & Usher, 1998; Wehling & Diekmann, 2009a; Closset-Kopp et al., 2016; Lenoir et al., 2021). Ce sont des habitats semblables aux forêts mais qui présentent des caractéristiques particulières telles qu’une plus grande disponibilité de la lumière (Wehling & Diekmann, 2009b) et donc des espèces adaptées à des stress différents. Les haies présentent une variété de fonctions. Historiquement, elles étaient utilisées comme clôtures pour délimiter les propriétés privées et agricoles, elles étaient aussi exploitées pour du bois de chauffe ou la production de fruits (Baudry et al., 2000). Elles agissent comme brise-vent en permettant la réduction de l’érosion des parcelles par le vent et protégeant ainsi les champs et pâtures alentour (Litza et al., 2022) Elles sont aussi appréciées pour leurs propriétés esthétiques et surtout écologiques (Burel & Baudry, 1995; Marshall & Moonen, 2002).

Afin de mieux comprendre les spécificités écologiques des boisements et haies en terrains militaires, cette étude s’appuie sur l’utilisation de bioindicateurs. Les bioindicateurs sont des taxons ou des groupes fonctionnels qui vont refléter l’état de l’environnement. Ils peuvent agir comme des indicateurs des changements environnementaux à l’échelle locale (indicateur environnement), être utilisés pour surveiller un stress spécifique de l’écosystème ciblé (indicateur écologique) ou encore indiquer les niveaux de diversité taxonomique du site étudié (indicateur de biodiversité) (McGeoch, 1998; Gerlach et al., 2013). La bioindication des

changements des conditions environnementales d'un écosystème peut être réalisée à partir de plantes, d'animaux et même des relations plantes-animaux (Ernst, 2003).

Ainsi, l'évaluation des milieux boisés dans cette étude se base sur deux taxons et sur différentes métriques de diversités complémentaires. L'utilisation des plantes et des carabes comme bio-indicateurs a été choisie car ils apportent des réponses taxonomiques et fonctionnelles différentes mais complémentaires (Pétillon et al., 2014; Hacala et al., 2020). La diversité fonctionnelle permet de mesurer la combinaison des traits des espèces qui sont associés aux adaptations à l'environnement et aux rôles dans les processus écologiques (Tilman, 2001). La prise en compte à la fois de la diversité taxonomique et de la diversité fonctionnelle peut donc fournir des informations complémentaires sur les effets des changements d'environnement sur les communautés suite à des perturbations (Dehling & Dehling, 2023) et notamment sur l'éventail des fonctions écologiques de ces communautés (Cadotte et al., 2011; Flynn et al., 2011). Ainsi, des mesures de diversité alpha et bêta ont été effectuées pour analyser les diversités taxonomique et fonctionnelle. En effet, les perturbations humaines peuvent modifier la richesse spécifique des communautés (diversité alpha) mais aussi leur composition (diversité bêta) notamment par le remplacement d'espèces (De Coster et al., 2015; McGill et al., 2015). Le remplacement des espèces peut donc modifier à la fois la composition taxonomique mais aussi la diversité fonctionnelle des communautés touchées même si la richesse spécifique est inchangée (Riemann et al., 2017). Il est donc nécessaire d'analyser ces deux paramètres sur les deux taxons visés afin de mettre en évidence les caractéristiques des haies et boisements en terrain militaire.

Ainsi, le but de cette étude est de caractériser les spécificités écologiques des milieux boisés présents sur les terrains militaires en les comparant à des espaces civils dans un contexte Natura 2000. Elle se base sur trois hypothèses :

- Les spécificités des terrains militaires s'expriment dans les structures des milieux boisés.
- Les terrains militaires subissent des perturbations liées aux activités intrinsèques de ces zones, ce qui peut induire une hétérogénéité paysagère en mosaïque, qui se reflète dans les communautés présentes.
- La mise en défens des terrains militaires permet aux zones non utilisées pour les entraînements d'être préservées par rapport aux zones civiles et ainsi de présenter une plus grande fonctionnalité et diversité.

III.1.2. Matériel et méthode

III.1.2.1. *Sites d'étude*

Cette étude a été réalisée sur les sites d'Auvours, d'Avon, de Montmorillon et de Romorantin (Tableau 23). La description précise de ces sites est présentée dans la partie I.

Tableau 23 Caractéristiques des sites d'études

Site	Département	Surface du site militaire (ha)	Surface en Natura 2000 (ha)	Surface du sites Natura 2000 (ha)	Site Natura 2000 associé	Corps d'armée
Camp d'Auvours	Sarthe	850	288	4 592	Vallée du Narais, forêt de Bercé et ruisseau du Dinan (FR5200647)	Terre
Camp d'Avon	Deux-Sèvres	870	615	1 511	Chaumes d'Avon (FR5400445)	Terre
Camp de Montmorillon	Vienne	1640	1570	4 072	Landes de Sainte-Marie et camp militaire de Montmorillon (FR5412015)	Terre
				2 779	Brandes de Montmorillon (FR5400460)	
Base aérienne de Romorantin	Loir et Cher	210	210	346 000	Sologne (FR2402001)	Air

Les boisements ont été étudiés sur les sites d'Auvours, Montmorillon et Romorantin.

L'étude du site d'Auvours porte sur des boisements de résineux plantés présents à l'intérieur du camp et à l'extérieur de celui-ci, sur la zone Natura 2000 « Vallée du Narais, forêt de Bercé et ruisseau de Dinan ». Le terrain militaire est utilisé par l'Armée de Terre et des activités de manœuvres d'infanterie et de développements stratégiques sont effectuées dans ses différents boisements. Les boisements internes au terrain militaire sont gérés par l'ONF tandis qu'à l'extérieur les propriétaires privés civils appliquent leur propre gestion.

Sur les sites de Montmorillon et de Romorantin, ce sont des boisements de feuillus qui ont été étudiés. Le camp de Montmorillon est inclus dans les sites Natura 2000 « Landes de Sainte-Marie et camp militaire de Montmorillon » et « Brandes de Montmorillon ». Il est composé de landes et de différents boisements de feuillus. L'une des parcelles étudiées est considérée comme un boisement ancien puisqu'il apparaît sur les cartes d'état-major (1820-1866). Le camp est utilisé par l'armée de terre et des entraînements d'orientation et de bivouac peuvent avoir lieu dans les différents boisements. La base aérienne de Romorantin, quant à elle, est intégrée au site Natura 2000 « Sologne ». Les boisements sur ce camp présentent une faible surface et sont utilisés par les militaires principalement à des fins de loisirs (courses à pied, récolte de champignons ...) et de bivouac.

Les haies ont été étudiées sur le site Natura 2000 « Chaumes d'Avon » à l'intérieur et à l'extérieur du camp d'entraînement d'Avon. Le terrain est utilisé pour l'entraînement des sous-officiers d'active qui peuvent utiliser les haies lors de développements tactiques. Les prairies adjacentes aux haies sont pâturées par du bétail bovin qui peut accéder aux différentes parcelles en traversant les haies. A l'extérieur du terrain militaire, les parcelles adjacentes aux haies sont principalement des cultures et des prairies de fauche.

III.1.2.2. *Protocoles d'acquisition des données*

III.1.2.2.1. Relevés de végétation dans les boisements

La méthodologie d'inventaire dans les boisements a été adaptée de la méthode proposée par le Centre National de la Propriété Forestière (CNPF) pour l'évaluation de l'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP) (Larrieu & Gonin, 2008). L'échantillonnage a été réalisé dans des placettes rondes de 0,2 ha soit 25m de rayon. Sur le logiciel Qgis (QGIS.org, 2021), des placettes prévisionnelles ont été créées sur la totalité des surfaces des boisements. Le nombre de placettes réellement étudiées a ensuite été sélectionné aléatoirement sur le logiciel. Ce nombre dépend de la surface totale du boisement, la somme des placettes étant équivalente à 20% du boisement afin que l'échantillonnage soit le plus représentatif possible. Ainsi, sur le site d'Auvours 85 placettes ont été échantillonnées à l'intérieur du camp et 35 à l'extérieur (Tableau 24). Sur le site de Montmorillon, ce sont 15,8 ha soit 51 placettes dans la modalité militaire et 28 dans la modalité civile qui ont été relevées. Enfin sur le site de Romorantin, l'échantillonnage a été effectué sur 6 placettes militaires et 4 civiles.

Dans chacune des placettes un relevé floristique a été effectué pour chaque strate (Arborée, Arbustive haute, Arbustive basse et Herbacée) et un pourcentage de recouvrement a été attribué pour chacune des espèces et pour le sol nu. Les espèces ont été relevées par strates en fonction des hauteurs des individus. Ainsi, des espèces ligneuses ont pu être relevées dans la strate herbacée sous forme juvénile. Ce relevé de végétation a été complété par différentes informations concernant la structure du boisement. Ainsi le nombre de bois mort de grosse circonférence sur pied et au sol ainsi que le nombre d'arbres porteurs de dendro-microhabitats ont été relevés. Il était aussi indiqué le pourcentage de recouvrement de la placette par des milieux ouverts florifères, des milieux aquatiques et des milieux rocheux. Enfin la circonférence a été mesurée sur tous les arbres à hauteur de 1,30m, ce qui permet de déterminer la densité d'arbre sur la placette ainsi que la surface terrière.

III.1.2.2.2. Relevés de végétation dans les haies

La sélection des haies étudiées a été effectuée en accord avec le major du camp d'Avon afin de correspondre aux critères suivants :

- L'accord d'accessibilité aux zones de la part du major de camp
- La représentativité des différents types de haies existant sur le camp et dans la zone Natura 2000
- La facilité d'accès et/ou une distance entre les haies peu importante pour permettre la relève des pièges barbers dans un temps restreint

Les relevés de végétation ont été effectués dans les haies présentes dans 14 carrés d'échantillonnage (7 à l'intérieur du camp et 7 à l'extérieur), de 400 m de côté, sélectionnés aléatoirement par SIG. Ainsi 40 haies ont été échantillonnées dans la modalité militaire et 51

dans la modalité civile. L'inventaire floristique dans les haies a été effectué par strate. Pour chacune des strates (arborée, arbustive haute, arbustive basse, herbacée), un pourcentage de recouvrement a été attribué pour chaque espèce relevée. Comme pour les boisements, les relevés par strate ont été effectués selon la hauteur des individus. Pour les haies dont la longueur était inférieure ou égale à 20 m la totalité de la haie a été parcourue. Pour les haies dont la longueur était supérieure à 20 m le relevé a été effectué dans un cadrat de 20 m de long sur la largeur de la haie, dans une zone de la haie qui soit la plus représentative possible.

Ces relevés d'espèces ont été complétés par différentes mesures de structures de la haie. Ainsi, trois mesures de hauteur et 3 mesures de largeur ont été effectuées sur chacune des haies afin d'obtenir une hauteur moyenne et une largeur moyenne. À cela sont ajoutés le relevé des critères nécessaires au calcul de l'indice du Plan de Gestion Durable des Haies (Voir partie IV) tels que la présence d'ourlets enherbés autour des haies, de talus ou encore de microhabitats. Enfin, certaines informations étaient nécessaires pour l'étude sur les reptiles (menée parallèlement par le Centre d'Etudes Biologique de Chizé) et ont été relevées pour chacune des haies. C'est le cas pour la présence de clôtures et de fossé à l'intérieur des haies ou en périphérie. Les activités des parcelles adjacentes ont aussi été indiquées.

III.1.2.2.3. Relevés d'arthropodes

L'échantillonnage des arthropodes a été réalisé entre Avril et Juillet 2021 sur les quatre sites d'étude. Les arthropodes ont été prélevés à l'aide de pièges barber. Les récipients utilisés mesurent 88 mm de diamètre et 110 mm en hauteur. Ils étaient remplis d'une solution d'eau salée (250g/L de sel) avec une goutte de savon inodore afin de diminuer la tension superficielle de l'eau et permettre aux arthropodes de tomber dans la solution conservatrice. Les récipients ont été enterrés dans le sol puis recouverts d'un couvercle en bois carré de 15 cm de côté. Les pièges étaient disposés à plus de 10 m les uns des autres afin d'éviter la pseudo-réplication locale (Topping & Sunderland, 1992).

Les pièges ont été disposés dans les deux modalités (civile et militaire) sur les quatre sites. Sur les sites d'Auvours et de Montmorillon, 30 pièges ont été disposés dans des boisements à l'intérieur des terrains militaires et 30 dans des boisements à l'extérieur du terrain militaire. Sur le site de Romorantin, les boisements étudiés étant de faible surface, 20 pièges ont été posés dans la modalité militaire et 10 dans la modalité civile. Enfin, sur le site d'Avon les pièges ont été posés dans 20 haies parmi celles ayant fait l'objet des relevés de végétation, 10 à l'intérieur du terrain d'entraînement et 10 à l'extérieur. Dans chacune des haies 3 pièges ont été posés à plus de 10 m d'écart les uns des autres.

Le piégeage a été réalisé en discontinu. Ainsi, les pièges ont été posés 9 jours consécutifs chaque mois, pendant les 4 mois d'inventaire.

Après le prélèvement des pièges, les arthropodes ont été triés et stockés en éthanol (70°) avant d'être identifiés. Les carabes ont été identifiés à l'espèce à l'aide du guide "The

Carabidae (ground Beetles) of Britain and Ireland” (Luff, 2007) et des volumes 1 et 2 des “Faunes de France” concernant les Carabidae (Jeannel, 1941, 1942).

Tableau 24 Méthodes et nombre de relevés de végétation et d’arthropodes réalisés pour chaque site et modalité

Modalité	Méthode	Végétation				Arthropodes			
		Militaire		Civile		Méthode	Militaire	Civile	
		Nb	Surface	Nb	Surface				
Boisements	Auvours	Placette 25 m de rayon	85	17 ha	35	7 ha	Barber	30	30
	Montmorillon	Placette 25 m de rayon	51	10,2 ha	28	5,6 ha	Barber	30	30
	Romorantin	Placette 25 m de rayon	6	1,2 ha	4	0,8 ha	Barber	20	10
Haies	Avon	Cadrat largeur de la haie * 20 m	40	4,95 km	51	4,78 km	Barber	30	30

III.1.2.3. Attribution des traits fonctionnels

Différents traits (4 pour les carabes et 5 pour les plantes) liés à la morphologie (taille), aux capacités de dispersion (développement allaire, poids des graines, dissémination), à l’acquisition des ressources (alimentation, SLA (surface foliaire relative)) et à l’habitat préférentiel des espèces ont été attribués à l’ensemble des espèces de carabes et de plantes en utilisant des sources bibliographiques variées (Tableau 25). Bien que les préférences environnementales ne soient pas considérées comme des traits fonctionnels stricto-sensu (Violle et al., 2007), ils ont été conservés en lieu et place de proxy des adaptations à leurs habitats respectifs.

Tableau 25 Types de traits et sources des valeurs de traits utilisés pour les analyses fonctionnelles de carabes et de la végétation

Type de Trait	Trait	Sources
Morphologie	Taille des carabes	Mesures effectuées sur les individus échantillonnés
	Hauteur maximale de la plante	Base de données BIEN ; Base de données TRY ; des Abbayes et al., 1971 ; Rameau et al., 1989
Dispersion	Développement allaire	Base de données BETSI ; Mitchell, 1963 ; Sander et al., 2006 ; Luff, 2007 ; Teofilova, 2020a ; Jouveau et al., 2022
	Poids des graines	Base de données BIEN ; Base de données TRY ; Base de données TR8
	Dissémination des graines	Base de données BASEFLOR
Acquisition des ressources	Alimentation	Base de données BETSI ; Pfiffner & Niggli, 1996 ; Bilde et al., 2000 ; Luff, 2007 ; Vanbergen et al., 2010 ; Bohan et al., 2011 ; Rose, 2011 ; Cardarelli & Bogliani, 2014 ; Lee & Albajes, 2016 ; Magura et al., 2021
	SLA	Base de données BIEN ; Base de données TRY ; Grime et al., 2007

Préférence écologique	Carabes	Base de données BETSI ; Pfiffner & Niggli, 1996 ; Pfiffner & Luka, 2003 ; Luff, 2007 ; Šustek & Vido, 2013 ; Bargmann et al., 2016 ; Fusser et al., 2016 ; Varvara, 2016 ; Teofilova, 2020b ; Sowa et al., 2022
	Végétation	Base de données BIEN

III.1.2.4. *Analyses statistiques*

Toutes les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel R (R Core Team, 2021).

Des tests de comparaison de moyennes ont été utilisés entre les paramètres de structure des boisements et des haies. Les choix de tests, paramétriques ou non-paramétriques, ont été effectués à la lumière d'une vérification de la normalité des données à l'aide d'un test de Shapiro. Quand les données étudiées suivaient une loi normale, des tests de Student ont été utilisés et des tests de Mann et Whitney dans le cas contraire.

Les comparaisons de diversités alpha, tant taxonomiques que fonctionnelles, ont été réalisées à l'aide d'interprétations graphiques issues du package iNext.3D (Chao et al., 2021). Ces courbes de diversité issues de corrections de raréfaction et d'une méthode de ré-échantillonnage permettent des comparaisons de diversité car le non-recouvrement des intervalles de confiance de chaque courbe correspond à une différence significative (Chao et al., 2014) Ces courbes sont générées pour les trois ordres de diversité de Hill, $q=0$, $q=1$ et $q=2$, correspondant à la richesse, la diversité alpha et la diversité de Simpson. La comparaison de ces trois ordres, respectivement sensibles aux espèces rares, communes et dominantes, permettant de caractériser la nature des potentielles différences entre les assemblages (Chao et al., 2021).

Dans le cas de l'analyse fonctionnelle, la diversité est calculée en se basant sur le nombre de groupements fonctionnels issus d'un seuil de singularité (*sensu* Chao et al. 2021) calculé sur une matrice de distance de Gower. Cette valeur de nombre de groupes fonctionnels correspond ainsi à la richesse, $q=0$, fonctionnelle. Les calculs pour $q=1$ & 2 sont issus de transformations de la richesse respectivement basées sur un indice d'entropie de Shannon et d'entropie quadratique de Rao afin de prendre en compte l'abondance des traits avec des sensibilités comparables à celles de la diversité taxonomique.

Les comparaisons de diversité bêta ont été réalisées à l'aide de NMDS (Non-metric Multi-dimensional Scaling) suivies d'Anosim (Analysis of similarities) afin de déterminer si les groupements formés par les modalités comparées étaient significativement différents les uns des autres. Les NMDS ont été réalisés selon deux modalités, en présence/absence et en considérant l'abondance des espèces. Les deux méthodes ont été réalisées conjointement afin de souligner les différences issues d'espèces rares ou communes et de séparer les différences issues de remplacement d'espèces ou de variation simple d'abondance. Un partitionnement des variances de diversité bêta a été calculé afin de distinguer les différences issues de remplacement d'espèces (partition de balancement avec l'abondance et de turnover en présence/absence) des différences issues d'une perte d'espèces entre les assemblages (partition de gradient en abondance et de nestedness en présence/absence). Pour ce faire, les

matrices de distance utilisées dans les NMDS et les Anosim ont été calculées avec le package betapart (Baselga, 2010, 2017). Dans le cas des assemblages en présence/absence, les matrices de distance ont été calculées avec des distances de Sorensen (Baselga, 2010) tandis que pour les assemblages considérant l'abondance des espèces, les matrices de distance étaient basées sur des distances de Bray-Curtis (Baselga, 2017).

Afin de mieux caractériser les assemblages fonctionnels des terrains militaires et civils, des CWM (Community Weighted Mean) ainsi que l'entropie quadratique de Rao ont été calculés. Le premier outil permet de faire ressortir les modalités moyennes de chaque trait qui caractérise un assemblage là où la seconde permet de calculer l'hétérogénéité fonctionnelle d'un assemblage (Ricotta & Moretti, 2011). Les valeurs de Rao ont été comparées à l'aide de tests de comparaison de moyenne en suivant la même logique de choix de test que pour les structures d'habitats.

III.1.3. Résultats

III.1.3.1. *Espèces structurantes des habitats*

Si les boisements de feuillus des sites de Romorantin et de Montmorillon présentent des caractéristiques communes, notamment par la dominance de *Quercus robur*, les quatre sites d'étude présentent néanmoins des structures différentes tant pour la végétation que pour les populations de carabes.

III.1.3.1.1. Les boisements résineux d'Auvours

Sur le site d'Auvours, 142 espèces végétales ont été relevées, 78 sur le terrain militaire et 112 sur la modalité civile. La strate arborée est dominée par *Pinus pinaster* (> 30 % de recouvrement moyen), accompagnée de *Betula pendula* (13,1 %) sur la modalité civile et de *Pinus sylvestris* (20,9 %) sur la modalité militaire (Tableau 26). *Pinus pinaster* (11 %) est également dominante dans la strate arbustive de la modalité militaire (Tableau 27). La strate herbacée de la modalité civile est dominée par *Rubus fruticosus* (17,3 %), *Molinia caerulea* (14,3 %) et *Calluna vulgaris* (8,9 %) tandis que celle de la modalité militaire est dominée par *Calluna vulgaris* (18,9 %). Compte tenu de la richesse élevée, les données brutes des espèces herbacées ne sont pas présentées dans le mémoire.

L'assemblage de carabes sur ce site regroupe 11 espèces (60 individus identifiés) dont 7 sont présentes sur la modalité militaire et 6 sur la modalité civile (Tableau 28). *Abax parallelepipedus* est l'espèce la plus abondante sur les deux modalités. Elle est accompagnée, notamment, de *Carabus nemoralis* et *Notiophilus biguttatus* sur la modalité militaire.

III.1.3.1.2. Les boisements de feuillus de Montmorillon

Sur le site de Montmorillon, 199 espèces végétales ont été identifiées, 152 sur le terrain militaire et 131 sur la modalité civile. La strate arborée est dominée par *Quercus robur* (Civile : 56 % ; Militaire : 52,7 %) dans les deux modalités avec aussi *Quercus petraea* (14,5 %) sur la

modalité militaire (Tableau 26). Dans la strate arbustive des deux modalités, *Crataegus monogyna* (Civile : 18,2 % ; Militaire : 9,7 %) est l'espèce la plus présente (Tableau 27). La strate herbacée est notamment composée de *Rubus fruticosus* et *Carex flacca* sur la modalité civile et de *Agrostis stolonifera*, *Brachypodium sylvaticum*, *Rubus fruticosus* et *Carex flacca* sur la modalité militaire.

L'assemblage de carabes sur ce site regroupe 14 espèces (157 individus identifiés) dont 12 espèces sont présentes sur la modalité militaire et 10 sur la modalité civile (Tableau 28). *Carabus nemoralis* et *Abax parallelepipedus* sont les plus abondantes sur les deux modalités. Elles sont accompagnées de *Pterostichus madidus* et *Carabus auratus* sur la modalité civile et de *Nebria brevicollis* sur la modalité militaire

Tableau 26 Pourcentage de recouvrement moyen des espèces relevées dans la strate arborée des boisements et haies selon les deux modalités d'étude

	Boisements						Haies	
	Auvours		Montmorillon		Romorantin		Avon	
	Civil	Militaire	Civil	Militaire	Civil	Militaire	Civil	Militaire
Richesse spécifique	12	12	18	17	12	11	10	12
<i>Quercus robur</i>	4.09	1.79	56.07	52.78	52.50	59.17	0.29	0.03
<i>Carpinus betulus</i>			4.21	1.68	12.50	11.00		
<i>Quercus petraea</i>		0.04	0.54	14.51		0.50		
<i>Pinus pinaster</i>	37.43	31.82						
<i>Pinus sylvestris</i>	4.80	20.89	1.82	0.25	5.00	0.50		
<i>Betula pendula</i>	13.11	6.17			1.75			
<i>Ulmus minor</i>			1.43				9.90	17.43
<i>Acer campestre</i>					1.25		11.18	12.30
<i>Fraxinus excelsior</i>			3.29	2.07	1.00	4.33	1.76	3.88
<i>Populus tremula</i>		0.35	5.25	0.47	5.00	1.17		0.88
<i>Pinus nigra</i>	12.00							
<i>Sorbus torminalis</i>			3.46	2.74	3.00	0.67		0.38
<i>Castanea sativa</i>	0.91	0.95	1.88	0.58	2.25	1.67		
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	6.00							
<i>Corylus avellana</i>			0.41	1.21	3.50	0.83		
<i>Rhamnus cathartica</i>			1.61	0.06			0.75	2.28
<i>Crataegus monogyna</i>				0.69		0.83	1.76	
<i>Quercus pubescens</i>		0.08	0.71	0.51				1.38
<i>Betula pubescens</i>	2.20	0.31						
<i>Prunus avium</i>			1.18				0.10	1.00
<i>Quercus rubra</i>	0.20			0.69				
<i>Acer pseudoplatanus</i>						0.83		
<i>Juniperus sp</i>					0.75			
<i>Pyrus communis</i>								0.63
<i>Prunus spinosa</i>							0.59	
<i>Fagus sylvatica</i>				0.31				
<i>Alnus glutinosa</i>	0.29							
<i>Frangula alnus</i>			0.25					
<i>Cytisus scoparius</i>	0.20							
<i>Salix atrocinerea</i>	0.20							
<i>Crataegus germanica</i>				0.20				
<i>Sorbus aucuparia</i>			0.18					
<i>Robinia pseudoacacia</i>		0.18						
<i>Populus alba</i>			0.14					
<i>Salix caprea</i>				0.14				
<i>Taxus baccata</i>					0.13			

BIODIVERSITE DES TERRAINS MILITAIRES : CARACTERISTIQUES ET SPECIFICITES

<i>Salix sp</i>		0.11			
<i>Prunus domestica</i>					0.10
<i>Salix alba</i>					0.10
<i>Salix aurita</i>	0.08				
<i>Prunus mahaleb</i>					0.08
<i>Rosa canina</i>		0.07			
<i>Quercus sp</i>	0.01				0.01
<i>Malus sylvestris</i>			0.01		

Tableau 27 Pourcentage de recouvrement moyen des espèces relevées dans la strate arbustive des boisements et haies selon les deux modalités d'étude

	Boisements						Haies	
	Auvours		Montmorillon		Romorantin		Avon	
	Civil	Militaire	Civil	Militaire	Civil	Militaire	Civil	Militaire
Richesse spécifique	25	15	24	24	11	20	16	17
<i>Crataegus monogyna</i>	0.49		18.21	9.75	10.75	10.00	26.90	29.10
<i>Prunus spinosa</i>	0.43		3.66	1.54	11.75	2.17	13.08	6.93
<i>Cornus sanguinea</i>	0.17		1.57		9.00		10.47	9.60
<i>Ligustrum vulgare</i>	0.03		5.68	0.47	2.13	1.17	8.80	7.25
<i>Rubus fruticosus</i>			4.11	2.53		8.17	2.14	2.40
<i>Pinus pinaster</i>	4.09	11.02						
<i>Rhamnus cathartica</i>			0.32	0.17	9.25		2.18	2.23
<i>Frangula alnus</i>	2.74	0.29	3.50		2.25	3.17	0.20	
<i>Rosa canina</i>	0.06	0.02	0.79	0.35			6.55	3.01
<i>Sorbus torminalis</i>			1.13	4.25	1.50	0.17		
<i>Corylus avellana</i>	1.40			0.66		4.83		
<i>Erica scoparia</i>			4.95	0.63				
<i>Betula pendula</i>	4.11	0.74						
<i>Crataegus laevigata</i>			0.36		3.25		0.20	1.00
<i>Ilex aquifolium</i>		0.04	0.36	3.11		0.50		
<i>Fraxinus excelsior</i>	0.14		1.79	0.20		1.17		0.08
<i>Acer campestre</i>					1.25			1.80
<i>Rosa sp</i>			0.07		2.50	0.33		
<i>Carpinus betulus</i>	0.11			0.59		1.50		
<i>Castanea sativa</i>	0.09	0.09		0.06		1.92		
<i>Prunus mahaleb</i>			0.64				0.94	0.38
<i>Viburnum lantana</i>							0.53	1.01
<i>Ruscus aculeatus</i>			0.43	0.92				
<i>Crataegus germanica</i>			0.18	0.92				
<i>Pinus sylvestris</i>	0.06	0.98						
<i>Ulmus minor</i>			0.21	0.04			0.29	0.43
<i>Prunus avium</i>	0.37		0.30	0.05			0.20	
<i>Quercus robur</i>	0.17	0.22	0.21	0.10				0.08
<i>Euonymus europaeus</i>	0.17		0.32				0.14	0.10
<i>Calluna vulgaris</i>		0.61						
<i>Populus tremula</i>					0.25	0.33		
<i>Rosa tomentosa</i>						0.50		
<i>Prunus domestica</i>	0.29							0.20
<i>Cytisus scoparius</i>	0.11	0.15	0.07	0.04		0.08	0.02	
<i>Lonicera periclymenum</i>			0.14	0.27				
<i>Sambucus nigra</i>	0.37							
<i>Betula pubescens</i>	0.14	0.11						
<i>Acer pseudoplatanus</i>						0.25		
<i>Populus sp</i>						0.25		
<i>Ribes rubrum</i>	0.23							
<i>Quercus pubescens</i>		0.13						0.08
<i>Prunus sp</i>						0.17		
<i>Sorbus aucuparia</i>						0.17		
<i>Malus sylvestris</i>				0.14				
<i>Quercus rubra</i>	0.09			0.04				
<i>Dioscorea communis</i>	0.06						0.04	

<i>Salix caprea</i>	0.09		
<i>Viburnum opulus</i>	0.09		
<i>Tilia sp</i>			0.08
<i>Ulex minor</i>		0.07	
<i>Quercus petraea</i>	0.05		
<i>Robinia pseudoacacia</i>	0.05		
<i>Cytisus villosus</i>		0.02	
<i>Ulex europaeus</i>		0.02	
<i>Quercus sp</i>	0.01		

III.1.3.1.3. Les boisements de feuillus de Romorantin

Sur le site de Romorantin, 101 espèces végétales ont été identifiées, 83 sur le terrain militaire et 50 sur la modalité civile. La strate arborée des deux modalités est composée principalement de *Quercus robur* (Civile : 52,5 % ; Militaire : 59,1 %) et de *Carpinus betulus* (Civile : 12,5 % ; Militaire : 11 %) (Tableau 26). La strate arbustive comprend dans les deux modalités, *Crataegus monogyna* (Civile : 10,7 % ; Militaire : 10 %) (Tableau 27). Elle est accompagnée de *Prunus spinosa* (11,75%) sur la modalité civile. La strate herbacée est composée notamment de *Rubus fruticosus* et *Carex flacca* sur les deux modalités. Sur la modalité militaire, de jeunes *Quercus robur* et *Hedera helix* composent aussi cette strate.

L'assemblage de carabes sur ce site regroupe 9 espèces (39 individus identifiés) dont 7 sont présentes sur la modalité militaire et 8 sur la modalité civile (Tableau 28). *Pterostichus madidus* est l'espèce la plus abondante dans les deux modalités. Elle est notamment accompagnée de *Abax parallelepipedus* sur la modalité militaire.

Tableau 28 Nombre d'individus de carabes échantillonnés en boisements et haies selon les deux modalités d'étude

	Boisements						Haies	
	Auvours		Montmorillon		Romorantin		Avon	
	Civil	Militaire	Civil	Militaire	Civil	Militaire	Civil	Militaire
Richesse spécifique	6	7	10	12	8	7	16	10
<i>Trechus quadristriatus</i>			2	2			103	89
<i>Nebria brevicollis</i>			4	7	1	1	39	45
<i>Carabus nemoralis</i>	1	6	31	36	2	2		
<i>Nebria salina</i>	1		4	2			29	38
<i>Abax parallelepipedus</i>	14	18	13	7	2	5		
<i>Anisodactylus binotatus</i>							33	11
<i>Pterostichus madidus</i>			11	4	9	9		
<i>Anchomenus dorsalis</i>							28	1
<i>Carabus coriaceus</i>							20	6
<i>Notiophilus biguttatus</i>		5	1	4	1	1	5	3
<i>Notiophilus quadripunctatus</i>		2	1				1	13
<i>Carabus auratus</i>			10	5				
<i>Brachinus psophia</i>							7	
<i>Carabus convexus</i>				5				
<i>Carabus violaceus</i>		2		1	2			
<i>Asaphidion flavipes</i>				3	1			
<i>Carabus problematicus</i>		4						
<i>Harpalus dimidiatus</i>							2	2
<i>Badister bullatus</i>	1				1	1		
<i>Platyderus depressus</i>	3							
<i>Pseudoophonus rufipes</i>							3	
<i>Bembidion lampros</i>				2				

<i>Diachromus germanus</i>			2
<i>Dromius quadrimaculatus</i>	1		1
<i>Panagaeus bipustulatus</i>	2		
<i>Philorhizus melanocephalus</i>			2
<i>Calosoma inquisitor</i>		1	
<i>Harpalus neglectus</i>			1
<i>Leistus fulvibarbis</i>			1
<i>Microlestes maurus</i>			1
<i>Poecilus cupreus</i>			1

III.1.3.1.1. Les haies d'Avon

Sur le site d'Avon, 178 espèces végétales ont été identifiées, 130 sur le terrain militaire et 133 sur la modalité civile. La strate arborée des haies dans les deux modalités est dominée par *Acer campestre* (Civile : 11,2 % ; Militaire : 12,3 %) et *Ulmus minor* (Civile : 9,9 % ; Militaire : 17,4 %) (Tableau 26). La strate arbustive est principalement composée de *Crataegus monogyna* (Civile : 26,9 % ; Militaire : 29,1 %), *Cornus sanguinea* (Civile : 9,6 % ; Militaire : 10,5 %), accompagnées de *Prunus spinosa* (13,1 %) sur la modalité civile (Tableau 27). La strate herbacée dans les deux modalités est composée de nombreuses espèces présentant chacune un faible pourcentage de recouvrement. Ainsi aucune espèce n'apparaît dominante.

L'assemblage de carabes sur ce site regroupe 17 espèces (486 individus identifiés) dont 10 espèces sont présentes sur la modalité militaire et 16 sur la modalité civile (Tableau 28). *Trechus quadristriatus* et *Nebria brevicollis* sont les espèces les plus abondantes sur les deux modalités. Elles sont accompagnées par *Anisodactylus binotatus* sur la modalité civile et par *Nebria salina* sur la modalité militaire.

III.1.3.2. Structure des habitats

III.1.3.2.1. Les boisements

Dans les trois sites la surface terrière moyenne (Tableau 29) des placettes est significativement plus grande ($p < 0,001$ sur Auvours et Montmorillon ; $p < 0,05$ sur Romorantin) dans les parcelles militaires ($\mu_{\text{Auvours}} = 40,50 \pm 24,60$; $\mu_{\text{Montmorillon}} = 52,13 \pm 39,52$; $\mu_{\text{Romorantin}} = 43,38 \pm 9,44$) que dans les parcelles civiles ($\mu_{\text{Auvours}} = 26,49 \pm 11,28$; $\mu_{\text{Montmorillon}} = 25,44 \pm 7,81$; $\mu_{\text{Romorantin}} = 28,72 \pm 7,32$). Elle est associée à des arbres qui sont plus gros ($p < 0,001$ sur Montmorillon ; $p < 0,01$ sur Auvours et Romorantin) dans la modalité militaire ($\mu_{\text{Auvours}} = 15,02 \pm 4,56$; $\mu_{\text{Montmorillon}} = 16,38 \pm 3,68$; $\mu_{\text{Romorantin}} = 15,73 \pm 1,67$ par rapport à la modalité civile ($\mu_{\text{Auvours}} = 12,34 \pm 2,97$; $\mu_{\text{Montmorillon}} = 11,72 \pm 1,66$; $\mu_{\text{Romorantin}} = 12,16 \pm 1,49$).

Sur le site d'Auvours, un plus grand nombre d'arbres ($p < 0,001$) par placette est observé sur les parcelles civiles. De plus, sur la modalité militaire, il y a un plus grand recouvrement de milieux ouverts florifères ($p < 0,001$ sur Auvours et Montmorillon ; $p < 0,05$ sur Romorantin) et une plus faible quantité de bois morts au sol ($p < 0,05$ sur Auvours ; $p < 0,001$ sur Montmorillon ; $p < 0,01$ sur Romorantin) et sur pied ($p < 0,001$ sur Montmorillon ; $p < 0,05$ sur Romorantin). Enfin sur les boisements d'Auvours et de Montmorillon il y a une plus grande

proportion de sol nu ($p < 0,05$ sur Auvours ; $p < 0,001$ sur Montmorillon) dans la modalité militaire ($\mu_{\text{Auvours}} = 5,62 \pm 13,69$; $\mu_{\text{Montmorillon}} = 31,96 \pm 24,02$) que dans la modalité civile ($\mu_{\text{Auvours}} = 2,80 \pm 7,41$; $\mu_{\text{Montmorillon}} = 11,39 \pm 14,62$).

Tableau 29 Variables structurelles des boisements et des haies, différence entre les modalités d'études et moyenne et écart-type au sein des modalités d'étude

	Auvours				Montmorillon				Romorantin			
	stat	p-value	CIVILE	MILITAIRE	W ou t	p-value	CIVILE	MILITAIRE	stat	p-value	CIVILE	MILITAIRE
Structure des boisements												
Nombre d'arbres	t = 5,52	p<0,001	75,71 ± 22,72	49,10 ± 26,76	t = 0,47		63,18 ± 17,17	61,25 ± 17,46	t = 1,09		67,75 ± 26,81	52,00 ± 13,45
Nombre de bois morts au sol	W = 1901,5	p<0,05	8,63 ± 4,58	6,35 ± 4,07	W = 1148,5	p<0,001	7,71 ± 5,19	2,82 ± 2,67	t = 4,33	p<0,01	9,00 ± 1,41	3,50 ± 2,59
Nombre de bois morts sur pied	W = 1314		1,49 ± 1,79	1,63 ± 1,51	W = 1101,5	p<0,001	6,89 ± 6,44	2,22 ± 2,54	W = 24	p<0,05	7,00 ± 1,41	0,67 ± 0,82
Nombre de dendro-microhabitats	W = 1304,5		0,23 ± 0,77	0,64 ± 1,81	W = 685		0,50 ± 0,84	0,61 ± 0,98	t = 0,18		1,50 ± 1,29	1,33 ± 1,63
Pourcentage de sol nu	W = 1118,5	p<0,05	2,80 ± 7,41	5,62 ± 13,69	W = 250	p<0,001	11,39 ± 14,62	31,96 ± 24,02	W = 8,5		10,25 ± 13,38	16,00 ± 15,48
Rayon moyen (cm)	W = 933,5	p<0,01	12,34 ± 2,97	15,02 ± 4,56	W = 111	p<0,001	11,72 ± 1,66	16,38 ± 3,68	t = -3,73	p<0,01	12,16 ± 1,49	15,73 ± 1,67
Recouvrement des milieux ouverts florifères	W = 587	p<0,001	9,37 ± 20,42	22,62 ± 26,81	W = 358	p<0,001	10,89 ± 10,76	20,12 ± 13,06	W = 1,5	p<0,05	3,75 ± 2,06	21,17 ± 13,50
Surface terrière	W = 876	p<0,001	26,49 ± 11,28	40,50 ± 24,60	W = 170	p<0,001	25,44 ± 7,81	52,13 ± 39,52	t = -2,76	p<0,05	28,72 ± 7,32	43,38 ± 9,44
Structure commune avec les haies												
Recouvrement en espèces arborées	W = 2124,5	p<0,001	81,43 ± 19,70	62,68 ± 25,99	W = 743		82,61 ± 20,57	78,88 ± 14,79	t = 0,51		88,63 ± 25,06	81,5 ± 14,69
Recouvrement en espèces arbustives	W = 1739		16,09 ± 19,28	14,52 ± 22,75	W = 1087	p<0,001	49,07 ± 27,47	27,21 ± 19,41	t = 0,92		53,88 ± 32,12	36,92 ± 22,02
Recouvrement en espèces herbacées	W = 2270,5	p<0,001	65,19 ± 36,98	33,35 ± 22,83	W = 644,5		61,25 ± 35,82	63,74 ± 26,90	t = -1,64		44,00 ± 21,56	70,00 ± 28,32

	Avon			
	W ou t	p-value	CIVILE	MILITAIRE
Structure haies				
Hauteur (m)	W = 787,5		4,74 ± 2,77	5,66 ± 2,92
Largeur (m)	W = 474,5	p<0,001	3,97 ± 5,60	6,55 ± 4,32
Longueur (m)	W = 775		102,47 ± 70,05	112,65 ± 38,50
Microhabitats	W = 621,5	p<0,01	1,76 ± 1,35	2,65 ± 1,17
Structure commune avec les boisements				
Recouvrement en espèces arborées	W = 707,50	p<0,05	26,53 ± 25,16	40,24 ± 26,68
Recouvrement en espèces arbustives	W = 1154,5		71,89 ± 25,36	66,86 ± 29,43
Recouvrement en espèces herbacées	W = 1036		31,54 ± 21,36	30,79 ± 20,63

L'organisation des strates diffère selon les sites d'études. Sur le site de Romorantin, les boisements sont caractérisés par un fort recouvrement de la strate arborée ($\mu_{\text{Civile}} = 88,63 \pm 25,06$; $\mu_{\text{Militaire}} = 81,5 \pm 14,69$) qui est similaire sur les deux modalités. Bien que les strates arbustives et herbacées ne présentent pas de différence significative, il semble que les espèces arbustives recouvrent une plus grande partie des placettes sur la partie civile ($\mu_{\text{Civile}} = 53,88 \pm 32,12$; $\mu_{\text{Militaire}} = 36,92 \pm 22,02$) alors que les espèces herbacées couvrent une plus grande surface sur la partie militaire ($\mu_{\text{Civile}} = 44,00 \pm 21,56$; $\mu_{\text{Militaire}} = 70,00 \pm 28,32$). Sur le site de Montmorillon, la strate arbustive est significativement ($p < 0,001$) moins développée sur la partie militaire par rapport à la partie civile. Les strates arborées et herbacées présentent des recouvrements similaires entre les deux modalités. Enfin sur le site d'Auvours, les strates arborées et herbacées sur la zone civile ($\mu_{\text{Arborée}} = 81,43 \pm 19,70$; $\mu_{\text{Herbacée}} = 65,19 \pm 36,98$) sont significativement ($p < 0,001$) plus développées que sur la zone militaire ($\mu_{\text{Arborée}} = 62,68 \pm 25,99$; $\mu_{\text{Herbacée}} = 33,35 \pm 22,83$).

Ainsi, les boisements de feuillus des sites de Montmorillon et Romorantin sont structurés par un fort recouvrement des espèces arborées qui surplombent des strates arbustives et herbacées qui peuvent varier selon les modalités mais qui représentent le plus souvent plus de 25% de recouvrement des placettes d'échantillonnage. L'organisation des strates dans les boisements de résineux du site d'Auvours est différente. En effet, la strate arborée est ici aussi très développée, mais elle surplombe un sous-bois principalement composé d'espèces herbacées et d'une strate arbustive représente environ 15 % des surfaces étudiées dans les deux modalités.

III.1.3.2.1. Les haies

Les haies étudiées sur le site d'Avon présentent des structures différentes entre les modalités étudiées (Tableau 29). En effet, les haies sur le terrain militaire sont plus larges ($\mu = 6,55 \pm 4,32$) et renferment plus de micro habitats ($\mu = 2,65 \pm 2,17$) que la partie civile ($\mu_{\text{largeur}} = 3,97 \pm 5,60$; $\mu_{\text{microhabitats}} = 1,76 \pm 1,35$). Enfin la strate arborée présente un recouvrement moyen plus élevé sur la partie militaire ($\mu = 40,24 \pm 26,68$) que sur la partie civile ($26,53 \pm 25,16$). Au contraire, la longueur ($\mu_{\text{Militaire}} = 112,65 \pm 38,50$; $\mu_{\text{Civile}} = 102,47 \pm 70,05$) ainsi que la hauteur ($\mu_{\text{Militaire}} = 5,65 \pm 2,92$; $\mu_{\text{Civile}} = 4,74 \pm 2,76$) des haies sont similaires dans les deux modalités étudiées. De même, les recouvrements moyens des chacune des strates arbustives et herbacées qui composent les haies ne sont pas différentes entre les modalités. Ainsi, les espèces herbacées présentent un recouvrement moyen de 30,79 ($\pm 20,63$) sur la partie militaire et de 31,54 ($\pm 21,36$) sur la partie civile, les espèces arbustives ont un recouvrement de 66,86 ($\pm 29,43$) pour la modalité militaire et de 71,89 ($\pm 25,36$) pour la modalité civile.

Les haies d'Avon sont donc composées d'une strate herbacée qui forme un sous-bois peu développé sous des strates arbustives et arborées présentant un grand couvert végétal sur la partie militaire et sous une strate arbustive très développée et un faible couvert d'arbres pour la partie civile. Les autres variables structurelles étudiées sur les haies ne présentent pas de différences entre les deux modalités d'études.

III.1.3.3. *Diversité alpha*

Sur le site d'Avon, les haies de la modalité civile présentent une plus grande diversité taxonomique de carabes pour les ordres de diversité $q=1$ et $q=2$ (Figure 14). En revanche, pour la richesse ($q=0$), à des seuils de complétude élevés, la variabilité augmente impliquant un recouplement des courbes. Cela souligne l'importance des espèces rares dans l'hétérogénéité des haies de la modalité civile. La différence étant plus marquée pour $q=1$ que $q=2$, cela souligne que les patrons de dominance au sein des assemblages de carabes sont proches entre les deux modalités. Sur les sites d'Auvours, de Montmorillon et de Romorantin, aucune différence observable de la diversité taxonomique des carabes n'a été détectée entre les boisements militaires et civils, et ce pour les trois ordres de diversité (Figure 14).

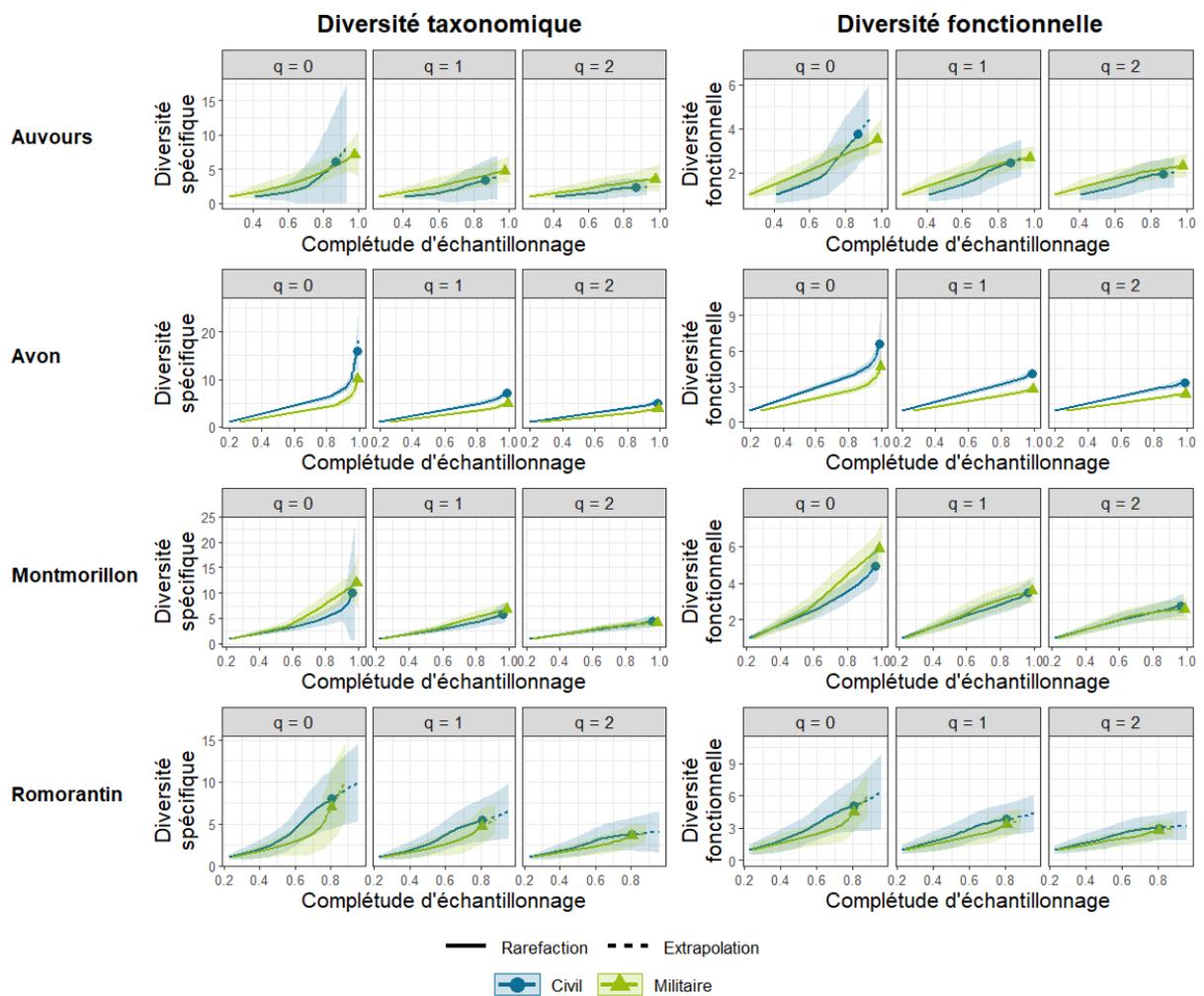


Figure 14 Diversité alpha taxonomique et fonctionnelle des carabes dans les quatre sites d'étude selon les modalités civile et militaire

Sur le site d'Auvours, une plus grande diversité végétale en zone boisée civile est observée pour $q=1$ et $q=2$ (Figure 15). La différence étant plus marquée pour $q=1$ que $q=2$, cela souligne que les patrons de dominance au sein des assemblages de végétation sont proches entre les deux modalités. Sur les sites d'Avon, de Montmorillon et de Romorantin,

aucune différence observable de la diversité taxonomique de la végétation n'a été détectée, et ce pour les trois ordres de diversité (Figure 15).

Sur le site d'Avon, les haies de la modalité civile présentent une diversité fonctionnelle des carabes supérieure à celle des haies militaires pour $q=1$ et $q=2$. Aucune différence significative n'a été observée pour les assemblages de végétation, indépendamment de l'ordre de diversité.

Sur le site d'Auvours, un patron inverse à celui d'Avon a été observé avec aucune différence observable de diversité significative pour les assemblages de carabes et une diversité fonctionnelle supérieure dans la modalité civile pour la flore pour les ordres $q=1$ et $q=2$.

Sur les sites de Montmorillon et de Romorantin, aucune différence de diversité fonctionnelle de carabes n'a été observée entre les modalités militaire et civile. Seul l'ordre $q=1$ permet de différencier la diversité fonctionnelle des assemblages de végétation pour les deux sites avec une diversité fonctionnelle supérieure dans la modalité militaire.

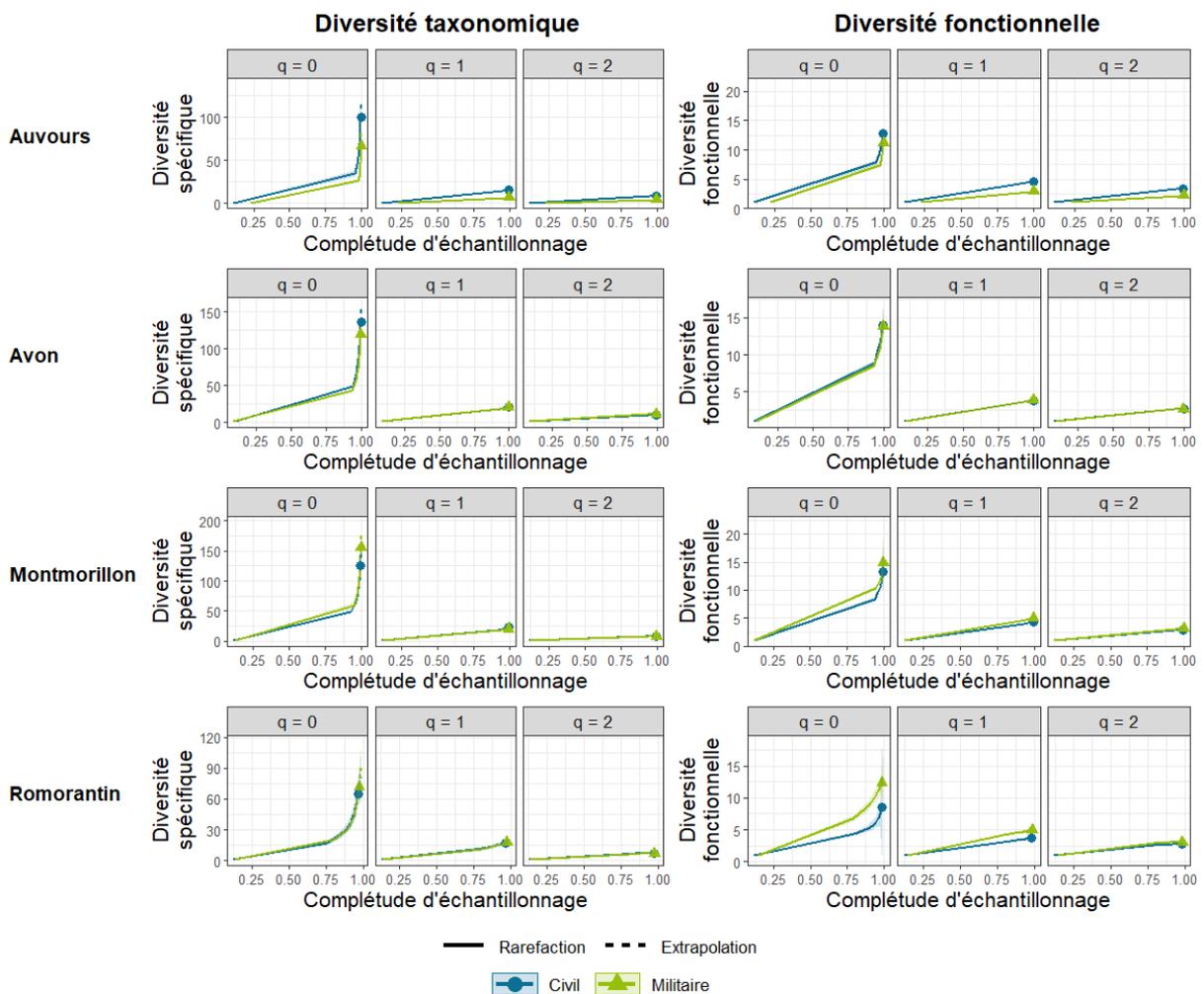
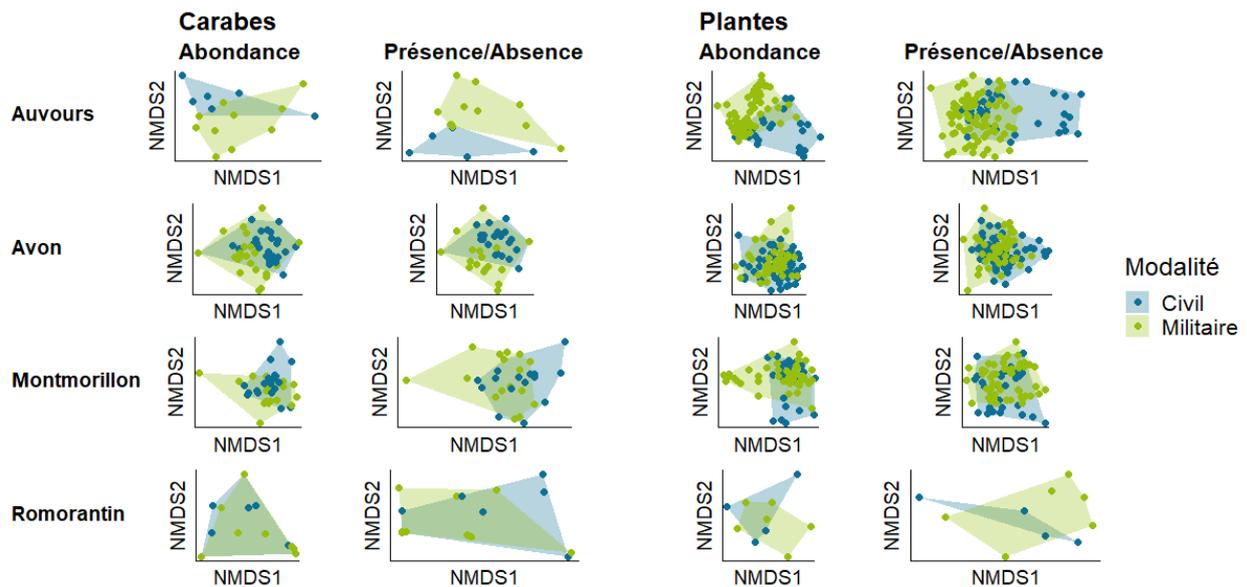


Figure 15 Diversité alpha taxonomique et fonctionnelle de la végétation dans les quatre sites d'étude selon les modalités civile et militaire

Tableau 30 Analyse de similarité au sein des communautés de carabes et de la végétation entre les modalités d'études en prenant en compte l'abondance et la présence/absence des espèces

		Auvours		Avon		Montmorillon		Romorantin		
		R	p	R	p	R	p	R	p	
Abondance	Bray curtis	Carabes	0,017	0,342	0,136	0,001	0,024	0,169	-0,023	0,629
		Plantes	0,257	0,001	5,667 ⁻⁰⁵	0,468	0,048	0,128	0,028	0,393
	Balancement	Carabes	0,031	0,272	0,144	0,002	0,035	0,095	0,034	0,764
		Plantes	0,239	0,001	0,007	0,345	0,039	0,169	0,002	0,441
	Gradient	Carabes	-0,035	0,727	-0,122	1,000	-0,028	0,864	0,062	0,057
		Plantes	-0,075	0,962	-0,016	0,819	-0,009	0,575	0,036	0,343
Présence/ Absence	Sorensen	Carabes	0,013	0,342	0,180	1⁻⁰⁴	0,023	0,172	-0,025	0,656
		Plantes	0,267	1⁻⁰⁴	0,001	0,430	0,107	0,003	0,016	0,338
	Nestedness	Carabes	-0,039	0,784	-0,074	0,993	-0,022	0,809	0,062	0,045
		Plantes	-0,067	0,981	0,054	0,016	-0,016	0,661	-0,141	0,868
	Turnover	Carabes	0,024	0,300	0,152	5⁻⁰⁴	0,029	0,131	-0,342	0,749
		Plantes	0,267	1⁻⁰⁴	-0,005	0,581	0,114	0,002	0,058	0,305

Figure 16 NMDS basée sur les matrices de Bray-curtis (Abondance) et de Sorensen (Présence/Absence) pour les assemblages de carabes et de plantes avec les groupements par modalité



III.1.3.4. *Diversité bêta*

Sur le site d'Avon, les assemblages des haies civiles et militaires présentent des différences significatives pour la diversité bêta globale (Abondance : $R=0,1357$; $p=0,001$; Présence/Absence : $R=0,1798$; $p<0,001$) (Tableau 30 – Figure 16) ainsi que pour les partitions de balancement en prenant en compte l'abondance ($R=0,1437$; $p=0,002$) et le turnover en présence/absence ($R=0,1516$; $p<0,001$).

Pour le site de Romorantin, seule la partition de nestedness est significative ($R=0,06$; $p=0,045$). Ce résultat pouvant souligner une différence de richesse entre en contradiction avec les résultats précédents, si l'on ajoute à cela la non-significativité de la diversité bêta globale, la faible valeur de dissimilarité, la forte p-value et les faibles effectifs des assemblages de carabes du site, il est à concevoir que ce résultat soit un artéfact statistique.

Aucune différence de diversité bêta, en abondance ou en présence/absence et quelle que soit la partition n'a été observée entre les assemblages de carabes civils et militaires des sites d'Auvours et de Montmorillon.

Sur le site d'Avon, une seule partition présente une différence significative pour les assemblages de végétation des haies entre les modalités civile et militaire, la nestedness ($R=0,05$; $p=0,01$). Ce résultat pouvant souligner une différence de richesse entre en contradiction avec les résultats précédents, si l'on ajoute à cela la non-significativité de la diversité bêta globale et la très faible valeur de dissimilarité il pourrait être prudent de considérer cela comme un artéfact statistique.

Sur le site d'Auvours, les assemblages de végétations civils et militaires présentent des différences significatives avec la diversité bêta globale avec la considération de l'abondance ($R=0,257$; $p=0,001$) et en présence absence ($R=0,2665$; $p<0,001$). Pour ce qui est des partitions, seules les partitions de balancement ($R=0,2394$; $p=0,001$) et de turnover ($R=0,2673$; $p<0,001$) sont significatives, soulignant des phénomènes d'inversement de relation de dominance et de remplacement d'espèces à l'origine des différences observées.

Sur le site de Montmorillon, les assemblages de végétations civils et militaires présentent des différences significatives entre les boisements civils et militaires quand seule la présence/absence des espèces est considérée. Ces différences s'expriment pour la diversité bêta totale ($R=0,1071$; $p=0,002$) et la partition de turnover ($R=0,1138$; $p=0,002$). Ceci souligne un effet de remplacement d'espèces par d'autres entre les assemblages de végétation. Ce phénomène de remplacement étant également quantifié dans le balancement avec l'abondance, il est possible que le patron observé ici soit lié aux espèces rares qui gagnent du poids dans l'analyse en présence/absence.

Aucune différence significative en termes de diversité bêta entre les assemblages de végétation de Romorantin n'a été détectée, quelle que soit la méthode ou les partitions considérées.

III.1.3.5. *Analyses fonctionnelles*

Les analyses de CWM mettent en avant que les sites d'Auvours et de Montmorillon présentent, tant dans les modalités civiles que militaire, des communautés dominées par des carabes correspondant à un archétype forestier (Grande taille, aptères, prédateur) et tous deux ne présentent aucune différence significative de valeur d'hétérogénéité fonctionnelle (Rao) entre espaces civils et militaires (Tableau 31).

Le site d'Avon présente une différence entre les carabes dominants dans les modalités civile et militaire en termes de capacité de dispersion, avec des carabes principalement macroptères en zone civile et dimorphique en zone militaire. Une hétérogénéité significativement plus importante a été observée sur dans les haies civiles par rapport aux haies militaires ($R=463,5$; $p<0,001$).

Le site de Romorantin présente des résultats extrêmement semblables entre les modalités civile et militaire avec des carabes ubiquistes et dimorphiques et aucune différence significative en termes d'hétérogénéité fonctionnelle.

Tableau 31 Traits fonctionnels moyens observés chez les carabes sur chaque site d'étude

	Modalité	Taille du corps (mm)	Habitat	Régime alimentaire	Développement allaire
Auvours	Civile	16,34	Forêt	Zoophage	Aptère
	Militaire	18,51	Forêt	Zoophage	Aptère
Avon	Civile	10,11	Ubiquiste	Zoophage	Macroptère
	Militaire	8,80	Ubiquiste	Zoophage	Dimorphique
Montmorillon	Civile	20,09	Forêt	Zoophage	Aptère
	Militaire	18,92	Forêt	Zoophage	Aptère
Romorantin	Civile	16,85	Ubiquiste	Zoophage	Dimorphique
	Militaire	16,43	Ubiquiste	Zoophage	Dimorphique

On observe sur le site d'Auvours que les traits principaux des assemblages végétaux entre modalité militaire et civile diffèrent quelque peu (Tableau 32). Bien que les deux assemblages soient dominés par des espèces forestières anémochores, on observe que les espèces dominant les assemblages civils ont une SLA supérieure ($12,17>8,53$), une masse de graines inférieure ($196<120$) et une taille inférieure ($13,18<16,41$). L'hétérogénéité fonctionnelle est significativement supérieure en zone civile ($R=2228$; $p<0,001$).

Sur le site de Montmorillon, les traits principaux des assemblages végétaux diffèrent peu entre zones militaire et civile. Les deux sont principalement dominées par des espèces forestières, zoochores, ayant une SLA proche de $17 \text{ m}^2.\text{kg}^{-1}$ et une taille proche de 10 m. La masse des graines est supérieure en zone militaire de 200 mg ($1252>1079$). L'hétérogénéité fonctionnelle ne présente pas de différence significative entre les assemblages de végétation des deux zones.

Sur le site d'Avon, les traits principaux des assemblages végétaux entre zones militaire et civile diffèrent peu et l'hétérogénéité fonctionnelle ne présente pas de différences significatives. Le site de Romorantin ne présente pas de différence de trait dominant non plus mais l'hétérogénéité fonctionnelle est significativement supérieure dans la modalité civile ($R=2,95$; $p=0,02$).

Tableau 32 Traits fonctionnels moyens observés sur la végétation sur chaque site d'étude

	Modalité	SLA (m ² .kg ⁻¹)	Poids graine (mg)	Hauteur (m)	Habitat	Dissémination
Auvours	Civile	12,17	196,14	13,19	Forêts	Anémochore
	Militaire	8,54	220,42	16,41	Forêts	Anémochore
Avon	Civile	16,23	90,51	7,27	Fourrés	Zoochore
	Militaire	16,26	84,78	8,13	Fourrés	Zoochore
Montmorillon	Civile	17,36	1079,79	8,82	Forêts	Zoochore
	Militaire	16,26	1252,92	11,17	Forêts	Zoochore
Romorantin	Civile	16,34	1244,82	10,10	Forêts	Zoochore
	Militaire	16,55	1333,64	9,51	Forêts	Zoochore

III.1.4. Discussion

III.1.4.1. Les boisements de feuillus deux cas particuliers

Les boisements de feuillus étudiés sur les sites de Montmorillon et Romorantin sont des chênaies dominées par *Quercus robur* et *Carpinus betulus*. Ils présentent des structures similaires quelle que soit la modalité étudiée avec une forte présence des différentes strates : arborée, arbustive et herbacée. Néanmoins, les boisements des modalités militaires présentent des arbres plus gros et de plus grandes surfaces de milieux ouverts florifères. Ces caractéristiques laissent penser à des boisements plus matures sur la modalité militaire que sur la modalité civile. En effet, les boisements matures présentent une structure particulière liée au développement biologique des arbres qui dominent la strate arborescente. Ces arbres vont être plus âgés et par conséquent plus gros et porter plus de dendro-microhabitats que ceux présents dans les boisements non matures (Cateau et al., 2015). De plus, à l'échelle du peuplement, une augmentation de la quantité et de la diversité de bois mort va apparaître au cours de la maturité du boisement (Cateau et al., 2015). Il peut être accompagné un développement important du sous-bois qui procure une hétérogénéité au boisement (Fuentes-Montemayor et al., 2022) créant ainsi une mosaïque d'habitats favorable à la faune forestière. Cette ancienneté des boisements est confirmée au regard des cartes d'état-major (1820-1856) qui indiquent déjà des boisements sur l'emplacement du camp militaire de Montmorillon et notamment sur l'une des zones étudiées.

Bien que la structure des boisements sur ces deux sites réponde de manière similaire à la militarisation, les conclusions en ce qui concerne les diversités et compositions spécifiques de la végétation et des carabes sont différentes entre les deux sites. En effet, le site de

Romorantin présente peu de différence significative entre les deux modalités étudiées. De plus, les assemblages de *Carabidae* qui y sont observés sont associés à des complétudes d'échantillonnages hautement variables et un nombre d'individus capturés faible. Cela rend leur interprétation rigoureuse sous un angle quantitatif impossible. Sous un angle qualitatif, un mélange d'espèces ubiquistes et forestières laisse penser à une zone de boisement perturbé. Plusieurs hypothèses peuvent être émises quant à la pauvreté du nombre d'individus de carabes échantillonnés et les faibles réponses de la végétation. Le site d'étude et les boisements échantillonnés étant petits, le plan d'échantillonnage mis en place n'était peut-être pas suffisant pour mettre en évidence les caractéristiques réelles du site. De plus, il se situe dans un contexte péri-urbain et les boisements étudiés sont peut-être trop déconnectés d'autres boisements pour permettre la dispersion et l'installation des carabes forestiers (Petit & Usher, 1998; Joyce et al., 1999).

Sur le site de Montmorillon, hormis la structure des boisements, les variables étudiées ne montrent pas de différence entre les deux modalités d'études. Elles présentent des espèces végétales et de carabes typiques des forêts. Ces boisements présentent de nombreuses espèces végétales listées comme se développant au sein de forêts anciennes ou matures, par exemple *Quercus petraea*, *Sorbus torminalis* ou encore *Brachypodium sylvaticum* (Peterken, 1974; Hermy et al., 1999). Pour les carabes, l'espèce dominante des deux assemblages est *Carabus nemoralis* qui est considérée comme principalement forestière (Valembert, 1995; Jukes et al., 2001) bien que connue pour d'autres habitats plus ouverts (Lövei & Sunderland, 1996). Ces espèces possèdent de faibles capacités de colonisation et sont adaptées aux différents stress notamment, pour la végétation, à la faible luminosité induite par la canopée fermée (Peterken, 1974). Pour les carabes, l'ancienneté des forêts est un facteur déterminant dans la composition des assemblages qui colonisent un grand nombre de niches écologiques, susceptible de favoriser différentes espèces spécialistes (Jukes et al., 2001; Negro et al., 2014). En effet, l'influence des conditions de micro-habitats qui offrent des niches spécialisées aux carabidae fait consensus dans la littérature scientifique (Pollard, 1968; Negro et al., 2014; Horváth et al., 2023). Ainsi, les boisements du site de Montmorillon (quelle que soit la modalité d'études) présentent des caractéristiques structurelles et taxonomiques qui définissent les boisements matures. Si l'on compare cependant les zones civile et militaire, une légère différence dans les valeurs de CWM de taille des carabes est observée avec une valeur inférieure d'un millimètre en zone militaire. L'abondance des grands carabes forestiers étant comparable entre les deux modalités, cette différence peut être liée à la présence de quelques espèces de petites tailles (*e.g. Bembidion lampros*, *Asaphidion flavipes*) en zone militaire. Leur présence peut justement être expliquée par l'augmentation des niches écologiques citées plus tôt.

III.1.4.2. *Des boisements de résineux impactés par la gestion en zone militaire*

Les forêts de résineux gérées, pour la production de bois, par l'Office National des Forêts, subissent des coupes régulières qui visent au bon développement forestier et l'atteinte de la maturité des arbres sélectionnés qui subiront ensuite une coupe rase, avant le renouvellement du cycle de production. C'est le type de gestion appliqué sur le camp militaire d'Auvours. Cette méthode de gestion des boisements à tendance à diminuer la présence des espèces typiques de forêts qui présentent une affinité pour l'ombre (Alday et al., 2010) ou les milieux stables (Nittérus et al., 2007). Ces espèces vont avoir tendance à diminuer dans les boisements subissant des coupes régulières puisqu'elles sont sensibles aux changements de microclimats comme la luminosité (Suding, 2001) ou la réduction de microhabitats appropriés (D'Amato et al., 2009). Aussi la fréquence accrue des coupes, en entraînant des perturbations régulières, va diminuer la richesse spécifique des boisements (Decocq et al., 2004). Cette situation est particulièrement présente à l'intérieur du terrain militaire d'Auvours et non dans les boisements civils de ce site, qui semblent gérés de façon moins intensives. En effet, ces derniers présentent un sous-bois plus développé. De plus, certaines espèces considérées comme des espèces d'anciennes forêts, donc particulièrement sensibles aux perturbations, sont présentes dans ces boisements civils et absentes des militaires (Peterken, 1974; Hermy et al., 1999). C'est le cas par exemple de *Euonymus europaeus*, *Brachypodium sylvaticum* ou encore *Circaea lutetiana*. Les différences de traits fonctionnels moyens entre les deux modalités sont ainsi expliquées par la gestion effectuée. Sur la zone civile, le sous-bois se développe notamment au niveau de la strate herbacée ce qui implique une plus grande SLA et des plus faibles poids de graines et hauteurs des espèces par rapport à la modalité militaire.

A l'inverse de la végétation, les diversités et compositions de carabes étudiées dans les boisements de résineux ne montrent pas de variation entre les deux modalités. Les structures forestières présentes sur ces sites favorisent des communautés de carabes forestiers (Magura et al., 2015) bien que la richesse spécifique soit globalement faible, ce qui est en accord avec la littérature concernant les forêts de résineux (Magura et al., 2002; Lövei & Magura, 2017). De plus, il est connu dans la littérature que les aménagements liés à l'exploitation forestière tendent à réduire les niches écologiques disponibles pour les carabes, notamment au niveau du sol (Negro et al., 2017). Les conditions des forêts dominées par des essences résineuses connaissent, en outre, une diminution de la richesse en carabe liée à une acidification du sol qui impacte directement les espèces dont les larves sont endogées et indirectement celles dont les proies sont sensibles à l'acidité (Magura et al., 2002). De même, un assèchement du sol lié aux monocultures de résineux est connu pour avoir un impact négatif sur la richesse de carabes (Jouveau et al., 2022). Ainsi, indépendamment des spécificités de modalité de gestion civile et militaire, les conditions spécifiques de forêt de résineux prévalent sur la réponse des assemblages de carabes.

III.1.4.3. *Des haies plus anciennes sur le terrain militaire*

Les haies étudiées sur le site d'Avon ne présentent pas de variation de la composition de la diversité et composition de la végétation en fonction de la gestion civile ou militaire. Seule leur structure diffère entre les deux modalités. Les haies plus hautes et plus larges du terrain militaire sont indicatrices d'un état plus mature par rapport aux haies civiles (Closset-Kopp et al., 2017; Lenoir et al., 2021). Lorsque les haies sont matures, l'étage arbustif se développe naturellement (Graham et al., 2018) et va venir protéger le sous-étage herbacé du soleil, du pâturage et du piétinement (Hannon & Sisk, 2009). Ces haies vont ainsi créer un microclimat proche de celui des boisements et accueillir plus d'espèces végétales forestières (Litza et al., 2022). Au contraire de la végétation qui ne présente pas de variation de composition entre les deux modalités, les carabes qui sont sensibles à la structure des haies (Griffiths et al., 2007) ne présentent pas la même composition et diversité taxonomique et fonctionnelle.

Les haies renferment une plus grande diversité de carabes que les habitats strictement forestiers puisque des espèces ubiquistes s'ajoutent aux assemblages de *Carabidae* forestiers (Pollard, 1968; Magura et al., 2015). Ce patron est comparable à celui des forêts perturbées où les relations de dominance entre les espèces forestières et généralistes s'inversent (Nittérus et al., 2007). Ceci fait échos aux résultats observés ici où les patrons de diversités taxonomiques et fonctionnelles se distinguent notamment à travers les espèces et les traits fonctionnels dominants des assemblages qui correspondent à des espèces non forestières (Koivula, 2011). Les structures de haies, formes et tailles, sont des facteurs prépondérants de cette réponse des assemblages de carabes (Joyce et al., 1999; Fournier & Loreau, 2001; Lövei & Magura, 2017). En effet, elles induisent, à la manière d'un écotone de bordure de forêt, une diversité supérieure en carabes (Molnár et al., 2001). Les structures des haies civiles, particulièrement fines et dominées par des essences arborescentes, et celles des haies en site militaire, plus larges et dominées par des espèces arborées, expliquent ainsi la présence d'une plus grande diversité d'espèces ubiquistes en zone civile. L'abondance beaucoup plus importante des espèces *Anisodactylus binotatus* et *Anchomerus dorsalis* en haie civile, des espèces respectivement de prairies et de zones cultivées, toutes deux macroptères, illustre ce constat. La réciproque pour des espèces plus forestières sur le site militaire est à mettre en relation avec sa couverture arborée (Magura et al., 2015; Horváth et al., 2023) et ses niches écologiques forestières plus importantes (Negro et al., 2017; Horváth et al., 2023). La présence d'espèces particulièrement forestières; notamment ici *Carabus coriaceus*, qui ont été contactées en plus grand nombre dans les haies civiles que militaires est cependant moins intuitive car ces habitats sont considérés comme non viables pour ces espèces (Fournier & Loreau, 2001). En effet, cette espèce est considérée comme une spécialiste des bois de chênes, essence nécessaire à son cycle de reproduction (Wagner et al., 2016). Une explication peut être trouvée dans la fonction de corridor écologique des haies, cruciales pour les carabes forestiers aptères (Petit & Usher, 1998; Joyce et al., 1999). Ici cette abondance plus grande pourrait venir d'un taux de capture important lié à un effet conjoint de la fonction de corridor et de l'étroitesse de la haie qui concentre les individus et augmenterait le taux de capture (Joyce et al., 1999).

III.1.4.4. *Conclusion*

L'étude réalisée ici a montré que si des différences existent entre les boisements et haies des modalités civile et militaire, elles s'expriment plus à travers des variations de diversité alpha plus qu'à travers des patrons de compositions des assemblages, bien que des espèces indicatrices de dégradation ou de spécialisation se démarquent dans les assemblages. De même au sein de la diversité alpha se sont plus les relations de dominances que de richesse qui soulignent les différences entre modalités. Les patrons de diversités fonctionnelles sont très corrélés à la diversité taxonomique, ce qui est un attendu intrinsèque à ces métriques (Pavoine et al., 2013) mais également cohérent face à de faibles réponses de diversité bêta. Ces différents outils mettent en avant les spécificités des deux modalités, une différence ténue qui ne bouleverse pas la nature des habitats comparés, mais qui mettent en évidence les perturbations subies par les boisements civils pour les boisements de feuillus et les haies. Sur les boisements de résineux, le résultat s'inverse avec une plus grande perturbation, liée au mode de gestion, sur le terrain militaire.

Ainsi, les terrains d'entraînements militaires permettent le maintien de différents systèmes boisés fonctionnels. Les différences issues des modalités militaires semblent indiquer des boisements et haies plus anciennes ou plus matures que ceux des modalités civiles. La seule exception est le site d'Auvours où les différences de diversité végétale et de structures sont plutôt induites par la gestion pour la production de bois que par la présence des activités militaires. En dehors de ce cas, l'effet de conservation par le statut militaire semble plus important que le niveau de perturbation qu'il induit. En effet, les activités militaires qui se déroulent dans les boisements et les haies ne semblent pas impacter leur bon état écologique et permettent d'accueillir des communautés de végétation et de carabes fonctionnelles.

III.2. DIVERSITE ET STRUCTURE DE LA VEGETATION DES MILIEUX DUNAIRES

III.2.1. Introduction

Les dunes sont des écosystèmes fragiles et considérés comme en danger à l'échelle mondiale (Carboni et al., 2009). En Europe, quelques systèmes dunaires restent tout de même bien préservés (Brown & McLachlan, 2002). Les habitats dunaires présentent une biodiversité à forte valeur écologique tant au niveau spécifique qu'au niveau des communautés. Ils sont ainsi considérés comme des habitats prioritaires à l'échelle européenne par la Directive Habitat Faune Flore (Council of Europe, 1992; Commission Européenne, 2013; Angelini et al., 2018).

Ces écosystèmes sont caractérisés par un gradient environnemental, complexe depuis la côte vers l'intérieur des terres, qui va permettre généralement la coexistence de différentes communautés végétales dans un espace relativement petit (Martínez & Psuty, 2004). Ces communautés vont être influencées par des phénomènes naturels comme les dépôts de sable provenant des plages, le vent ou l'érosion du trait de côte, qui vont façonner la structure des dunes (Maun, 2009; Brown & McLachlan, 2010). En plus des services écologiques et environnementaux, les systèmes de dunes bien préservés procurent des avantages économiques et des services écosystémiques aux zones urbaines alentour en ayant un rôle de tampon contre les tempêtes ou l'érosion du trait de côte (Carboni et al., 2009; Brown & McLachlan, 2010; Acosta et al., 2013).

D'un point de vue évolutif la végétation des systèmes dunaires est adaptée à des perturbations naturelles récurrentes (Brunbjerg et al., 2012), mais elle est très sensible aux perturbations anthropiques (Andersen, 1995; Ciccarelli, 2014; Šilc et al., 2017). En Europe, depuis le 20ème siècle, les dunes subissent une augmentation des perturbations humaines qui dégrade leur bon fonctionnement écologique (Lemauiel & Rozé, 2003; Feola et al., 2011). En effet, les activités humaines notamment liées au tourisme ont conduit à la construction d'hôtels, d'appartements, de campings, de golfs, etc. qui ont affecté et dégradé la dune (Lemauiel & Rozé, 2003). La dune est aussi impactée par d'autres activités humaines telles que l'urbanisation, le pâturage, l'agriculture, la reforestation, les activités récréatives et les entraînements militaires (UNEP, 2006; Carboni et al., 2009; Defeo et al., 2009; Everard et al., 2010; Santoro et al., 2012; Acosta et al., 2013). Ces activités induisent de l'érosion, du piétinement et la création de chemins qui sont corrélés à une dégradation et une perte de l'habitat (Ciccarelli, 2014). Ainsi, en plus de compromettre la fonctionnalité écologique de ces espaces, ces activités peuvent entraîner une perte de leur valeur naturelle et récréative et altérer d'autres services écosystémiques qu'ils fournissent (Andersen, 1995).

Les entraînements militaires doivent avoir lieu dans des environnements variés et reflétant le plus possible des conditions environnementales réelles (Ripley & Leslie, 1997; Pearson, 2012; Smit & Henrico, 2021). Les dunes sont utilisées comme site d'entraînements au même titre que les autres habitats naturels. Les activités militaires, en milieu dunaire,

peuvent être destructrices pour la biodiversité à court terme, mais aussi offrir la possibilité aux habitats d'évoluer naturellement à long terme (Brown & McLachlan, 2010). En effet les terrains militaires sont des espaces complexes qui peuvent comporter une grande diversité d'habitats dépendant des perturbations dues à leurs activités variées mais aussi des milieux non perturbés qui ne sont pas utilisés par l'homme (Hirst, 2000). Les activités d'entraînement militaire sont réalisées à des fréquences, des périodes, des durées, des surfaces différentes, avec des outils variés et sur différents espaces ce qui permet de maximiser la biodiversité présente sur ces sites (Warren et al., 2007). Ainsi, il existe différents types d'entraînements militaires qui peuvent avoir des effets positifs, neutres ou négatifs selon les habitats et les taxons pris en compte (Caudal & Gallet, 2023).

En France, très peu de terrains militaires sont installés en zones côtières. C'est le cas des champs de tir du Linès-Bégot qui occupent une partie du massif dunaire de Gâvres-Quiberon. Ce massif dunaire a été préservé de l'urbanisation et des activités touristiques par la Marine Nationale qui l'a utilisé comme zone d'entraînement pendant plus d'un siècle. Aujourd'hui, seuls les champs de tir du Linès-Bégot sont encore occupés par l'armée, laissant le reste du massif accessible pour les activités récréatives et de tourisme. Ce massif a fait l'objet de nombreuses études concernant la gestion, la conservation ou la restauration des habitats qu'il abrite (Tableau 33). Il est désormais considéré comme un espace assez sensible morphologiquement et modérément exposé aux aléas avec quelques enjeux socio-économiques (Chiaradia, 2021).

Tableau 33 Exemples d'études ayant été réalisées sur le massif dunaire de Gâvres-Quiberon

Source	Sujet d'étude
Guilcher, 1953	Evolution de la localisation du cordon dunaire
Guilcher & Hallégouët, 1991	Bilan de la gestion et de la conservation du massif dunaire
Lemauiel & Rozé, 2000	Restauration des forêts arrière dunaires
Buord et al., 2002	Originalité du patrimoine botanique et perspective de conservation
Lemauiel & Rozé, 2003	Réponse de la végétation dunaire aux piétinements
Lemauiel et al., 2003	Gestion durable des dunes fixées
Jun & Rozé, 2005	Dynamique des mousses et lichens pour comprendre les processus d'évolution et la gestion des dunes
Lemauiel et al., 2005	Dynamique des banques de graines dans un but de restauration des dunes
Gallet et al., 2009	Méthodes de suivi et d'évaluation de la restauration

Le but de cette étude est de mettre en évidence comment les activités militaires actuelles impactent la végétation des dunes en comparant la structure et les communautés végétales présentes sur le massif dunaire de Gâvres-Quiberon en suivant un gradient d'intensité des activités militaires. Peu d'études évoquent les impacts des activités militaires sur les milieux dunaires mais on peut supposer qu'ils sont similaires à ceux provenant des

autres activités humaines telles que le passage de véhicule et le piétinement. On peut poser les hypothèses suivantes :

- Les activités militaires, de manœuvre et de tir, peuvent diminuer la couverture végétale des dunes en détruisant les plantes les plus fragiles
- Les perturbations issues des activités militaires, peuvent modifier la composition des communautés végétales en favorisant des espèces pionnières ou au contraire en important des espèces exotiques envahissantes provenant d'autres sites d'entraînement

III.2.2. Matériel et méthodes

III.2.2.1. Site d'étude

L'étude des dunes blanches et grises a été effectuée au sein du site Natura 2000 "Massif dunaire de Gâvres-Quiberon et zones humides associées" (FR5300027). Cette ZSC s'étend sur près de 7 000 ha dont 400 ha sont occupés par les champs de tir du Linès utilisés par la Marine nationale. L'étude porte sur la zone des champs et sur d'autres zones peu ou pas utilisées par l'armée.

L'étude porte sur les "dunes mobiles du cordon littoral à *Ammophila arenaria*" (dunes blanches, Code Natura 2000 : 2120) et sur les "dunes côtières fixées à végétation herbacée" (dunes grises, Code Natura 2000 : 2130). Les dunes blanches présentes sur le massif dunaire de Gâvres-Quiberon sont rattachées à l'association phytosociologique pelouse dunaire à *Euphorbia paralias* et *Ammophila arenaria* (*Euphorbio paraliae* - *Ammophiletum arenariae* Tüxen 1945 in Braun-Blanquet & Tüxen 1952). Cette végétation typique des dunes atlantique est caractérisée par la dominance de l'Oyat (*Ammophila arenaria*). La végétation des dunes grises correspond à l'alliance pelouse xérophile à *Rosa pimpinellifolia* et *Ephedra distachya* (*Roso spinisissimae* - *Ephedretum distachyae* Kühnholtz-Lordat (1927) 1931). Cette végétation typique des dunes grises thermo-atlantique est caractérisée notamment par la présence de la fétuque des sables (*Festuca rubra* subsp. *arenaria*), la Laïche des sables (*Carex arenaria*), l'Euphorbe de Portland (*Euphorbia portlandica*), la Luzerne littoral (*Luzula littoralis*) ou encore l'Immortelle des dunes (*Helichrysum stoechas*) (Delassus et al., 2014).

Cette étude porte sur trois modalités d'intensité d'activité militaire.

- Une zone avec des activités militaires fréquentes et intensives
- Une zone avec des activités militaires occasionnelles
- Une zone sans activité militaire

Le site d'étude et les modalités de comparaison ont été présentés plus largement dans la partie I.

III.2.2.2. Cadre d'acquisition des données

Les inventaires floristiques dans les dunes entre Gâvres et Quiberon ont été réalisés dans des transects larges (TL) (Quéré, 2005; Goffé, 2011). Pour chacune des trois modalités étudiées, trois TL ont été positionnés via SIG, perpendiculairement au trait de côte et espacés d'au moins 500 m (Figure 17). Sur la modalité militaire en raison d'une zone d'accès réglementé, l'un des transects est éloigné de plus de 1500 m.

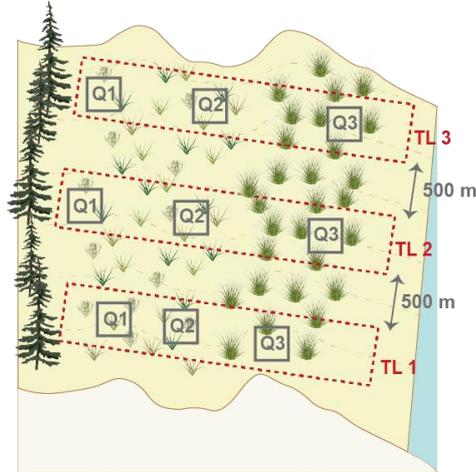


Figure 17 Plan d'échantillonnage mis en place en système dunaire

Dans chacun des TL, treize cadrats de 2 m par 2 m ont été positionnés aléatoirement le long du gradient de la dune, dix dans la dune grise et trois dans la dune blanche. En tout, trente-neuf cadrats par modalité ont été relevés. Dans chacun des cadrats, un relevé exhaustif de la végétation est réalisé et un pourcentage de recouvrement est attribué pour chacune des espèces identifiées. Des variables structurelles de la végétation sont également relevées.

Des variables supplémentaires ont été déduites des relevés afin de caractériser la végétation :

- Le type biologique des espèces a été renseigné à partir de la base de données Baseflor (Julve, 1998).
- Le niveau trophique est renseigné à partir de la valeur N d'Ellenberg (Ellenberg et al., 1992) des espèces observées.
- La valeur indicatrice (IndVal) des espèces pour chaque modalité a été calculé en utilisant la fonction 'multipatt' du package 'indicspecies' (De Cáceres et al., 2010, 2012). Ce package permet d'obtenir, en plus de la valeur indicatrice, une valeur de « spécificité » (A) et une valeur de « fidélité » (B). La valeur de « spécificité » indique si l'espèce est exclusive à la modalité pour laquelle sa valeur indicatrice est significative. La valeur de A est maximale lorsque l'espèce n'est présente que dans cette modalité. La valeur de « fidélité » indique si l'espèce est fidèle au sein de la modalité, donc si elle apparaît dans plusieurs relevés. La valeur B est maximale lorsque l'espèce est présente dans tous les relevés de la modalité (Dufrêne & Legendre, 1997; De Cáceres & Legendre, 2009).

III.2.2.3. *Analyses statistiques*

Toutes les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel R (R Core Team, 2021).

Des tests de comparaison de moyennes ont été utilisés entre les 3 modalités d'étude pour les paramètres de structure, de richesse, de diversité et d'équitabilité. Le choix des tests, paramétriques ou non paramétriques, a été effectué à la lumière d'une vérification de la normalité des données à l'aide d'un test de Shapiro. Quand les données suivaient une loi normale, des tests d'Anova ont été utilisés et des tests de Kruskal-Wallis dans le cas contraire. Ces tests ont été complétés par des tests post-hoc afin de comparer les modalités deux à deux.

Les comparaisons de diversité bêta ont été réalisées à l'aide de NMDS (Non-metric Multi-dimensional Scaling), suivies d'Anosim (Analysis of similarities), afin de déterminer si les groupements formés par les modalités comparées étaient significativement différents les uns des autres. Ces deux méthodes ont déjà été utilisées pour l'analyse de composition des milieux boisés, et sont développées dans la partie III.1.

Enfin, pour compléter la compréhension de la composition des communautés végétales, des valeurs indicatrices (IndVal) ont été calculées afin d'identifier les espèces représentatives des modalités d'études en termes d'exclusivité et de fidélité. Les IndVal ont été réalisées en utilisant la fonction 'multipatt' du package 'indicpecies' (De Cáceres et al., 2010, 2012).

Ce package permet d'obtenir, en plus de la valeur indicatrice, une valeur de « spécificité » (A) et une valeur de « fidélité » (B). La valeur de « spécificité » indique si l'espèce est exclusive à la modalité pour laquelle sa valeur indicatrice est significative. La valeur de A est maximale lorsque l'espèce n'est présente que dans cette modalité. La valeur de « fidélité » indique si l'espèce est fidèle au sein de la modalité, donc si elle apparaît dans plusieurs relevés. La valeur B est maximale lorsque l'espèce est présente dans tous les relevés de la modalité (Dufrêne & Legendre, 1997; De Cáceres & Legendre, 2009).

III.2.3. Résultats

III.2.3.1. *Structure de la végétation*

- **Variables structurelles (hauteur, sol nu)**

La structure de la végétation des dunes blanches n'est pas différente selon les modalités d'étude (Tableau 34). La hauteur de végétation varie entre 21,67 cm ($\pm 11,73$ sur la modalité militaire) et 36,67 cm ($\pm 20,61$ sur la modalité civile). La présence de sol nu par cadrat est assez importante et atteint en moyenne jusqu'à 41,67 % ($\pm 22,08$) sur la modalité intermédiaire.

Tableau 34 Variables structurelles des dunes blanches et grises, différence entre les trois modalités d'études et moyenne et écart-type au sein des modalités d'études, les lettres a et b indiquent les groupes significativement différents

	Dunes Blanches					Dunes Grises				
	Chi²/ F	p-value	CIVIL	INTERMEDIAIRE	MILITAIRE	Chi²	p-value	CIVIL	INTERMEDIAIRE	MILITAIRE
Hauteur de la végétation	Chi² = 3,9915	0,1359	a 36,67 ± 20,61	a 32,22 ± 11,21	a 21,67 ± 11,73	20,861	p<0,001	a 6,70 ± 3,37	b 4,10 ± 1,73	b 3,83 ± 1,80
Pourcentage de sol nu	F = 1,369	0,2740	a 27,22 ± 19,70	a 41,67 ± 22,08	a 40,00 ± 18,87	18,427	p<0,001	a 1,78 ± 5,54	b 7,15 ± 11,87	b 17,93 ± 27,25
Recouvrement en lichens	NA	NA	a 0,00 ± 0,00	a 0,00 ± 0,00	a 0,00 ± 0,00	27,419	p<0,001	a 28,03 ± 17,08	a 23,13 ± 16,97	b 7,43 ± 12,47
Recouvrement en mousses	Chi² = 3,6724	0,1594	a 1,22 ± 2,33	a 0,00 ± 0,00	a 0,89 ± 2,30	12,42	p<0,01	a 21,20 ± 17,20	a 22,80 ± 19,69	b 11,55 ± 17,41

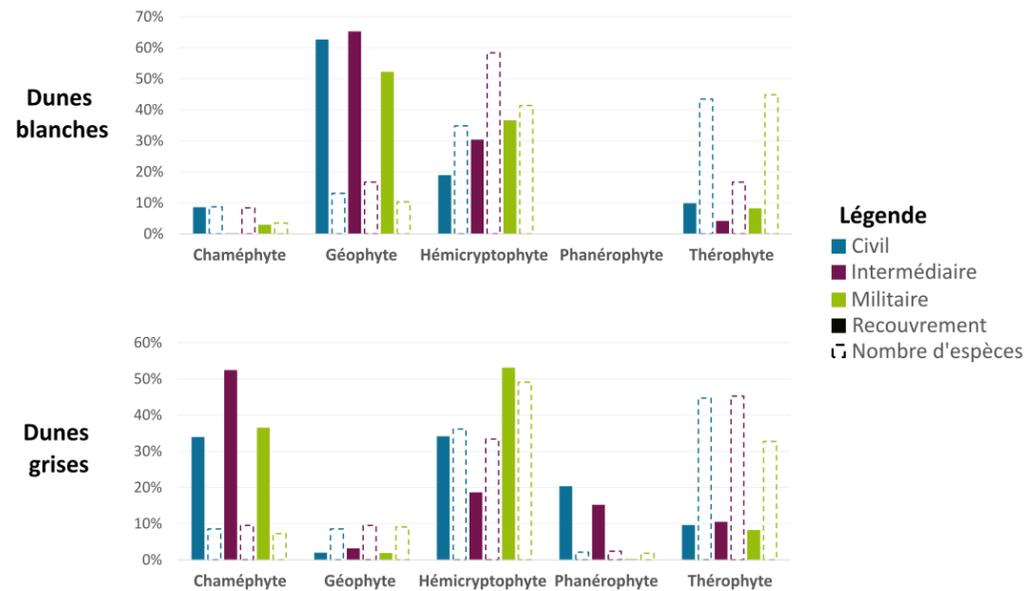


Figure 18 Pourcentage de recouvrement et nombre d'espèces par types biologiques dominants par modalité en dunes blanches et grises

Sur les dunes grises, la structure de la végétation varie en fonction des modalités (Tableau 34). La végétation est plus haute dans la modalité civile ($6,70 \pm 3,37$ cm) par rapport à celle des modalités intermédiaire et militaire (respectivement $4,10 \pm 1,73$ cm et $3,83 \pm 1,80$ cm). Inversement, le pourcentage de sol nu moyen par cadrat est plus important dans les modalités intermédiaire et militaire (respectivement $7,15 \pm 11,87$ % et $17,93 \pm 27,25$ %) que dans la modalité civile ($1,78 \pm 5,54$ %). Enfin, la couverture du sol par les lichens et mousses est plus importante dans les modalités civile et intermédiaire que dans la modalité militaire.

- **Spectres biologiques, stratification**

Les dunes blanches sont dominées par des espèces géophytes (Figure 18). Bien que peu nombreuses (3 espèces), ces espèces représentent plus de 50 % du recouvrement total de la végétation sur les trois modalités d'étude. Les espèces hémicryptophytes représentent une plus grande part des espèces présentes sur la modalité intermédiaire (58 % des espèces). Leur recouvrement augmente avec l'intensité des activités militaires (19 % de recouvrement sur la modalité civile, 30 % sur la modalité intermédiaire et 37% sur la modalité militaire). Sur les trois modalités, les dunes blanches sont composées de quelques espèces chaméphytes (2 espèces) qui recouvrent peu le milieu. Enfin, le recouvrement des espèces thérophytes est relativement faible (10 % de recouvrement sur la modalité civile, 4 % sur la modalité intermédiaire et 8% sur la modalité militaire) mais sur les modalités militaire et civile elles représentent près de 40 % du total des espèces relevées.

Les dunes grises sont principalement couvertes de chaméphytes et d'hémicryptophytes. Sur les dunes sans activités militaires, ces deux groupes représentent chacun 30 % du recouvrement total des espèces. Les dunes grises avec une activité militaire intermédiaire sont recouvertes à plus de 50 % par des espèces chaméphytes et à près de 20 % par des hémicryptophytes. Inversement, les hémicryptophytes (plus de 50 %) sont plus abondantes que les chaméphytes (34 %) sur les dunes avec une activité militaire forte. *Rosa spinosissima*, la seule espèce phanérophyte est présente sur toutes les modalités. Elle est peu couvrante sur la modalité militaire mais représente plus de 15 % du recouvrement total sur les deux autres modalités. Enfin plus de 30 % des espèces relevées sur les trois modalités sont des espèces thérophytes mais elles ne représentent que 10 % du recouvrement total.

III.2.3.2. *Composition*

- **Richesse et diversité spécifique de la végétation**

Sur l'ensemble des relevés réalisés, un total de 83 espèces a été observé. Dans les dunes blanches sur les 39 espèces identifiées, 26 étaient présentes dans la modalité civile, 13 dans la modalité intermédiaire et 35 dans la modalité militaire. Dans les dunes grises, 78 espèces ont été identifiées, 52 espèces dans la modalité civile, 46 espèces dans la modalité intermédiaire et 61 dans la modalité militaire.

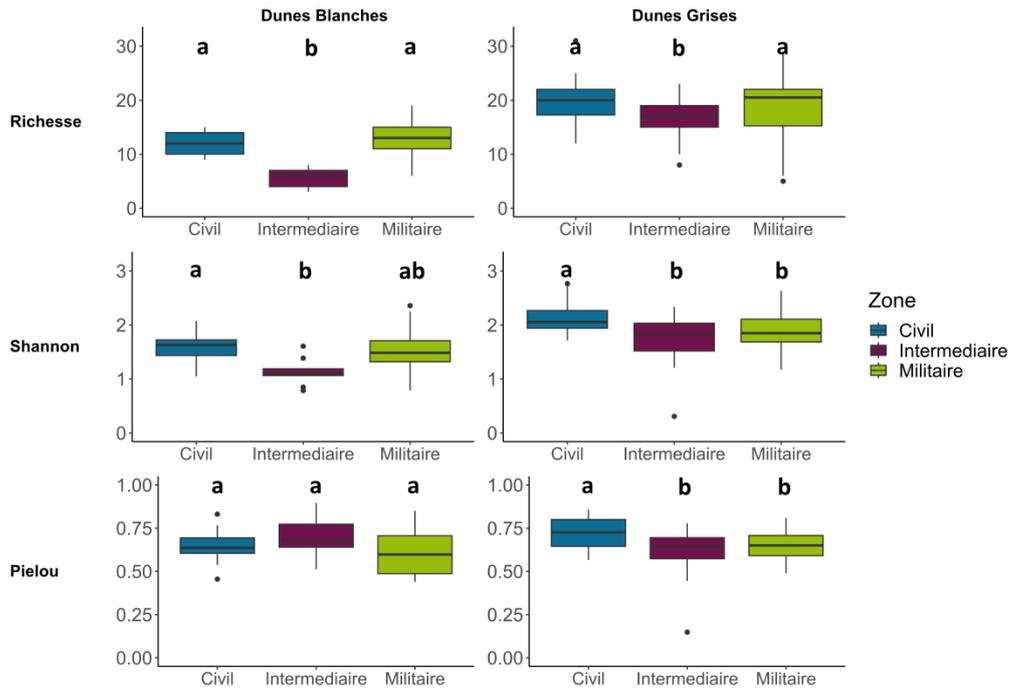


Figure 19 Richeesse spécifique, diversité de Shannon et équitabilité de Pielou pour la végétation dans les dunes blanches et grises du site de Gâvres, les lettres a et b indiquent les groupes significativement différents

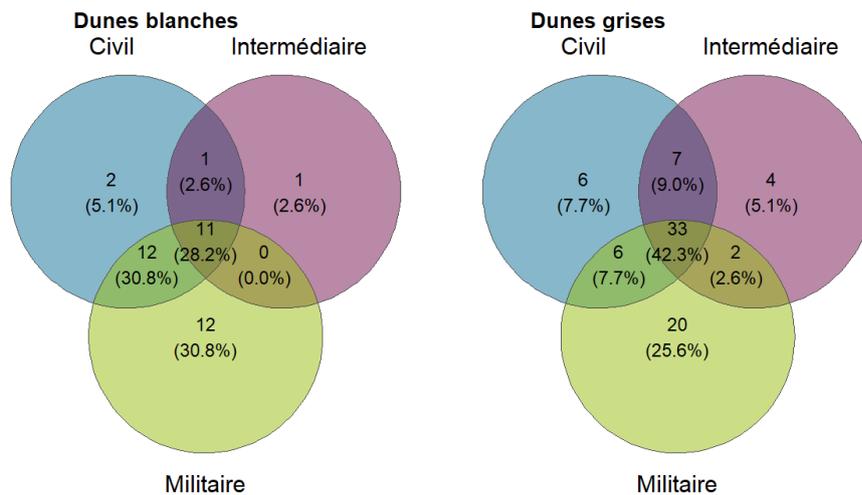


Figure 20 Nombre d'espèces végétales communes et uniques pour chacune des modalités dans les dunes blanches et dans les dunes grises du site de Gâvres

Que ce soit dans la dune blanche ou dans la dune grise, la richesse moyenne par cadrat est plus faible dans la modalité intermédiaire par rapport aux modalités civile ($p_{\text{blanche}} < 0,001$; $p_{\text{grise}} = 0,009$) et militaire ($p_{\text{blanche}} < 0,001$; $p_{\text{grise}} = 0,038$) (Figure 19). Ainsi, la richesse moyenne est de 5,55 espèces en dune blanche et de 19,83 espèces en dune grise dans la modalité intermédiaire. Dans les modalités militaires et civiles, les richesses spécifiques moyennes sont respectivement de 12,11 et 12,56 dans les dunes blanches et de 16,63 et 18,9 dans les dunes grises.

Dans les dunes blanches, la diversité spécifique est plus élevée dans la modalité civile ($1,59 \pm 0,30$) que dans la modalité intermédiaire ($1,13 \pm 0,25$). La modalité militaire présente une diversité spécifique intermédiaire et non différente des deux autres modalités ($1,54 \pm 0,55$). Ces diversités sont associées à des équitabilités similaires selon les modalités d'étude et qui varient entre $0,61 (\pm 0,15)$ pour la modalité militaire et $0,70 (\pm 0,13)$ pour la modalité intermédiaire.

Dans les dunes grises, les zones avec activités militaires présentent une plus faible diversité spécifique associée à un équilibre des abondances des espèces plus faible. En effet, la diversité (H') et l'équitabilité (E) sont plus élevées dans la modalité civile ($H' = 2,13 \pm 0,28$; $E = 0,72 \pm 0,09$) par rapport aux modalités intermédiaires et militaires ($H'_{\text{Intermédiaire}} = 1,76 \pm 0,41$; $E_{\text{Intermédiaire}} = 0,62 \pm 0,12$; $H'_{\text{Militaire}} = 1,87 \pm 0,31$; $E_{\text{Intermédiaire}} = 0,65 \pm 0,08$).

- **Composition spécifique de la végétation**

La composition des communautés végétales en dunes blanches et en dunes grises est dépendante des modalités d'études (Figure 20). Ainsi, plus de 30 % des espèces identifiées (12) en dunes blanches sont affiliées uniquement à la modalité militaire, alors que pour les modalités intermédiaires et militaires toutes les espèces présentes, à l'exception respectivement d'une et deux espèces, sont communes à une ou aux deux autres modalités étudiées. Plus de 60 % des espèces sont communes à plusieurs modalités, dont 11 espèces (28,2 %) qui forment un pool commun aux trois modalités.

Sur la dune grise, le même schéma est identifiable. Ainsi, 25 % des espèces identifiées sont rencontrées uniquement dans la modalité militaire. Plus de 60 % des espèces sont communes à plusieurs modalités, dont 33 espèces (42,3 %) qui forment un pool commun aux trois modalités. Enfin, 4 espèces sont uniquement relevées dans la modalité intermédiaire, contre 6 espèces pour la modalité civile.

Des variations de composition spécifique des communautés végétales, entre les trois modalités d'études, en dunes blanches et en dunes grises, ont été mises en évidence par les

analyses de NDMS et les Anosim associées (Figure 21). Sur les dunes blanches, une variation de composition existe entre la modalité intermédiaire et les modalités militaire et civile. Elle est expliquée, en présence/absence, principalement par le phénomène d'imbrication des communautés ($p < 0,05$; $R_{\beta\text{SneMilitaire}}=0,34$; $R_{\beta\text{SneCivile}}=0,50$), mais aussi par le remplacement d'espèces au sein des modalités ($p < 0,05$; $R_{\beta\text{SimMilitaire}}=0,16$; $R_{\beta\text{SimCivile}}=0,26$). Cette variation est aussi expliquée par une modification des relations de dominance ($p < 0,05$; $R_{\beta\text{BalMilitaire}}=0,28$; $R_{\beta\text{BalCivile}}=0,30$) lorsqu'on prend en compte l'abondance des espèces. Puisqu'il n'y a pas de gradient d'abondance mis en évidence, cela signifie que le phénomène d'imbrication s'applique sur des espèces ayant une faible abondance. Enfin, sur les dunes blanches une variation liée aux remplacements d'espèces dans les communautés est mise en évidence entre les modalités militaire et civile ($p = 0,001$; $R_{\beta\text{Sim}}=0,32$). Cette variation ne s'exprime pas lorsque l'abondance des espèces est prise en compte, ce qui signifie que le phénomène s'applique sur des espèces rares.

Sur les dunes grises, les trois modalités présentent des différences de compositions significatives, en présence absence ($p = 0,001$), mais aussi en prenant en compte l'abondance ($p=0,001$). En présence/absence la variation de composition est expliquée par le phénomène de remplacement des espèces tandis qu'elle est expliquée par une modification des relations de dominance lorsque l'abondance est prise en compte.

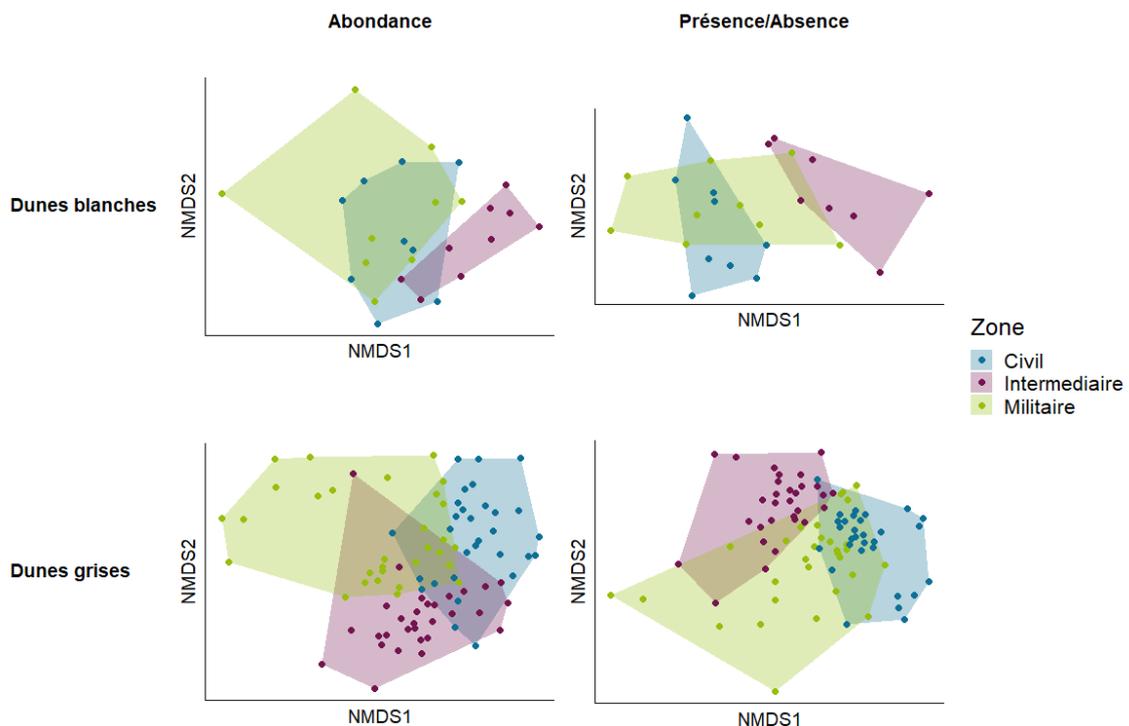


Figure 21 Positionnement multidimensionnel non-métrique (NMDS) basés sur une matrice de dissimilarité de Bray-Curtis en abondance et de Sørensen en présence/absence pour les communautés végétales des dunes blanches et grises en fonction des modalités d'étude

- **Niveaux trophiques**

Dans les dunes blanches, les trois modalités sont composées d'espèces présentant des indices trophiques similaires (Ellenberg et al., 1992) (Figure 22). Les espèces mésotrophiles (N=5) représentent plus de 70% du recouvrement total. Près de 20% des espèces recensées sont méso-eutrophiles (N=6) ou eutrophes (N=7), mais elles recouvrent peu le milieu. En dunes grises, près de 70% du recouvrement, sur la modalité intermédiaire, correspond à des espèces oligotrophiles (N=3) contre 40% sur les modalités civile et militaire. Au contraire, les espèces peroligotrophiles (N=2) présentent un plus grand recouvrement dans les modalités militaire et civile (environ 30% dans chacune des modalités) par rapport à la modalité intermédiaire (environ 15%). Enfin, le recouvrement des espèces méso-eutrophiles semble suivre le gradient de militarisation. En effet, bien que le nombre d'espèces présentes soit similaire sur les trois modalités, le recouvrement de ces espèces augmente avec le niveau d'activité militaire.

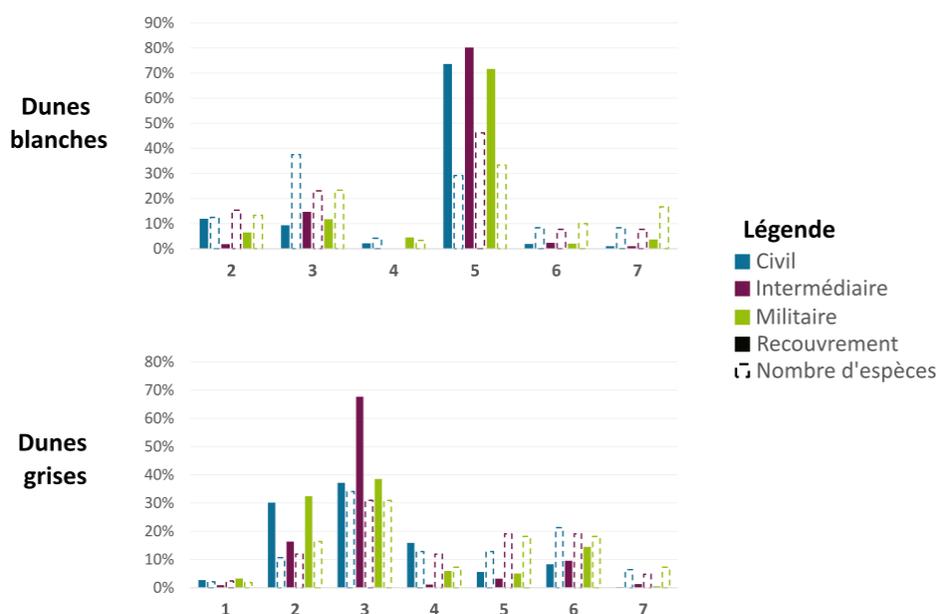


Figure 22 Pourcentage de recouvrement et du nombre d'espèces par valeur indicatrice d'Ellenberg pour l'indice de trophie (N) et par modalité en dunes blanches et grises

• Valeurs indicatrices des espèces par habitats et modalités d'études

Dans les dunes blanches, seules les modalités civile et militaire sont définies par des taxons indicateurs (Tableau 35). Trois espèces sont indicatrices de la modalité civile. *Carex arenaria* et *Eryngium maritimum* possèdent les plus fortes valeurs indicatrices. Elles présentent toutes les deux une grande spécificité pour la modalité civile et une grande fidélité aux relevés de cette modalité. *Lamium amplexicaule* est présente principalement dans la modalité civile, mais dans peu de relevés ($A_{Lamium} = 0,9333$; $B_{Lamium} = 0,4444$). Pour la modalité militaire, trois espèces méso-eutrophiles à eutrophiles sont aussi indicatrices. *Cardamine hirsuta*, *Plantago lanceolata* et *Crambe maritima* sont spécifiques à cette modalité ($A_{Cardamine} = 1,000$) mais présentent une fidélité moyenne ($B_{Cardamine} = 0,5556$; $B_{Plantago} = 0,5556$; $B_{Crambe} = 0,4444$).

Dans les dunes grises, les trois modalités d'études présentent des espèces indicatrices (Tableau 35).

- Cinq espèces sont indicatrices de la modalité civile. *Anthoxanthum odoratum* et *Bupleurum baldense* présentent les plus grandes valeurs indicatrices et sont largement spécifiques et fidèles à la modalité civile ($A_{Anthoxanthum} = 0,9783$; $B_{Anthoxanthum} = 0,8333$; $A_{Bupleurum} = 0,7500$; $B_{Bupleurum} = 0,7667$). *Lagurus ovatus* présente une grande spécificité mais une fidélité moyenne à cette modalité. Enfin, *Silene conica* et *Artemisia campestris subsp. maritima* sont spécifiques à la modalité civile mais peu fidèles ($B_{Silene} = 0,2000$; $B_{Artemisia} = 0,1667$).
- Sur la modalité intermédiaire, sept espèces sont identifiées comme indicatrices. Parmi ces espèces, quatre sont méso-eutrophiles ou eutrophiles. Trois espèces sont spécifiques (*Omphalodes littoralis* et *Medicago marina*) ou quasi-spécifique (*Torilis nodosa* ; $A = 0,9697$) à cette modalité, mais présente une faible fidélité ($B_{Omphalodes} = 0,2000$; $B_{Medicago} = 0,1333$; $B_{Torilis} = 0,3000$). *Linaria arenaria* et *Veronica arvensis* présentent elles aussi une forte spécificité à la modalité intermédiaire mais ne sont que moyennement fidèles ($B_{Linaria} = 0,5667$; $B_{Veronica} = 0,4000$). Enfin, *Erodium cicutarium* et *Carex arenaria* présentent les plus grandes indicatrices pour la modalité intermédiaire, elles présentent aussi une grande spécificité et fidélité à cette modalité.
- Pour la modalité militaire quatre taxons sont indicateurs. En premier lieu, *Plantago lanceolata* montre une forte spécificité et fidélité à cette modalité. *Thesium humifusum* présente aussi une spécificité à la modalité militaire forte mais associée à une faible fidélité ($A = 0,8085$; $B = 0,3000$). Enfin *Polygala vulgaris* et *Saxifraga tridactylites* sont spécifiques à cette modalité mais présentent une faible fidélité au sein des relevés ($B = 0,1667$).

III.2.4. Discussion

Les activités militaires, telles que les manœuvres d'infanterie et de véhicules ou les entraînements aux tirs tendent à modifier la structure de la végétation, notamment en accentuant l'érosion des sols (Palazzo et al., 2005; Wang et al., 2007; Lawrence et al., 2015). De plus, les dunes sont des espaces sensibles aux perturbations humaines. La végétation des dunes fixées présente une faible résistance au piétinement qui entraîne une diminution du recouvrement de la végétation (Andersen, 1995; Lemauviel et al., 2003). Dans le cadre de cette étude, ces constatations sont aussi observées. En effet, dans les dunes grises où des entraînements militaires se produisent, les surfaces de sol nu sont augmentées et sont associées à une végétation plus basse avec un recouvrement plus faibles des espèces de lichens et de mousses. Or, les lichens et bryophytes sont des espèces vulnérables au piétinement (Hylgaard, 1980; Bowles & Maun, 1982) et qui sont indicatrices des derniers stade de stabilisation des dunes (Brown & McLachlan, 2010; Isermann, 2011). Ceci indique que les activités militaires dans les dunes perturbent le sol et maintiennent la dune dans un système jeune et non stabilisé.

Tableau 35 Niveau trophique (Ell-N) à partir des valeurs indicatrices d'Ellenberg et valeur indicatrice (IndVal) des taxons des modalités d'études avec A="Spécificité", B="Fidélité", Sig. = Niveau de significativité : 0 `***' 0,001 `**' 0,01 `*' 0,05 `.' 0,1 `ns ' 1 en utilisant la fonction 'multipatt' du package 'indicpecies'(De Cáceres et al., 2010)

Habitat	Modalité	Taxons	Ell-N	A	B	IndVal	Prob.	Sig.	
Dunes blanches	Civil	<i>Carex arenaria</i>	2	0,7292	0,7778	0,753	0,0051	**	
		<i>Eryngium maritimum</i>	5	0,7059	0,6667	0,686	0,0116	*	
		<i>Lamium amplexicaule</i>	7	0,9333	0,4444	0,644	0,0214	*	
	Militaire	<i>Cardamine hirsuta</i>	7	1,0000	0,5556	0,745	0,0050	**	
		<i>Plantago lanceolata</i>	6	1,0000	0,5556	0,745	0,0041	**	
		<i>Crambe maritima</i>	7	1,0000	0,4444	0,667	0,0225	*	
	Dunes grises	Civil	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	4	0,9783	0,8333	0,903	0,0001	***
			<i>Bupleurum baldense</i>	2	0,7500	0,7667	0,758	0,0001	***
			<i>Lagurus ovatus</i>	6	0,9807	0,4333	0,652	0,0001	***
<i>Silene conica</i>			3	1,0000	0,2000	0,447	0,0027	**	
<i>Artemisia campestris</i>			4	1,0000	0,1667	0,408	0,0098	**	
<i>subsp maritima</i>									
Intermédiaire		<i>Erodium cicutarium</i>	6	0,6957	0,7667	0,730	0,0001	***	
		<i>Carex arenaria</i>	2	0,7295	0,7000	0,715	0,0003	***	
		<i>Linaria arenaria</i>	3	0,7667	0,5667	0,659	0,0001	***	
		<i>Veronica arvensis</i>	6	0,8000	0,4000	0,566	0,0002	***	
		<i>Torilis nodosa</i>	7	0,9697	0,3000	0,539	0,0001	***	
		<i>Omphalodes littoralis</i>	3	1,0000	0,2000	0,447	0,0034	**	
		<i>Medicago marina</i>	6	1,0000	0,1333	0,365	0,0327	*	
		Militaire	<i>Plantago lanceolata</i>	6	0,8958	0,9667	0,931	0,0001	***
			<i>Ononis sp.</i>		0,6688	0,4000	0,517	0,0474	*
			<i>Thesium humifusum</i>	3	0,8085	0,3000	0,492	0,0126	*
			<i>Valerianella sp.</i>		1,0000	0,2333	0,483	0,0005	***
<i>Polygala vulgaris</i>			2	1,0000	0,1667	0,408	0,0110	*	
<i>Saxifraga tridactylites</i>			2	1,0000	0,1667	0,408	0,0115	*	

De même, la diversité et la richesse spécifique des plantes en milieu dunaire peuvent être impactés par les perturbations humaines telles que le piétinement (Andersen, 1995; Kutiel et al., 1999; Bonte & Hoffmann, 2005; Farris et al., 2013) ou certaines activités militaires comme le passage de véhicules lourds (Palazzo et al., 2005; Mitchell et al., 2017). En effet, le piétinement va appauvrir la communauté végétale et contraindre uniquement le maintien des espèces dominantes ou tolérantes aux perturbations (Santoro et al., 2012). Les dunes du massif de Gâvres-Quiberon présentent une richesse diminuée lorsqu'il y a des activités militaires modérées et une diversité spécifique plus faible sur toutes les zones où se déroulent des entraînements militaires. Ainsi dans cette étude, les perturbations induites par les activités militaires modifient la structure et la diversité spécifiques des communautés végétales de dunes.

Aussi, les dunes du massif de Gâvres-Quiberon présentent des modifications de compositions au sein des communautés végétales étudiées, selon l'intensité des activités militaires. Sur les dunes blanches, les communautés des différentes modalités sont imbriquées les unes dans les autres. Elles sont composées d'un groupe d'espèces communes qui correspondent principalement aux espèces dominantes et typiques des dunes comme *Ammophila arenaria*, *Euphorbia paralias*, *Galium arenarium*, etc. Les dunes étudiées dans la

modalité militaire présentent un caractère plus eutrophe et possèdent des espèces qui ne sont pas relevées dans les autres modalités. Certaines de ces espèces comme *Avena barbata*, *Cardamine hirsuta*, *Myosotis ramosissima* ou *Picris hieracioides* sont typiques des friches ou ourlets eutrophiles mais ne représentent qu'un très faible pourcentage de recouvrement. Au contraire, *Crambe maritima* est présente dans près de la moitié des relevés effectués dans cette modalité. Cette espèce est vulnérable aux perturbations mécaniques telles que le piétinement (Scott & Randall, 1976; Sanyal & Decocq, 2015; Akeroyd, 2017) qui a tendance à réduire sa croissance et son taux de survie quel que soit le niveau de piétinement (Seer et al., 2015). De plus, les perturbations anthropogéniques peuvent apporter une eutrophisation des dunes et par conséquent des espèces eutrophiles associées à cet apport de nutriments (Provoost et al., 2011; Delgado-Fernandez et al., 2019). Dans le cas des dunes blanches présentes dans la modalité avec de fortes activités militaires, il semble que cette eutrophisation du milieu ne soit pas apportée par le piétinement puisque la plupart des espèces eutrophiles (dont fait partie *C. maritima*) sont présentes sur les mêmes relevés que cette espèce qui est fortement sensible au piétinement. Plusieurs hypothèses peuvent être émises. Jentsch et ses collègues (2009) indiquent que les passages de véhicules militaires ont tendance à modifier la composition du sol en augmentant le nitrate et l'ammonium. De plus, la plupart des explosifs modernes sont composés de substances organiques azotées qui se déposent au sol lors de la détonation (Lima et al., 2011). Ces deux types d'activités militaires peuvent participer à l'augmentation du dépôt d'azote dans le sol qui aboutit à une eutrophisation de la dune blanche (Plassmann et al., 2009) par rapport aux autres modalités.

Dans les dunes grises, les trois modalités présentent des communautés végétales différentes. Les trois communautés sont composées principalement par des espèces typiques des dunes telles que *Ephedra distachya*, *Poterium sanguisorba* et *Rosa spinosissima*. D'autres espèces sont dominantes dans une ou deux des modalités étudiées. C'est le cas d'*Anthoxanthum odoratum* et *Lagurus ovatus* pour la modalité civile, de *Plantago lanceolata* pour la modalité militaire et d'*Armeria maritima* et *Helichrysum stoechas* pour les modalités civile et militaire.

Parmi les espèces caractéristiques des différentes modalités, que ce soit en termes de dominance du milieu ou de valeur indicatrice forte (IndVal), des différences sont visibles. La modalité intermédiaire est définie par des espèces eutrophiles comme *Erodium cicutarium*, *Veronica arvensis*, *Torilis nodosa* et *Medicago marina*. Cette communauté est aussi constituée d'espèces typiques des dunes de transition comme *Carex arenaria* et *Erodium cicutarium* qui ont tendance à recoloniser rapidement les zones de sol nu (Lemauviel et al., 2003; Lemauviel & Rozé, 2003). En plus d'être plus abondante à la base de la dune, donc en dune semi-fixée (Noble, 1982), *Carex arenaria* présente une croissance stimulée sur les zones présentant un piétinement modéré (Hylgaard & Liddle, 1981). L'eutrophisation présente sur les dunes grises intermédiaires semble pouvoir provenir du piétinement dûes aux activités humaines, mais aussi d'un apport de nutriment provenant de la présence de lapins. En effet, dans cette

modalité, *Omphalodes littoralis* a été relevée. Cette espèce se développe particulièrement dans les zones grattées par les lapins (Lemauiel et al., 2003). De plus, elle possède un statut vulnérable en France et est listée en Annexe II de la Directive Habitat Faune Flore (Olivier et al., 1995; Neto et al., 2015). Il semble important de mettre en évidence que l'activité militaire modérée qui se produit sur cette zone n'impacte pas la présence du lapin qui semble nécessaire à la présence de cette plante menacée en France.

La modalité militaire est elle aussi caractérisée par des espèces de dunes de transition et qui sont favorisées par le piétinement. *Polygala vulgaris* a une croissance qui est stimulée par un piétinement modéré (Hylgaard & Liddle, 1981), tandis que *Plantago lanceolata*, bien que possédant des plantules sensibles au piétinement est principalement présent en dune semi-fixée (Lemauiel & Rozé, 2003). De plus, les activités militaires en dunes grises semblent contribuer à l'eutrophisation du milieu. En effet, bien que le nombre d'espèces eutrophiles soit similaire sur les trois modalités, l'abondance de ces espèces semble augmenter avec le niveau d'intensité des activités militaires.

En dunes blanches et en dunes grises, les entraînements militaires semblent accentuer l'eutrophisation du milieu. L'apport de nouveaux nutriments dans le milieu peut se traduire par une diminution de la richesse des espèces végétales en raison de la perte d'espèces intolérantes à l'azote (Stevens et al., 2004, 2010). Ce phénomène n'est observé qu'en présence d'activités militaires modérées sur les dunes grises et non sur la zone avec des activités militaires intenses, ce qui pourrait suggérer une plus forte eutrophisation sur la modalité intermédiaire. Cela peut être expliqué par la multiplicité des perturbations qui se produisent sur cette zone. En effet, lorsqu'il n'y a pas d'entraînement militaire, cette zone est laissée en libre accès et les activités récréatives ordinaires de dunes peuvent s'y dérouler. Cette zone se retrouve donc perturbée par différentes perturbations anthropogéniques et par les perturbations impliquées par la présence de lapins.

Bien que les activités militaires induisent une perturbation du sol et donc de la composition des communautés végétales, les formes de vie dominantes sur les dunes blanches et grises sont typiques. En effet, en dune mobile, il y a bien une dominance des espèces géophytes caractéristiques de cet habitat (Andersen, 1995; Acosta et al., 2000; Cakan & Karataş, 2006). De même, les dunes grises sont caractérisées par une dominance des hémicryptophytes, phanérophytes et chaméphytes (Cakan & Karataş, 2006). Les zones grandement piétinées ou ayant subi des entraînements militaires lourds sont caractérisées par la présence d'espèces géophytes qui ont une grande capacité de résistance aux perturbations importantes (Andersen, 1995; McIntyre et al., 1995; Dale et al., 2002). De plus, les dunes fixées ont tendance à être dominées par des espèces phanérophytes lorsqu'elles sont stables (McIntyre et al., 1995; Acosta et al., 2000; Cakan & Karataş, 2006). Par conséquent, puisque les dunes grises étudiées ne sont dominées ni par des géophytes, ni par des phanérophytes, on peut estimer qu'elles subissent des perturbations suffisamment fortes pour contrôler la dynamique de l'habitat sans conduire à une ouverture excessive du milieu qui pourrait conduire à l'installation d'une végétation de dune blanche (Andersen, 1995). Tout

de même, en prenant en compte le pourcentage de recouvrement des phanérophytes en dunes grises, les zones subissant peu ou pas d'activités militaires présentent une stabilisation de la dune grise plus importante que la zone avec une forte activité militaire.

Les perturbations humaines en intensité raisonnable permettent de maintenir la dune dans un stade jeune, non stabilisé (Andersen, 1995; Lemauviel & Rozé, 2003). Par conséquent, les activités militaires semblent participer au maintien des dunes dans un état non stabilisé et limiter ainsi la fermeture progressive du milieu en dune boisée. De plus, même si les activités militaires peuvent, à court terme, dégrader les milieux dunaires, sur le long terme, elles peuvent fournir une protection de l'habitat face aux autres activités humaines (Brown & McLachlan, 2010). C'est ce qui s'est déroulé sur ce massif dunaire qui ne présenterait peut-être pas une telle structure (25 km de long et en moyenne 1 km de large) s'il n'avait pas été occupé par l'armée pendant de nombreuses années.

III.3. CONTRIBUTION OF MILITARY TRAINING AREAS FOR THE CONSERVATION OF DRY GRASSLANDS

Pascaline Caudal & Sébastien Gallet

Univ Brest. Laboratoire Géoarchitecture, Territoires, Urbanisation, Biodiversité, Environnement, F-29200 Brest, France

Cette étude a fait l'objet d'un article soumis au « *Journal for Nature Conservation* ». Il est actuellement en cours de reviewing.

III.3.1. Introduction

Military training areas (MTA) are generally large areas dedicated to various training activities and to all operations necessary in preparation for war (Coates et al., 2011; Lawrence et al., 2015). MTAs present an important and viable potential for nature conservation. Indeed, they represent large continuous spaces distributed in various ecosystem types (Gazenbeek, 2005). These lands are also of ecological interest as military training can be both subjected to intensive and extensive land uses. Indeed, military grounds can be considered as undisturbed areas as they are closed land or as disturbed grounds that undergo a variety of training and therefore a variety of disturbances (Hirst, 2000). This is the paradox of military lands or "ecological militarisation". Usually, the core area is heavily impacted by military training activities while the peripheral areas are protected from human activities such as urbanisation and intensive agriculture (Havlick, 2011).

Many disturbances occur on MTA according to the diversity of types of training. Indeed, traditional training includes infantry and vehicle manoeuvres as well as live fire and support and command training (Demarais et al., 1999). Firearms training types are diverse and can have varying effects depending on the shots fired. All fire training can alter the soil and the vegetation structure, but high-powered weapons such as mortars, artillery or grenades can create craters and thus strongly alter the specific composition of the area (Lawrence et al., 2015). Bivouacs and vehicle and infantry manoeuvres can compact soils and increase their erosion (Demarais et al., 1999; Lawrence et al., 2015). Moreover, the disturbances caused by military activities can have a global impact on ecosystems, since they can lead to wildfires, pollution, and excessive noise (Doxford & Judd, 2002).

These disturbances, which have negative effects on some species, can also be essential for the survival of others (Warren & Büttner, 2008b) as they may allow the maintenance of pioneer habitats and associated species (Kustrová, 2013). These habitats tend to decline when MTAs are abandoned, and when, consequently, the disturbance regime disappears, making those sites important conservation areas (Ellwanger & Reiter, 2019). Thus, military activities can have a clear positive effect on the species composition, the abundance and the structure of the vegetation (Aunins & Avotins, 2018; Svenningsen et al., 2019).

Among ecosystems present in military areas, grassland and particularly calcareous grassland are of great conservation value. Otherwise, grasslands represent 20-25% of land surfaces (Lieth, 1975; Matthews, 1983; Wilsey, 2018). More specifically, temperate grasslands account for 7-10% of the earth's surface (Whittaker & Likens, 1973; Atjay, 1979; Wilsey, 2018).

Grasslands are mainly dependent on disturbances from human, frequent fire or herbivorous mammals (Wilsey, 2018). In Europe, they have been developed and maintained by human activities since the Neolithic (Hejcman et al., 2013) and are mainly considered as semi-natural ecosystems. Grassland covers are subject to modifications due to, agriculture, fragmentation, invasive non-native species, fire, urbanisation etc. According to Gibson (2009), the main cause of grassland loss is through their conversion to cropland, but shrub encroachment also leads to their degradation.

Even if they are not strictly natural, grasslands are a major element of the cultural landscape in Europe and constitute significant reservoirs of biodiversity as they are among the most species-rich plant communities (Hobohm & Bruchmann, 2009; Bengtsson et al., 2019). Despite their importance for biodiversity, grasslands are underrepresented in protected areas, compared to forests and deserts (Gibson, 2009). This can be explained by the fact that part of them are suitable habitats for agriculture (Samson & Knopf, 1994; Veldman et al., 2015).

In this context, the aim of this study is to assess if French MTAs allow or favour the conservation of calcareous grasslands present in those complex systems. This subject has been studied in other geographic contexts or in studies which have not resulted in scientific publications and there is still a gap to be filled in about MTAs, especially in Europe (Caudal & Gallet, 2023). Based on vegetation relevés, the study, conducted in a Natura 2000 context, compares grasslands that are subject to military or civilian management and activities. Two main hypotheses can be opposed: i) Military activities can disturb the environment more than civilian ones and can therefore modify the plant communities notably by the addition of exotic species and/or pioneer species. ii) As the training of soldiers requires maintaining open environments, these areas may be in a better conservation status than the civil areas which may be subject to shrub encroachment.

This study is financed by the French Ministry of the Armed Forces and is part of the "Life NaturArmy" project, in collaboration with the Federation of Natural Areas Conservancies. This European-funded project aims to promote and strengthen the role of the army as a Natura 2000 site manager. For this purpose, an analysis of the specificities of Natura 2000 sites under military influence is necessary in comparison with sites without this influence. Thus, this study proposes to highlight the state of conservation of those sites by taking the particular case of dry grasslands.

III.3.2. Materials and Methods

III.3.2.1. *Study Area*

The study takes place in two French MTAs (Figure 22).

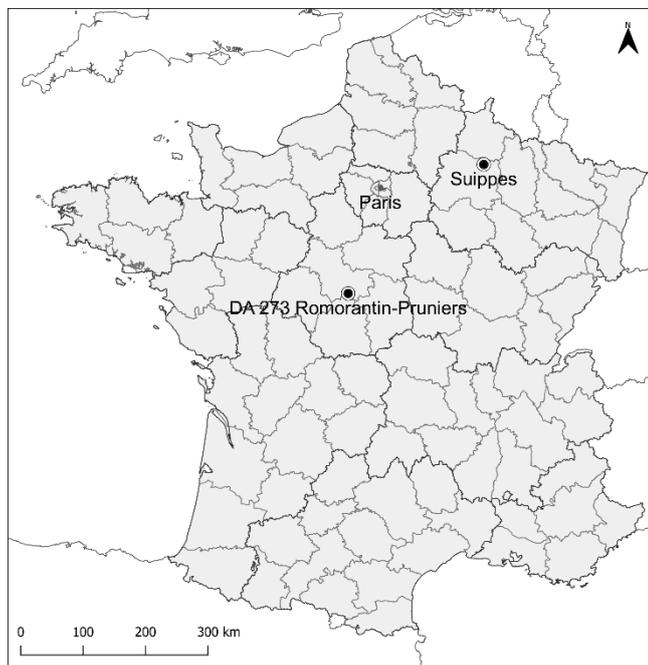


Figure 22 Geographical distribution of the study sites

- The camp of Suippes is located in eastern France and is occupied by the Land Army since World War I. It covers 13,500 ha of which nearly 8,000 ha are under the Natura 2000 classification (FR2100259 “Savart du camp militaire de Suippes”). This area hosts habitats of interest such as “semi-natural dry grasslands and scrubland facies on *calcareous substrates (Festuco-Brometalia) (*important orchid sites)*” (HCI 6210) also known as “Savart”. This habitat covers more than 3,000 ha on the whole camp. According to the site’s management plan, parts of these Savart grasslands are in a good ecological condition, whereas other parts are becoming overgrown. The camp is located in a heavily agricultural area, with only few un-used or natural areas, mainly represented by military grounds, which host the last remaining grassland habitats in this region.

- The air base of Romorantin-Prunier known as the “Détachement air 273” is located in the Loir-et-Cher (centre of France). It is part of the Natura 2000 “Sologne” (FR2402001) which is the largest (346,184 ha) Natura 2000 French site. This Natura 2000 site is mainly composed of forests, with grasslands and meadows covering almost 700 ha. Moreover, the study site is anchored in a peri-urban area and grasslands are rare in the surrounding landscape. Occupied by the French Air and Space Force since 1918, the air base covers approximately 200 ha of dry grassland, forest but also storage building. As the air base is difficult to access and represents a very small proportion of the Sologne Natura 2000 site, there is currently no detailed habitat cartography of this site.

Both of these sites are remnant hosts of dry grassland. This is partly a result of military activities and status. Suippes is a joint camp with a large area (“Symphonie course”) dedicated to fire training and manoeuvres in heavy and light vehicles and on foot. Firing is carried out from tarmac vantage points on moving or stationary targets placed in grassy areas. Artillery firing is also made from the periphery of this area towards the centre of the camp and an area west of the camp is dedicated to aircraft firing. The military activities at the Romorantin air base are mainly glider flights. The flights take place, depending on the weather conditions, every day of the week, once a day. Only one microlight allows gliders to take off, which implies several landings and takeoffs in a very short time of the day.

III.3.2.2. *Sampling areas selection*

In order to evaluate the impact of management and military uses, a gradient of “militarisation” (military use) has been defined on each MTA. Thereby, three different modalities were sampled:

- Area of **intense military activity** (Military): areas with regular military training activities. This corresponds to a joint training course (Symphonie course) on the Suippes camp and to an area including the military aircraft take-off runway on the Romorantin air base.
- **Civilian area** (Civil): areas included in the perimeter of the MTA but without any military training or management. In Suippes this area is located in the North of the camp and is managed partly by a nature conservancy of Champagne-Ardennes and partly by a hunting society. In Romorantin air base, the civil aviation club of Sologne, occupies the southern part of the air base. A landing strip and a storage warehouse are dedicated to this club and are considered as the “civilian area”
- **Intermediate Area** (Intermediate): areas, with military activities, but at a very low intensity. In Suippes, this corresponds to the central area of the camp on the periphery of the artillery fire reception area and which may be subjected to occasional stray fire. The Romorantin’s intermediate area is located near the aircraft warehouse. There is no training activity in this zone, but soldiers are often passed through this area in order to take the planes out of or into the warehouse.

III.3.2.3. *Sampling design*

A random sampling was carried out on each type of area during the summer of 2021. The number of quadrats was adapted to the surface of the sampled area and to military constraints (Tableau 36). Thus, for each of the two sites, the sampling plan allowed to carry out as many relevés as possible in a fairly short time frame. Thus, relevés were made on 16 quadrats on Romorantin site and 66 quadrats on Suippes.

Since the sampled grasslands are large homogeneous areas and in order to increase the sampling area the relevés were made on 4m² (2mx2m) quadrats. In order to identify the vegetation structure of these grasslands, some structural parameters were measured on the quadrats: the average height of vegetation and the proportion of bare ground. In addition, from the percentage cover of each species, the proportion of herbaceous, shrub and tree species could be defined post-hoc.

Tableau 36 Area and number of quadrats sampled for each modality per site

Site	Area	Area surveyed (ha)	Nb. quadrat
Romorantin	Military	17	5
	Intermediate	15	5
	Civil	18	6
Suippes	Military	383	29
	Intermediate	109	19
	Civil	67	18

III.3.2.4. *Analysis*

Effects of sites, modalities and their interaction were tested via different methods of regression depending on the characteristics of the data. Linear models were used when structural and diversity data followed a normal distribution and Poisson, GLM were used in other cases. In the case of overdispersed data in Poisson GLM, a negative binomial GLM was used to account for the zero inflation, following Zuur et al. (2009). Analyses of variance were computed on the final models to assess the effects from categorical variables.

An analysis of variance was performed on the parameters describing the vegetation structure (proportions of bare ground, different strata and average vegetation height). Anova tests were performed and completed by Tukey or Kruskal-Wallis tests when necessary.

In order to describe the patterns of variations of biodiversity, 4 different measures of diversity were investigated (Tableau 37) within and among the identified modalities.

The composition of the communities was studied using an NMDS associated with a dissimilarity index derived from Anosim. The NMDS results are represented with one graph showing multi-site dissimilarity based on abundance. It takes into account the balance of species abundance and the differences in total abundance between multi-sites (Baselga, 2017).

Tableau 37 Diversity measurements performed on the vegetation results of the different sites

Diversity measure	Abbrev.	Measurement and scale	Signification and type
Species richness	SR	Total number of species in a record	Structural composition of the record
Total species richness	λ	Total number of species in a modality	Structural composition of the modality, expression of the local species pool
Shannon diversity index	H'	$H' = -\sum p_i p \log_2 p_i$, where p_i is the relative frequency of species i in a record	Structural composition
Evenness index	J'	$J' = H'/H'_{max}$ where $H'_{max} = \log_2 SR$	Structural composition which reflects the dominance of species

Finally, indicator species were determined for each studied modalities using the multipatt function from the indicpecies' package developed by De Cáceres and Legendre (2009) (R Core Team, 2021). This method is based on the indicator value index (Dufrêne & Legendre, 1997) analysing all the possible combination of groups of sites and then selecting the combination for which the species can be best used as indicator (De Cáceres et al., 2010). Then, the ecological strategy for these indicator species was defined according to Grime's definitions (Grime et al., 2007).

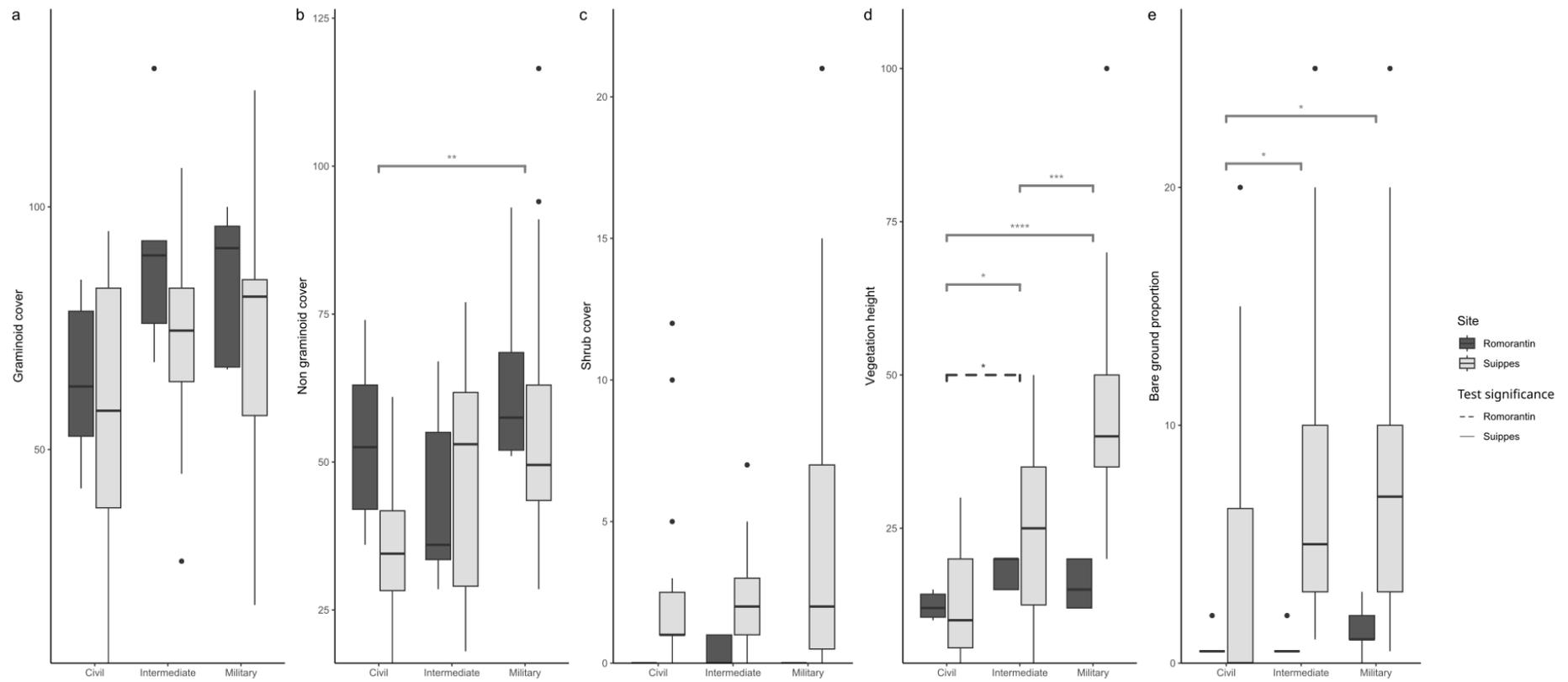


Figure 23 Graminoid (a), non graminoid (b), shrub species (c) cover, vegetation height (d) and bare ground (e) proportion according to modalities and sites with significant difference: * 0.05, ** 0.01, *** 0.001, **** 0.0001

III.3.3. Results

III.3.3.1. *Général site and modalities effects*

The regression models (Tableau 38) show a site effect on the proportion of bare ground and shrub cover and a modality effect on species diversity and proportion of graminoid and non-graminoid herbaceous species. Species richness shows both a site effect and a modality effect, while vegetation height also shows an interaction effect between sites and modalities.

Some explanatory variables of the grassland structure show a site effect, which means that they do not respond in the same way on our two study sites. Thus, for the rest of the analyses, the results concerning these variables will be described separately.

Table 38 Anova table of regression models to test the effect of sites, modalities and their interactions

Variables		Df	Test Value	P
Height	Site	1	8,852	0,002928***
	Zone	2	54,808	1,26e-12***
	Interaction	2	7.466	0.023919*
Bare Ground proportion	Site	1	24.7213	6.625e-07***
	Zone	2	3.3748	0.185
	Interaction	2	0.5907	0.7443
Shrub cover	Site	1	27.972	1.231e-07***
	Zone	2	4.3092	0.116
	Interaction	2	5.0816	0.0788
Graminoid cover	Site	1	3.2074	0.07718
	Zone	2	4.6339	0.01254*
	Interaction	2	0.2826	0.75459
Non graminoid cover	Site	1	3.7015	0.05436
	Zone	2	14.3909	0.00075***
	Interaction	2	3.5533	0.1692069
Richness	Site	1	46.364	1.814e-09***
	Zone	2	35.662	1.001e-11***
	Interaction	2	2.3762	0.09977
Shannon	Site	1	0.2541	0.6156
	Zone	2	14.9107	3.282e-06***
	Interaction	2	2.6186	0.07947
Pielou	Site	1	0.166287	0.6834
	Zone	2	0.049671	0.9755
	Interaction	2	0.057262	0.9718

III.3.3.2. *Structure*

At each camp, the vegetation structure differs according to the modalities of uses by the army (Figure 23).

Graminoid species are the most abundant on both study sites. They represent an average between 54% (Civil area) and 66% (Intermediate area) of cover in the Romorantin surveys and

between 55% (Military area) to 60% on the Suippes camp (two others modalities). Other herbaceous, non-grass species are also present in high abundance, exceeding the average cover of shrub species and rare young trees.

The proportion of herbaceous species seems to increase with the level of militarisation. Although this result is not significant on the Romorantin base, on Suippes the proportion of cover of non-graminoid species is higher ($p < 0.001$) on the military part ($\mu = 54.41$) than on the civilian part ($\mu = 35.44$).

Shrubby species are more abundant at the Suippes site. Although there is no significant difference between the survey modalities, the military area shows a great variability within the relevés. This indicates a heterogeneity in the structure of the grassland with both open and overgrown areas.

The proportion of bare ground is also more important in Suippes than in Romorantin. Although, the three study modalities show a high variability of the proportion of bare ground within the relevés, which indicates a high heterogeneity of the level of disturbance. The proportion of bare ground is significantly lower in the civil zone than in the other modalities ($p_{\text{military}} = 0.0183$, $p_{\text{intermediate}} = 0.025$).

Finally, the height of vegetation is lower at the Romorantin site than in Suippes. It is higher ($p = 0.022$) in the intermediate zone ($\mu = 18$) than in the civilian zone ($\mu = 12.33$). On the Suippes camp, the height of vegetation increases with the intensity of military activities ($\mu_{\text{civil}} = 13.62$, $\mu_{\text{military}} = 43.45$). This result is consistent with the presence of shrubby species, on the Suippes camp, although there is no marked correlation between these two variables.

III.3.3.3. Composition

III.3.3.3.1. Specific richness and diversity

A total number of 149 species were identified in the study zones, with a higher richness in Suippes (115 species) than in Romorantin (67 species). In both study sites, military areas present higher total species richness than intermediate and civil areas (Tableau 39). Thus, 98 species were found in the Suippes military area compared to 54 in the civil area. In Romorantin, fewer species were observed, 49 species were recorded in the military zone and only 27 in the civilian area.

Tableau 39 Alpha diversity indexes with 'SR' the average species richness, H' the Shannon diversity index, J' the Pielou equitability index and λ the total species richness with significant differences between (a) Military and Intermediate modalities, (b) Military and Civil modalities and (c) Intermediate and Civil modalities

	Romorantin			Suippes		
	Military	Intermediate	Civil	Military	Intermediate	Civil
SR	20.6 +/- 2.19 ^{ab}	14.6 +/- 2.88 ^a	12.33 +/- 1.86 ^b	29.65 +/- 5.89 ^b	27.47 +/- 3.53 ^c	18.17 +/- 4.87 ^{bc}
H'	2.36 +/- 0.05 ^{ab}	1.92 +/- 0.26 ^a	2.02 +/- 0.15 ^b	2.39 +/- 0.33 ^b	2.26 +/- 0.38 ^c	1.83 +/- 0.37 ^{bc}
J'	0.78 +/- 0.02	0.72 +/- 0.05 ^c	0.81 +/- 0.04 ^c	0.71 +/- 0.07 ^b	0.68 +/- 0.10	0.64 +/- 0.10 ^b
λ	49	39	27	98	78	54

More precisely, the mean species richness per relevé is significantly different between each modality. In Romorantin, the species richness in the military area is higher compared to the civil ($p=0.0001$) and intermediate ($p=0.003$) areas, while in Suippes the civil part is significantly lower than the other parts ($p<0.0001$). The results for species diversity are similar to the species richness. Diversity is greater in the military zone than in the two others ($p_{civil}=0.02$, $p_{intermediate}=0.004$) in Romorantin and is lower in the civilian area than in the other areas ($p_{intermediate}=0.002$, $p_{military}<0.0001$) for Suippes. Finally, the equitability index was lower in the Romorantin's intermediate area than in the civil one ($p=0.007$) but did not differ significantly from the military area ($p=0.06$). In Suippes this index indicates a higher equitability in the military area than in the civil ($p=0.036$).

III.3.3.3.2. Specific composition

On both sites, the composition of the plant communities appears to be linked to the level of militarisation.

First, the common pool of species (present in the three modalities) represent only 22 % (Romorantin) to 34% (Suippes) of the total number of species (Figure 24) Moreover, about 25% of the species are specific to military areas and a similar proportion is common to military and intermediate areas. Only a few species are unique to civilian modality or common to civilian and military or intermediate modalities. Thus, about 50% of the observed species are linked to military activities.

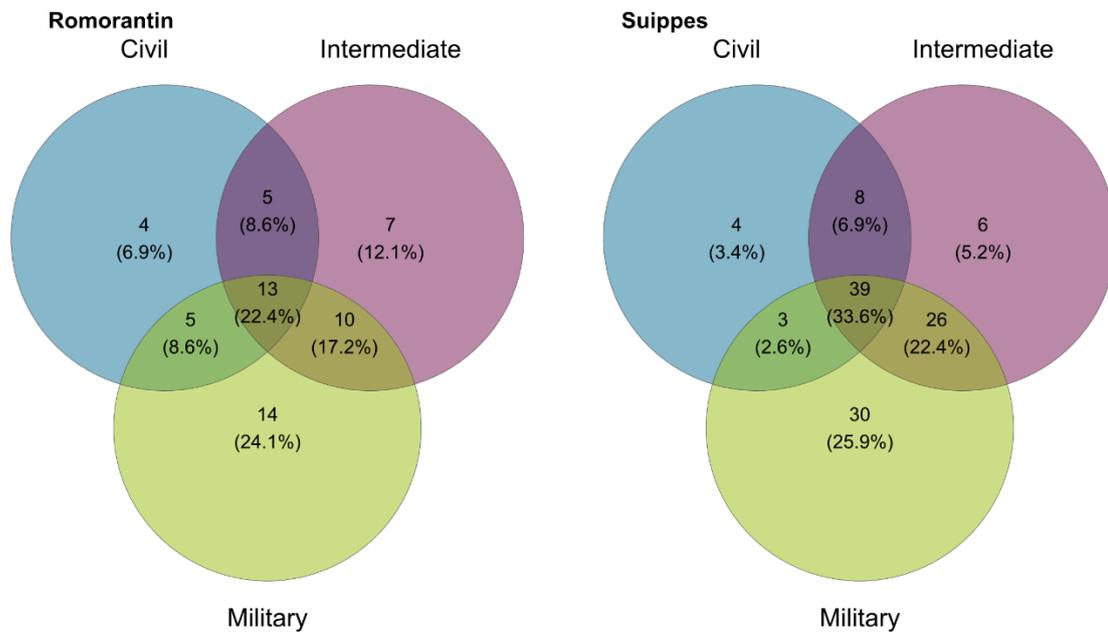


Figure 24 Number of species common and unique to each study modality

NMDS, which include species cover, and associated ANOSIM analyses, confirm the existence of significant differences in species composition between the modalities at both study sites (Figure 25).

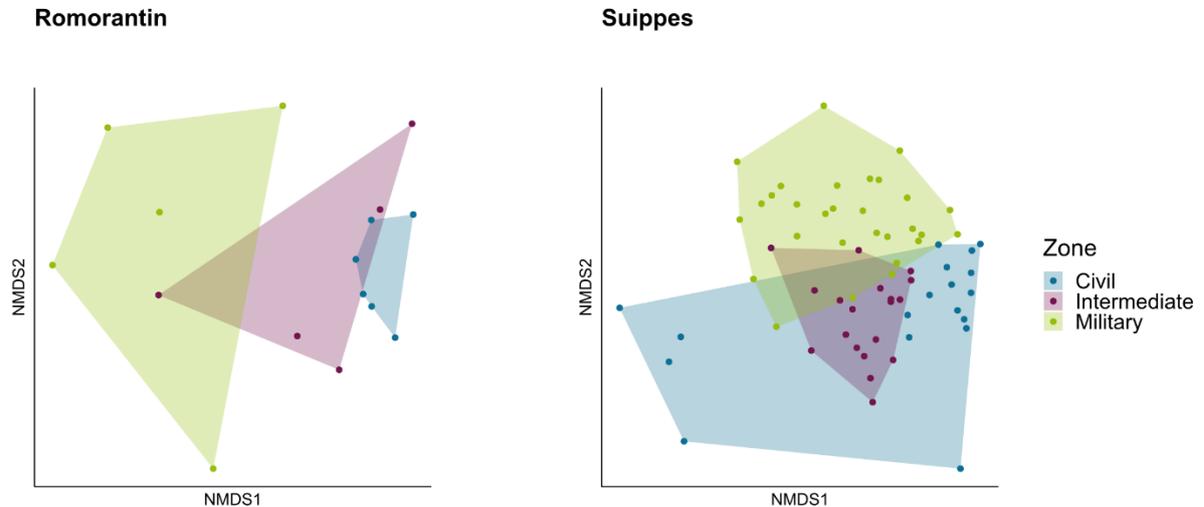


Figure 25 Non-Metric Multidimensional Scaling plots (nMDS) of species cover

On Romorantin, the composition of the military zone is significantly different from the composition of the two other zones, which are quite similar. The ANOSIM dissimilarity indices between the military and intermediate areas is 0.39 and 0.85 between the military and civil areas, whereas it is only 0.10 between the intermediate and civil zones. Thus, the composition of grassland communities in the military area is closer to the intermediate one than to the civil. This difference is explained by the relative abundance of species. On Suippes, the composition of the three zones are all significantly different. The dissimilarity index from ANOSIM is about 0.4 for each of the comparisons. There is therefore a common pool, between all modalities, of species with similar abundances, which is quite large. However, the presence and/or the abundance of other species is important enough to differentiate the composition in the 3 modalities.

For both study sites, there is no gradient effect apparent. This means that the apparent differences are not due to a difference in total species cover but to a difference in dominant species. In the Romorantin airbase, the military part is dominated by *Festuca ovina*, while *Bromopsis erecta* and *Brachypodium rupestre* are dominant on the two other parts with the addition of *Salvia pratensis* on the civil zone. At the Suippes camp, *Bromopsis erecta* is one of the most dominant species in the three studied areas. While it is the predominant species in the civilian area, in the military area it is often accompanied by *Brachypodium rupestre* and in the intermediate area by *Festuca ovina*. In addition, *Arrhenatherum elatius*, which is very present on the part with high military activity, is absent in areas without military activity.

III.3.3.3. Indicator species

As for species richness, the Suippes camp is characterised by more indicator species than on the Romorantin airbase (Tableau 40). At Romorantin, six species are considered to be indicative of the studied areas compared to twenty-four species at the Suippes site.

Tableau 40 Indicator species according to IndVal associated with their CSR strategy according to Grime

Site	Group	Strategy	Number of species	Species
Romorantin	Civil	S	1	<i>Primula veris</i>
	Intermediate	R	1	<i>Vicia angustifolia</i>
	Military	C S R	3	<i>Poa pratensis, Achillea millefolia, Rumex acetosa</i>
Suippes	Civil	S	1	<i>Koeleria pyramidata</i>
		R	4	<i>Bellis perennis, Geranium molle, Thlaspi perfoliatum, Taraxacum sp.</i>
		C R	1	<i>Trifolium repens</i>
	Intermediate	S R	2	<i>Veronica arvensis, Ranunculus bulbosus</i>
		S	1	<i>Festuca gr. ovina</i>
	Military	NA	1	<i>Seseli montanum</i>
		S	4	<i>Anacamptis pyramidalis, Briza media, Carex flacca, Helianthemum nummularium</i>
		R	1	<i>Rinantes minor</i>
		C R	2	<i>Campanula rapunculus, Jacobeae vulgaris</i>
		C S	2	<i>Rubus sp., Ononis spinosa</i>
		S R	1	<i>Carlina vulgaris</i>
Military	C S R	2	<i>Trisetum flavescens, Rumex acetosella</i>	
	NA	3	<i>Hippocrepis comosa, Stachys recta, Euphorbia flavicoma subsp. verrucosa</i>	

Only one species is indicative of the civil area at Romorantin. This species, *Primula veris* is stress tolerant. Similarly, four species including one stress tolerant (*Koeleria pyramidata*) are indicative for the military area while *Vicia angustifolia*, a ruderal species is representative of the intermediate zone.

In the military area of the Suippes camp, there are fifteen indicator species. Among these species, four are stress tolerant, two are competitive/stress tolerant, two are competitive/ruderal and one is ruderal. The civil area is characterised by seven indicator species which are mainly ruderal. Finally, there are 2 indicator species in the intermediate zone, including *Festuca gr. ovina* which is stress tolerant.

III.3.4. Discussion

In Europe, most of grasslands are semi-natural grasslands resulting from human activities and maintained through grazing, fire or human disturbance (Wilsey, 2018). Thus, abandonment of agricultural uses as well as low intensities of grazing or mowing, induces processes of secondary succession with shrub species competing grasses for resources (Kesting, 2009). Their conservation is of great importance and Military Training Areas can play an important role in this context.

Thus, both study sites, present calcareous grasslands related to habitat of Conservation Importance (HCI) 6210 (Bensettiti et al., 2005) notably characterised by the presence of

orchids such as *Koeleria pyramidata* and *Ophrys apifera*. These grasslands are structured by a dominance of herbaceous species, mainly grasses. Moreover, both camps show rare and/or protected species with national or regional concern. For example, *Vicia lathyroides* (EN status on the regional red list) is found in Suippes and *Lotus maritimus* (NT status on the regional list) in Romorantin. It can also be noted the presence of various species that are part of lists used to determine Natural area of Ecological, Faunal and Floristic Interest (ZNIEFF).

According to the local context the presence of these habitats in the MTA is not anecdotal. Indeed, in the intensive agricultural landscape of Suippes and the peri-urban one of Romorantin, there are very few similar habitats in the vicinity capable of supporting such a wealth of biodiversity. Thus, it appears important to ensure a good state of conservation of these grasslands, since they represent remnants in the regions studied and in France.

Moreover, studied cases show that the management of MTA can help to control grassland dynamics and contribute to their conservation. Indeed, on the Suippes camp, annual mowing is carried out in the area of high military activity, whereas the intermediate area is only kept open by the accidental fires that sometimes break out. The civilian part, partly managed by a hunting society, presents shrubby species which provide hiding places for the venison. Nevertheless, the three modalities studied in this MTA have similar global shrub cover, which seems to indicate that management pressure is not optimal to keep all grasslands open. This situation is not present at the Romorantin air base, which has intensive management with regular mowing in spring and summer.

Moreover, to assess the conservation status of grassland, the balance and control of species that structure the habitat is an important parameter to consider. Thus, in the absence of disturbance or grazing some highly competitive species as *Bromopsis erecta* and *Brachypodium rupestre*, with invading tendency, tend to heavily dominate grasslands (Bonanomi et al., 2006; Grime et al., 2007; Moser & Thompson, 2014). When they become highly dominant, they tend to homogenise the structure of the vegetation and decrease the specific diversity (Bonanomi et al., 2006; Poniowski et al., 2018). These species are dominant on Suippes' grasslands, whatever the modality studied and on the intermediate and civilian areas of Romorantin. Their presence in large proportions may indicate that the management implemented on the MTA could be not intensive enough to reduce the development of species with high capacity for competition. Nevertheless, these competing species occur similarly in all three modalities and therefore cannot explain the differences in species richness and diversity in the Suippes training area. In Romorantin, in civilian and intermediate modalities, where *B. erecta* and *B. rupestre* are dominant, the species richness and diversity are effectively lower than in the military area. As this site is managed by a high intensity of mowing, it seems surprising that these species are so abundant. Nevertheless, over-grazing and over-mowing can also disturb the balance of grasslands, leading to a decline in biodiversity in this ecosystem (Wang et al., 2022). This can explain why the Romorantin site, which is more globally intensively mown than the Suippes site, shows a much lower overall species richness and diversity.

The ecological specificities of MTAs are the result of their specific management, but also of the training activities. Thus, differences in vegetation structure and composition can be linked to both management and disturbances regime caused by military activities. On studied sites, military activities increase the proportion of bare ground in both sites associated with specific plant community composition. Indeed, the areas associated with military activities have higher species richness and contain many species specific to those areas, including stress-tolerant species. The Suippes training area has the particularity of having a high variability in the proportion of bare ground on the military modality. This is convenient with results from Quist (2003) who showed on the Fort Riley Military Reservation Kansas (USA) that the militarisation gradient implies an increase in the proportion of bare ground and a change in the composition of plant communities with high military activity.

The increase in bare ground due to military activities is often associated with a loss of plant biomass (Palazzo et al., 2005) and thus a decrease in total vegetation cover (Quist et al., 2003). However, disturbances can increase plant species richness and is generally optimal in the case of intermediate disturbances (Connell, 1978; Leis et al., 2005). Here, plant species richness increases with the degree of militarisation. It appears optimal in areas with high military activities and not in intermediate areas. Although not correlated, species diversity follows the same trend as richness with an increase along a positive militarisation gradient. These military disturbances will tend to favour pioneer habitats and their associated species (Kustrová, 2013). This shows that even in the sectors of most intense activities, these seem to not exceed a threshold of disturbance leading to environmental degradation.

In conclusion, conservation states of considered grassland ecosystems results from both military activities and management. Thus, grasslands at the Romorantin air base seems to be in a lower state of conservation, notably due to low species richness, linked to excessive management pressure. On the Suippes camp, studied grassland seem to be in a good state of conservation despite the presence of bare ground and shrub encroachment, and this can be linked both to a favourable level of management and acceptable level of disturbance.

Besides, well-preserved grasslands are favourable for military training. Indeed, in order to train under realistic combat conditions, armies rely on the availability and accessibility of appropriate training areas (Henrico et al., 2020). In some cases, as for the Suippes camp, the bushes present on the military grassland are necessary, in order to ensure more realistic firing practice. In this way, areas with military activities present a heterogeneity which creates a more diverse and rich mosaic than other areas of MTAs.

In this case, the military, with their training and management method, seem to be good managers of dry grasslands and allow the preservation of areas of high biodiversity. Thus, without maintaining these military activities, these areas of interest for biodiversity conservation will tend to disappear (Ellwanger & Reiter, 2019). It is therefore important to ensure a more effective and reasoned management of these areas. Even if partnerships already exist with biodiversity conservation institutions, it is important to strengthen these partnerships in order to maintain the positive effects of military training areas.

Partie IV. EVALUATION DE L'ETAT DE CONSERVATION



IV.1. INTRODUCTION

À la fin du 19^{ème} siècle et au début du 20^{ème}, la biologie de la conservation commence à se développer avec la définition de plusieurs éthiques de conservation notamment par John Muir, Gifford Pinchot et Aldo Leopold. Leurs écrits partent du constat d'une diminution des zones naturelles sur Terre et des impacts négatifs croissants des activités humaines sur la biodiversité (Meine, 2010). En 1949, Aldo Leopold définit l'éthique de la Terre dans laquelle il redéfinit les objectifs de la conservation en proposant de prendre en compte toutes les espèces, mais aussi les sols et les eaux afin d'étudier la résilience des écosystèmes (Sodhi & Ehrlich, 2010). De même, il propose aux Hommes (en tant que partie intégrante du système biotique) d'utiliser et de gérer la nature en ayant conscience et en reconnaissant les valeurs intrinsèques des espèces et écosystèmes (Hunter Jr & Gibbs, 2006). La biologie de la conservation s'est ensuite développée comme une branche de l'écologie pendant le 20^{ème} siècle, mais n'a été reconnue en tant que discipline à part entière qu'à partir des années 1980 (Meine, 2010). L'émergence de cette discipline est attribuée en partie à la 1^{ère} conférence internationale sur la biologie de la conservation qui s'est déroulée à San Diego en 1978 et à la parution du livre « Conservation biology » de Soulé et Wilcox (1980) (Hunter Jr & Gibbs, 2006). La biologie de la conservation moderne est alors définie comme une discipline interdisciplinaire entre science appliquée et fondamentale et prenant en compte les sciences dites "dures" et les sciences sociales (Hunter Jr & Gibbs, 2006; Meine, 2010).

Cette discipline a, en parallèle, vu ses principes mis en œuvre par la mise en place de nombreuses zones de conservation. Les aires protégées ont ainsi commencé à émerger en Amérique pendant la fin du 19^{ème} siècle avec la création des premiers parcs nationaux puis en Europe au début du 20^{ème} siècle avec les premières réserves naturelles. Néanmoins, plus de 80 % des aires protégées actuelles ont été établies suite au premier congrès mondial des parcs organisé en 1962 (Jones-Walters & Čivić, 2013). Les aires protégées sont établies pour diverses raisons et avec des objectifs différents (Geldmann et al., 2013) mais leur but principal est de conserver la biodiversité locale ou régionale et particulièrement les espèces, habitats ou écosystèmes d'intérêt ou menacés (Hoffmann et al., 2018). Ainsi, certaines aires sont mises en place pour la conservation des écosystèmes et de leurs espèces associées (Dudley, 2008), pour la protection d'espèces menacées spécifiques (Liu et al., 2001), pour la préservation de services écosystémiques (Campos & Nepstad, 2006) ou pour des raisons culturelles (Coad et al., 2009).

Ainsi, le terme d'« aire protégée » regroupe différentes désignations (ex : parc national, réserve naturelle, parc paysager, aire de gestion de la faune sauvage, etc.) et différentes approches de gestion. Certains sites sont fortement protégés et interdits d'accès au public, tandis que d'autres sont protégés dans un but de conservation avec un accès possible du public ou encore d'autres intègrent les activités humaines à la gestion du site (Dudley, 2008).

Différentes définitions des aires protégées existent selon les pays ce qui limite les comparaisons et analyses possibles à l'échelle internationale. Pour pallier cette difficulté,

l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) propose une définition et 6 catégories possibles d'aires protégées (Tableau 41). Ainsi, une aire protégée est "une aire terrestre ou marine spécialement dédiée à la protection et au maintien de la diversité biologique et des ressources naturelles et culturelles associées, et gérée par des moyens légaux ou d'autres moyens efficaces".

Tableau 41 Catégories UICN des aires protégées, exemple des espaces protégés français et objectifs de gestion d'après Lefebvre et Moncorps, 2010

Catégorie UICN	Nom	Exemple français	Objectifs de gestion
Ia	Réserve naturelle intégrale	- Réserve intégrale - Réserve naturelle nationale	Aire protégée à des fins scientifiques
Ib	Zone de nature sauvage		Aire protégée à des fins de protection de ressources sauvages
II	Parc national	- Parc national (zone cœur)	Aire protégée à des fins de protection des écosystèmes et des zones de récréation
III	Monument ou élément naturel	- Réserve naturelle géologique - Site classé - Site inscrit	Aire protégée à des fins de préservation d'éléments naturels spécifiques
IV	Aire de gestion des habitats ou des espèces	- Réserve naturelle nationale - Réserve naturelle régionale - Réserve biologique intégrale - Réserve nationale de chasse et de faune sauvage - Site du Conservatoire du littoral - Arrêté de protection de biotope	Aire protégée à des fins de conservation avec intervention au niveau de la gestion
V	Paysage terrestre ou marin protégé	- Parc naturel régional - Parc national (zone d'adhésion) - Parc naturel marin - Site des Conservatoires d'espaces naturels - Espace naturel sensible	Aire protégée à des fins de conservation des paysages terrestres ou marins et des zones de récréation
VI	Aire protégée pour l'utilisation durable des ressources naturelles	- Parc naturel marin - Site des Conservatoire d'espaces naturels	Aire protégée à des fins d'utilisation durable des écosystèmes naturels

Dans le cadre de cette étude, nous nous intéresserons au cas de la mise en application de la DHFF via le réseau Natura 2000, qui constitue avec le contexte militaire, le cadre de ce travail. Ce réseau-ci, institué en 1992, vise à mettre en place un cadre européen pour la gestion et la conservation d'habitats et d'espèces d'intérêt communautaire. Ce réseau ne s'intègre pas dans les catégories définies par l'UICN puisqu'il concerne un contexte international, mais il peut s'apparenter aux catégories IV et V (Lefebvre & Moncorps, 2010).

Ainsi, la DHFF s'applique aux zones dites « Zones spéciales de conservation » (ZSC), intégrées (avec les ZPS issues de la directive "oiseaux") au "Réseau Natura 2000" qui présentent des habitats et des espèces dits "d'intérêt communautaire". Cette directive a pour objectif d'assurer la conservation des habitats naturels, ainsi que de la faune et de la flore sauvage en établissant un cadre juridique pour leur conservation. Selon l'article 17 de cette directive, les États membres du réseau doivent établir, tous les 6 ans, un rapport sur la mise en œuvre des mesures prises dans le cadre de cette directive. Ils sont tenus d'établir des mesures de conservation pour maintenir ou rétablir un état de conservation favorable, de développer des systèmes de surveillance de l'efficacité de ces mesures et ainsi évaluer l'état de conservation des habitats naturels de l'annexe II et des espèces de l'annexe I (Mander et al., 2005; Dimopoulos et al., 2006; Panitsa et al., 2010). En France, la DHFF a été transposée dans le Code de l'environnement (art-R414-11, 2006). L'état français a ainsi décidé d'inclure, via un texte de loi, l'obligation d'un diagnostic de l'état de conservation des habitats naturels qui justifie la désignation en ZSC au sein des Documents d'Objectifs (DOCOB) des sites Natura 2000.

L'état de conservation d'un habitat naturel est défini dans la DHFF comme étant « l'effet de l'ensemble des influences agissant sur un habitat naturel ainsi que sur les espèces typiques qu'il abrite, qui peuvent affecter à long terme sa répartition naturelle, sa structure et ses fonctions ainsi que la survie à long terme de ses espèces typiques sur le territoire visé à l'article 2 ». L'état de conservation d'un habitat naturel va être considéré comme favorable si celui-ci répond à trois critères (Council of Europe, 1992):

- « son aire de répartition naturelle ainsi que les superficies qu'il couvre au sein de cette aire sont stables ou en extension
- la structure et les fonctions spécifiques nécessaires à son maintien à long terme existent et sont susceptibles de perdurer dans un avenir prévisible
- l'état de conservation des espèces qui lui sont typiques est favorable au sens du point i) »

Depuis la mise en place de la directive, plusieurs études ont été réalisées sur les données issues des rapports des États membres afin d'évaluer l'état de conservation des habitats naturels à l'échelle de l'Europe. Que ce soit sur la période 2001-2006 (Maes, 2013), 2007-2012 (Davis & Gerdes, 2015) ou sur la période 2013-2018 (Naumann et al., 2020) les estimations effectuées indiquent que la plupart des habitats ne présentent pas un état favorable. Le dernier rapport estime même que la proportion d'habitats en mauvais état de conservation a augmenté de 6 % depuis le rapport de 2015. Ainsi, sur la période 2013-2018, 15 % des habitats naturels étudiés sont considérés "en bon état de conservation" contre 45 % en état "pauvre" et 36 % en "mauvais état" (Naumann et al., 2020). Il semble donc nécessaire de continuer à évaluer l'état de conservation de ces habitats afin de mettre en évidence les perturbations qui impactent cet état et de mettre en place des mesures efficaces pour l'améliorer.

Plusieurs documents de la commission européenne décrivent les paramètres à utiliser pour mettre en place cette évaluation (European Commission DG Environment, 2008; Evans & Arvela, 2011; European Environment Agency, 2016). Ainsi, l'évaluation doit porter sur l'aire de distribution de l'habitat, sa superficie au sein de cette aire, la structure, les fonctions et les perspectives d'avenir pour cet habitat. Le paramètre « structure et fonction » doit notamment inclure l'évaluation des espèces typiques (European Commission DG Environment, 2008; Evans & Arvela, 2011). Ces paramètres nécessitent des valeurs seuils, souvent définies à dire d'expert (Tsiripidis et al., 2018), pour déterminer si l'état est favorable ou défavorable, elles sont appelées « valeurs de référence favorables » (Evans & Arvela, 2011).

Les documents de références actuels, permettent de définir les grands axes à suivre, mais les méthodologies pour la détermination des critères, pour l'utilisation des indicateurs ou leurs analyses ne sont pas encore standardisées et optimisées pour une utilisation à l'échelle européenne (Winter, 2012; Kovač et al., 2016; Tsiripidis et al., 2018).

Ainsi, des méthodes d'évaluation de l'état de conservation spécifiques aux habitats types ont vu le jour dans différents États membres. Plusieurs approches sont adoptées. Certaines vont baser leur évaluation sur l'identification des espèces auxquelles elles vont attribuer un poids spécifique selon leur niveau d'endémisme et/ou de menace. Cette approche s'appuie le plus souvent sur les espèces végétales qui sont plus indicatrices de la structure et de la fonctionnalité des écosystèmes terrestres que d'autres taxons (Smith & Theberge, 1986; Margules & Sarkar, 2007; Panitsa et al., 2010). D'autres approches vont mettre en place une évaluation multi-critères qui va le plus souvent s'appuyer sur des critères de diversité, de rareté, de naturalité et de menace humaine (Smith & Theberge, 1986; Boteva et al., 2004; Panitsa et al., 2010; Winter, 2012; Maciejewski et al., 2016). Une note et un poids sont alors attribués à chaque critère et la somme des notes permettra d'identifier l'état de conservation de l'habitat (Boteva et al., 2004; Panitsa et al., 2010; Maes, 2013). En France, le ministère en charge de l'écologie a confié au Muséum national d'Histoire naturelle (MNHN) le développement de méthodes d'évaluation standardisées par grands types d'habitats (Maciejewski et al., 2016), mais d'autres structures telles que le Centre National de la Propriété Forestière (CNPFF) ou les Réserves Naturelles de France (RNF) ont aussi développé leurs propres méthodes et indicateurs (Larrieu & Gonin, 2008; RNF, 2013, 2019; Rolland, 2020). En effet, bien que les experts et scientifiques s'entendent le plus souvent sur les critères à utiliser, il reste encore des débats sur l'importance relative et les méthodes d'évaluation de ces critères (Maciejewski et al., 2016; Angiolini et al., 2017, 2021), ce qui implique une multiplicité des guides d'évaluation.

Parmi les indicateurs les plus souvent employés, les espèces sont souvent utilisées pour leur rareté, leur niveau de menace ou encore leur rôle en tant qu'espèce parapluie (Hill et al., 2005). Les études portant sur l'évaluation de l'état de conservation ont par ailleurs commencé par se développer sous l'angle de la préservation des espèces puisque considérées comme des indicateurs essentiels pour décrire un écosystème (Maciejewski et al., 2016; Angiolini et al., 2017, 2021).

La multiplicité de ces guides provient aussi des objectifs, de l'échelle et des composantes de la biodiversité étudiée, desquels vont dépendre le choix des indicateurs à utiliser. Les indicateurs sont des composants ou des fonctions qui sont considérés comme importants ou ayant de la valeur à l'échelle d'étude (Hill et al., 2005). Pour être efficaces, ils doivent répondre à différentes contraintes (Hill et al., 2005; Sjøgaard et al., 2007; Kovač et al., 2016; Tsiripidis et al., 2018):

- Être objectifs et donc quantifiables même par des non-spécialistes
- Être reproductibles et comparables dans le temps et l'espace
- Être fondés sur des principes biologiques et justifiés
- Indiquer la cause du changement et pas seulement l'existence de celui-ci

Ils peuvent être définis à plusieurs échelles selon les objectifs de l'évaluation. Bien que certains auteurs considèrent que l'évaluation de l'état de conservation d'un habitat est la plus pertinente à l'échelle d'un site (Cantarello & Newton, 2008) elle peut aussi être effectuée à l'échelle régionale, nationale et même internationale ce qui nécessitera des indicateurs différents (Hill et al., 2005). Aussi, ils doivent être adaptés au type d'habitat visé. En effet, les caractéristiques écologiques comme la composition et la structure diffèrent considérablement entre certains habitats. Il est donc conseillé de définir les indicateurs et leur seuil d'importance par type d'habitat afin de pouvoir effectuer des comparaisons entre sites (Hill et al., 2005; Maciejewski et al., 2016).

L'évaluation de l'état de conservation concerne largement les espaces naturels protégés mais peut s'appliquer à d'autres types d'espaces publics ou privés présentant des spécificités en termes de protection ou de gestion. Compte tenu des superficies importantes des sites militaires, la question de leur rôle en termes de conservation de la biodiversité se pose (Zentelis & Lindenmayer, 2015). Pourtant, les publications traitant des terrains militaires présentent très rarement des évaluations de l'état de conservation des habitats naturels ou semi-naturels en lien avec les activités militaires. Les études existantes sont généralement centrées sur certaines espèces ou groupes taxonomiques restreints utilisés pour montrer l'importance des terrains militaires en terme de conservation de la biodiversité (Warren & Büttner, 2008b; Delaney et al., 2011; Reif et al., 2011; Cizek et al., 2013; Kim et al., 2015; Arimoro et al., 2017; Zografou et al., 2017). De même, la conservation des habitats n'est citée que pour rappeler l'importance des activités militaires dans la conservation de mosaïque d'habitats, d'habitats pionniers ou à forte valeur écologique (Havlick, 2011, 2014; Kustrová, 2013; Zentelis & Lindenmayer, 2015; Ellwanger & Reiter, 2019).

Ainsi, ce chapitre a pour but d'évaluer l'état de conservation des différents habitats étudiés dans la partie III. Les résultats sont présentés par habitat type : haies, boisements, dunes et pelouses. La discussion de ce chapitre porte à la fois sur l'apport des terrains militaires à la conservation d'habitats naturels, mais aussi sur l'efficacité des méthodes d'évaluation disponibles en France.

Tableau 42 Indicateurs, valeurs seuils et **notes associées** pour évaluer la structure, la composition, la fonctionnalité et le contexte par type d'habitat

Habitats (Source)	Sites	Structure	Composition	Fonctionnalité	Contexte
Boisements (Larrieu et Gonin 2008)	Auvours, Montmorillon, Romorantin	- Structure verticale de la végétation	- Essences autochtones	- Bois sur pied et au sol de grosse dimension	- Continuité temporelle
		1 strate = 0 2 strates = 1 3-4 strates = 2 5 strates = 5 - Milieux ouverts florifères 0 = 0 % > 2 < 1 % > 5 < 5 % > 2	0 ou 1 genre = 0 2 genres = 1 3-4 genres = 2 5 genres et + = 5	BMg/ha < 1 et BMm/ha < 1 = 0 BMg/ha < 1 et BMm/ha > 1 = 1 1 ≤ BMg/ha < 3 = 2 BMg/ha ≥ 3 = 5 - Très gros bois vivant TGB/ha < 1 et GB/ha < 1 = 0 TGB/ha < 1 et GB/ha ≥ 1 = 1 1 ≤ TGB/ha < 5 = 2 BMg/ha ≥ 5 = 5 - Arbre porteur de dendro-microhabitats arbre/ha < 2 = 0 2 ≤ arbre/ha < 3 = 1 3 ≤ arbre/ha < 8 = 2 arbre/ha ≥ 8 = 5	Forêt récente = 0 Etat boisé partiellement continue = 2 Forêt ancienne = 5 - Milieux aquatiques Aucun type = 0 1 type = 2 2 types et plus = 5 - Milieux rocheux Aucun type = 0 1 type = 2 2 types et plus = 5
Haies (Rolland 2020)	Avon	- Embase de la haie Absence de talus = 0 5 < 0,3 m > 10 < 0,75 m > 15 - Ourlet enherbé Absence d'ourlet = 0 3 < 0,5 m > 10 < 1 m > 15 - Présence et continuité étages 1 et 2 0 < 25 % > 2 < 50 % > 5 < 75 % > 10 - Présence et continuité étages 3 et 4 0 < 25 % > 2 < 50 % > 5 < 75 % > 10 - Largeur de la canopée 0 < 4 m > 4 < 10 m > 9	- Diversité des essences 0 sp = 0 1-4 sp = 2 5-9 sp = 4 + de 9 sp = 5 - Espèces d'intérêt territorial 0 sp = 0 1 sp = 2 1-2 sp = 4 + de 2 sp = 5	- Nombre de microhabitats Pas d'habitat = 0 1 habitat = 2 2 habitats = 5 + de 2 habitats = 10	- Présence de lianes dans étages 1 et 2 Absence = 0 3 < 25 % > 10 < 50 % > 15

Tableau 42 (Suite)

Habitats (Source)	Sites	Structure	Composition	Fonctionnalité	Contexte
Pelouses (Maciejewski et al. 2015)	Romorantin, Suippes	- Recouvrement de ligneux ¹ 0 < 20 % > -10	- Espèces eutrophiles ² 0 < 10 % > -20 < 30 % > -40 - Espèces indicatrices régime agropastoral ² -20 < 20 % > -10 < 40 % > 0 - Recouvrement de Brachypode ¹ 0 < 33 % > -10 < 66 % > -20 - Recouvrement espèces ourlet ¹ 0 < 15 % > -10 - Recouvrement EEE 0 = 0 % > -5 < 30 % > -20		- Surface de l'habitat Stabilité ou progression = 0 Régression = -10 - Altérations 1 atteinte = -5 2 atteintes = -10 3 atteintes = -15
Dunes (Goffé 2011)	Gâvres	- Recouvrement strate herbacée (DB) ¹ -10 < 50 % > -5 < 75 % > 0 - Recouvrement de jeunes espèces ligneuses ¹ 0 < 5 % > -5 < 20 % > -10	- Présence espèces indicatrices de l'habitat ² DB : -30 < 35 % > -15 < 55 % > 0 DG : -30 < 30 % > -15 < 45 % > 0 - Recouvrement espèces nitrophiles ¹ 0 < 10 % > -10 - Recouvrement EEE ¹ 0 < 10 % > -10	- Largeur de la Dune DB : -10 < 20 m > -5 < 40 m > 0 DG : -10 < 50 m > -5 < 100 m > 0 - Degré d'érosion éolienne Pas d'érosion = 0 Erosion forte = -5 Erosion très forte = -10	- Surface de l'habitat Stabilité = 0 Régression = -10 - Altérations Atteinte négligeable = 0 Atteinte moyenne = -10 Atteintes importante = -20

IV.2. MATERIEL ET METHODES

Ce chapitre s'appuie exclusivement sur des méthodes développées en France pour une évaluation de l'état de conservation pour chacun des habitats considérés. Ces méthodes prennent en compte, la structure, la composition, la fonctionnalité et le contexte des habitats types qu'elles visent (Tableau 42). La plupart des méthodes d'évaluation de l'état de conservation se basent sur l'état défavorable alors que les méthodes proposées par le MNHN cherchent à quantifier à la fois l'état favorable et l'état défavorable (Maciejewski et al., 2016). Ainsi, les méthodes proposées par Maciejewski et al. (2015) et Goffé (2011) se basent sur une note optimale à laquelle des points négatifs sont attribués si les indicateurs sont défavorables. Au contraire, Larrieu et Gonin (2008) et Rolland (2020) proposent des méthodes qui cherchent à atteindre une note optimale, en attribuant une note positive aux indicateurs qui indiquent le meilleur état du critère choisi.

Le plan d'échantillonnage pour chaque habitat a été décrit dans la partie III. Pour rappel, sur les milieux ouverts (pelouses et dunes), des cadrats de 4m² ont été mis en place. Sur les boisements des placettes rondes de 25 m de rayon (soit 0,2 ha) ont été mises en place et sur les haies les relevés étaient effectués sur la totalité de la longueur si elle était inférieure à 20 m ou sur un linéaire représentatif de la structure et végétation globale de la haie sur 20 m (Figure 26).

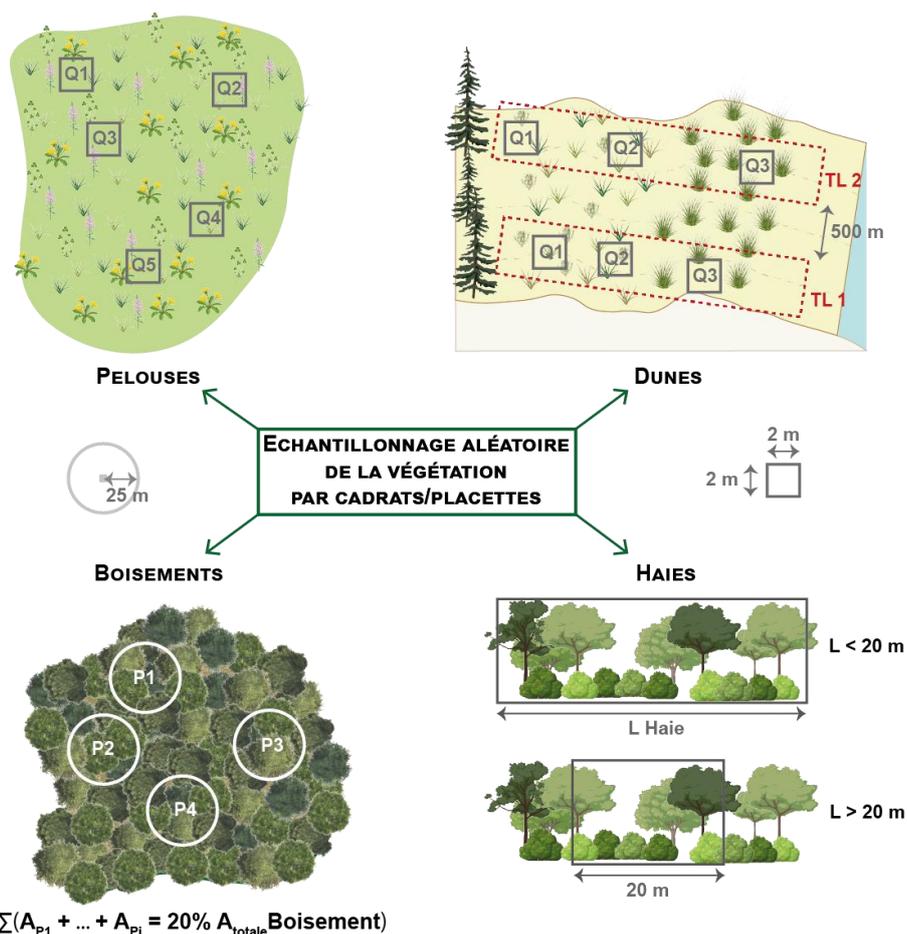


Figure 26 Protocole d'échantillonnage de la végétation dans les différents habitats visés

Sur le site de Gâvres, pour chacune des modalités trois transects larges ont été échantillonnés. Dans chacun des transects larges, trois cadrats étaient positionnés sur la dune blanche et dix cadrats sur la dune grise. Sur les pelouses de Romorantin et Suippes, les cadrats ont été positionnés de manière aléatoire sur les habitats visés.

Sur les milieux boisés, un échantillonnage aléatoire a été réalisé par SIG. Sur le site d'Avon, un quadrillage de 400 m par 400 m a été réalisé. Sur ce quadrillage sept carrés ont été sélectionnés aléatoirement sur les deux modalités. Sur le terrain la totalité de la surface des carrés était prospectée et toutes les haies ont été relevées. Pour les boisements d'Auvours, Montmorillon et Romorantin un maillage rond de 25 m de rayon a été créé. Comme pour les haies, les placettes échantillonnées ont été sélectionnées aléatoirement.

IV.2.1. Évaluation de l'état de conservation des milieux boisés

IV.2.1.1. Les boisements

L'évaluation des boisements a été mise en place via l'évaluation de la potentialité des peuplements forestiers avec l'utilisation de l'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP) proposée par le CNPF (Larrieu & Gonin, 2008) sur les sites d'Auvours, de Montmorillon et de Romorantin. L'évaluation a été effectuée sur deux modalités (militaire et civile) pour chacun des sites à partir des relevés de végétation réalisés dans les placettes d'échantillonnage (Tableau 43). L'IPB s'appuie sur un système de notation de dix facteurs qui peuvent influencer la biodiversité forestière. Pour chacun des facteurs, trois modalités sont proposées, chacune associée à une note. La somme des notes produit une note globale comprise entre 0 et 50 étant la note optimale.

Tableaux 43 Nombre de relevés et surface échantillonnée sur chaque site. La surface sur les sites d'Avon est rapportée en km de linéaire de haie.

		Militaire		Intermédiaire		Civile		Surface totale
		Nb	Surface	Nb	Surface	Nb	Surface	
Cadrats	Gâvres	39	156 m ²	39	156 m ²	39	156 m ²	468 m ²
	Romorantin	5	20 m ²	5	20 m ²	6	24 m ²	64 m ²
	Suippes	29	116 m ²	19	76 m ²	18	72 m ²	264 m ²
Placettes	Auvours	85	17 ha			35	7 ha	24 ha
	Avon	40	4,95 km			51	4,78 km	9,73 km
	Montmorillon	51	10,2 ha			28	5,6 ha	15,8 ha
	Romorantin	6	1,2 ha			4	0,8 ha	2 ha

Sept facteurs sont liés à la gestion du peuplement et trois au contexte du boisement.

- Facteurs liés à la gestion :
 - Végétation :
 - La richesse en essences forestières autochtones contenues dans une liste de genre proposée par le CNPF, est prise en compte quel que soit l'abondance des essences. Plus il y a de genre représenté dans les relevés, plus la note est haute.
 - La structure verticale de la végétation est aussi prise en compte. Le nombre de strates présentes est indiqué pour chaque placette de relevé. Une strate est prise en compte si elle recouvre plus de 10 % de la surface échantillonnée.
 - Microhabitats liés aux arbres :
 - Les nombres de bois morts sur pied et au sol sont comptabilisés. Plus leur densité est forte, plus la note attribuée est élevée.
 - De même, le nombre de très gros bois vivant (arbre d'un diamètre supérieur à 70 cm) est comptabilisé, la note attribuée à ce facteur dépendra de leur densité.
 - Enfin le nombre d'arbres porteurs d'au moins un dendro-microhabitats est indiqué pour chaque placette.
 - Autres habitats associés :
 - Les milieux ouverts florifères sont relevés. Ce sont des espaces de clairières, trouées, lisières, larges chemins où une strate herbacée avec des plantes à fleurs se développe.
- Facteurs liés au contexte :
 - La continuité de l'écosystème forestier, ici dans le sens de continuité temporelle. Ce facteur peut être évalué à partir de la carte de Cassini. Si le boisement n'a pas subi de discontinuité depuis au moins 200 ans, il est considéré comme un boisement ancien.
 - Les autres habitats associés, tels que les milieux aquatiques ou rocheux sont pris en compte à l'échelle du boisement.

Trois notes différentes peuvent être attribuées à un même boisement. Une première note sur 35, correspond aux facteurs liés à la gestion du peuplement, une deuxième note sur 15 correspond aux facteurs liés au contexte et enfin une note globale sur 50 qui recoupe les deux premières. Ces notes peuvent être indiquées sous forme de pourcentage.

IV.2.1.2. *Les haies*

L'évaluation de la biodiversité des haies a été réalisée sur le site d'Avon en utilisant la méthode du plan de gestion durable des haies (Rolland, 2020). Elle a été réalisée à partir des 40 relevés de la modalité militaire et des 51 de la modalité civile (Tableau 43). Cette évaluation permet de traduire le potentiel d'accueil de la biodiversité pour chaque haie, qui peut ensuite être évalué à l'échelle de l'exploitation. Cet outil se base principalement sur la description de plusieurs critères structurels des haies :

- L'implantation de la haie est étudiée selon trois critères. Dans un premier temps, la morphologie du pied de la haie est décrite par la présence d'un talus et la présence et largeur d'un ourlet enherbé, s'ils sont présents. Dans un deuxième temps, la présence d'espèces lianescentes est recherchée dans les strates herbacées et arbustive basse (<2m).
- La structure verticale et horizontale de la haie est analysée selon cinq critères. La morphologie globale de la haie est décrite par la présence et la continuité de la strate arbustive basse, des strates arbustive haute et arborée et par la largeur de la canopée. Les essences présentes dans les haies jouant un rôle pour l'accueil de la biodiversité, la richesse en espèces ligneuses est notifiée pour toutes les haies. Le dernier critère complète cette richesse en mettant en évidence le nombre d'espèces ligneuses d'intérêt géographique.
- Enfin, le nombre de microhabitats présents au sein de chacune des haies permet de mettre en évidence la potentialité d'accueil pour d'autres espèces.

IV.2.2. Évaluation de l'état de conservation des milieux ouverts

IV.2.2.1. *Les pelouses calcaires*

L'évaluation de l'état de conservation des pelouses se base sur la méthode proposée par la Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN) (Maciejewski et al., 2015). Elle a été réalisée sur les sites de Suippes et de Romorantin. Sur le site de Suippes, elle s'appuie sur 29, 19 et 18 cadrats réalisés respectivement sur la modalité militaire, intermédiaire et civile tandis que sur la base aérienne de Romorantin, 5 cadrats ont été mis en place sur les modalités militaire et intermédiaire et 6 sur la modalité civile (Tableau 43). Le guide proposé par le muséum décrit les critères et indicateurs à utiliser pour l'évaluation de 4 types de pelouses et prairies. Cette étude s'est basée sur la méthode d'évaluation des pelouses calcicoles (UE 6210). Cette méthode s'appuie sur 10 indicateurs qui s'inscrivent dans plusieurs. Les indicateurs concernant la composition faunistique et notamment les espèces de Lépidoptères diurnes et les coprophages n'ont pas été pris en compte dans cette étude.

Avec cette méthode, l'état de conservation est représenté par un gradient de 0 à 100, de défavorable à optimal. La notation de l'état de conservation repose sur la note optimale (100) à laquelle des points négatifs sont attribués selon la modalité de l'indicateur relevé.

Le premier paramètre pris en compte est la surface couverte par l'habitat. Il s'appuie sur deux indicateurs :

- L'évolution de la surface de l'habitat
- Le morcellement et la fragmentation de l'habitat

Une note négative est attribuée à chacun de ses indicateurs en cas de régression de la taille de l'habitat et d'une perte de connectivité.

Le deuxième paramètre prend en compte la composition, la structure et les fonctions de l'habitat. Il est évalué via deux critères qui sont eux-mêmes composés de plusieurs indicateurs :

- La couverture du sol s'appuie sur un indicateur de recouvrement d'espèces ligneuses. Lorsque les espèces ligneuses relevées recouvrent plus de 20% de la surface échantillonnée ou de l'habitat, une note négative est attribuée.
- La composition spécifique floristique s'appuie sur 5 indicateurs :
 - La présence d'espèces eutrophiles et d'espèces indicatrices du régime agropastoral s'appuie sur des listes proposées par le MNHN. Si trop d'espèces eutrophiles ou peu d'espèces du régime agropastoral sont relevées, une note négative est appliquée.
 - Le recouvrement du *Brachypodium pinnatum* ou du *B. rupestre* est relevé. S'il est supérieur à 1/3 du recouvrement total des relevés effectués, une note négative est attribuée.
 - Le recouvrement d'espèces d'ourlet et d'espèces allochtones envahissantes est aussi relevé. En cas de présence importante de ces espèces, une note négative est attribuée.

Le troisième paramètre concerne les altérations que peuvent subir l'habitat. Les atteintes qui peuvent être quantifiées à l'échelle de l'unité et celles difficilement quantifiables qui sont alors définies à l'échelle du site sont déterminées dans ce paramètre.

IV.2.2.2. *Les milieux dunaires*

L'évaluation de l'état de conservation des dunes s'appuie sur la méthode proposée par le MNHN (Goffé, 2011). Elle a été mise en place sur le site de Gâvres à partir des 117 relevés effectués dans les modalités militaire, intermédiaire et civile (39 cadrats par modalité). Comme pour les pelouses l'évaluation se base sur une note de 0 à 100 qui va varier selon les modalités relevées pour chaque indicateur. Une grille de notation différente est proposée

pour chaque habitat afin d'adapter au mieux les indicateurs à l'habitat visé. Pour cette étude les habitats visés sont :

- Les dunes mobiles à *Ammophila arenaria* subsp. *arenaria* des côtes atlantiques (2120-1)
- Les dunes grises des côtes atlantiques (2130*-2)

La majorité des indicateurs utilisés sont communs aux deux habitats, ils peuvent présenter des seuils différents de validité de la modalité.

Le premier paramètre étudié est la surface de l'habitat avec un indicateur qui prend en compte l'évolution de la surface de l'habitat. En cas de régression, la sévérité est indiquée et une note négative est attribuée.

Le deuxième paramètre concerne la structure et la fonctionnalité de l'habitat qui comprend trois critères d'analyse :

- Les processus morpho-dynamiques de la dune sont étudiés au travers de la largeur de la dune, grise ou blanche, selon l'habitat étudié et selon le degré d'érosion éolienne.
- La couverture du tapis végétal est principalement analysée au travers d'un indicateur d'estimation du recouvrement de jeunes espèces ligneuses. Sur la dune blanche, cet indicateur est complété par une estimation du recouvrement de la strate herbacée.
- La composition floristique est étudiée via l'utilisation de 3 indicateurs :
 - Le pourcentage de présence d'espèces indicatrices de l'habitat selon une liste proposée par le MNHN
 - Le pourcentage de recouvrement des espèces nitrophiles qui apparaissent dans la liste d'espèces proposée
 - Le pourcentage de recouvrement des espèces allochtones envahissantes.

Les critères concernant la couverture végétale et la composition floristique forment un choix A qui peut être remplacé par l'analyse des atteintes lourdes et diffuses portées à l'habitat, à l'échelle du site et qui forment un choix B.

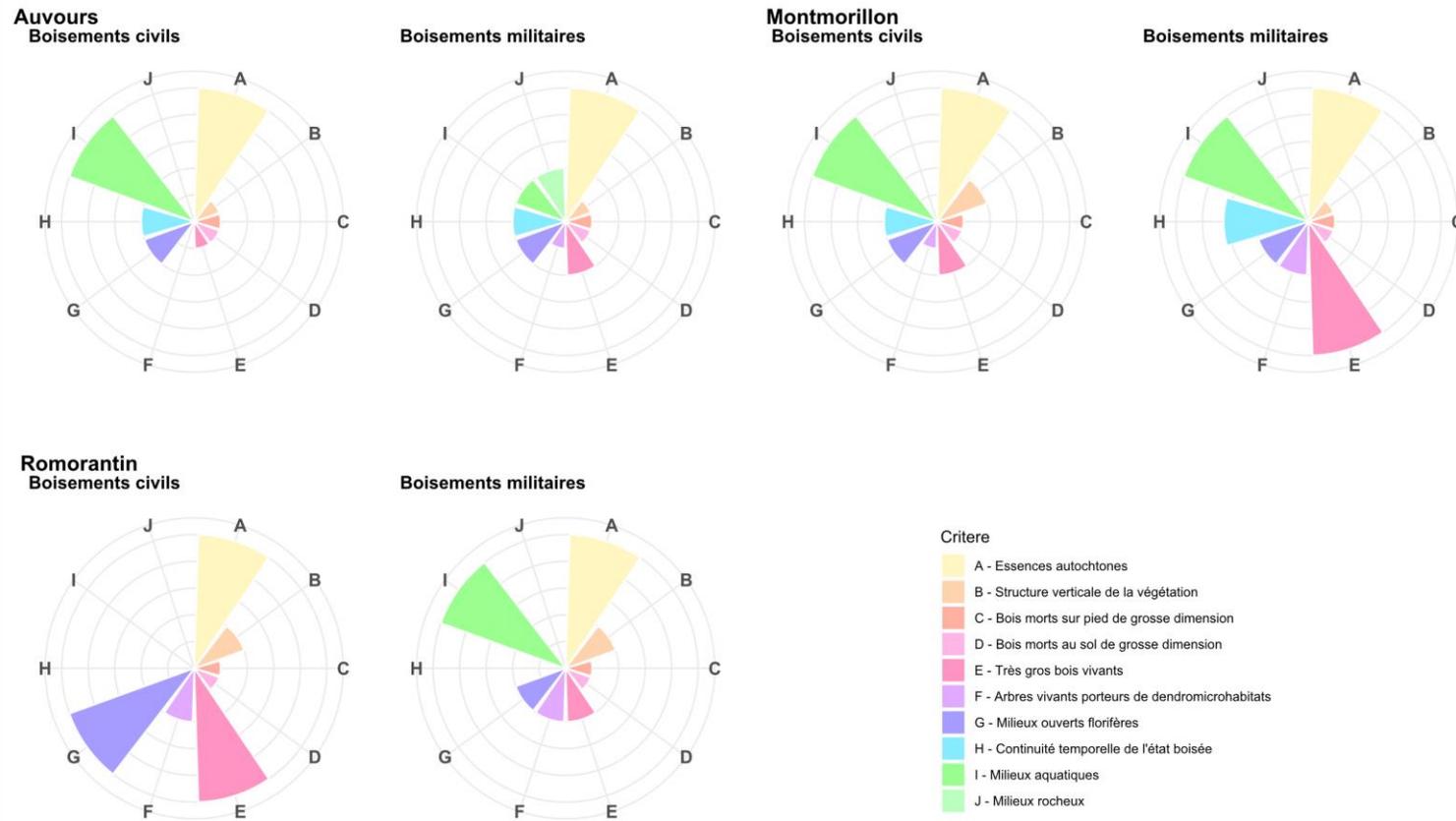


Figure 27 Notes standardisées (ramenées à une note sur 5) de chaque critère d'évaluation de l'IBP pour chacune des modalités d'étude en fonction des sites d'étude

IV.3. RESULTATS

IV.3.1. État de conservation des milieux boisés

Pour des raisons de représentation, les notes attribuées aux différents indicateurs sont présentées dans les figures sous forme "standardisées", c'est à dire ramenées à une note sur 5.

IV.3.1.1. *Les boisements*

L'IBP, utilisé pour les boisements des camps d'Auvours, Montmorillon et Romorantin, renseigne 3 notes, la première prend en compte les facteurs liés au peuplement et à la gestion forestière, la deuxième s'appuie sur les facteurs liés au contexte et la troisième est une note globale qui regroupe les deux premières.

Les 3 sites étudiés présentent une note globale, donc une potentialité écologique, moyenne quelle que soit la modalité d'étude. Sur les sites d'Auvours et Romorantin, les boisements militaires et civils présentent des notes similaires (Auvours_{Militaire} = 19/50 ; Auvours_{Civil} = 18/50 ; Romorantin_{Militaire} = 20/50 ; Romorantin_{Civil} = 21/50) alors que sur le site de Montmorillon, les boisements militaires présentent une potentialité légèrement supérieure que les civils (Montmorillon_{Militaire} = 25,2/50 ; Montmorillon_{Civil} = 21/50).

Sur le site de Romorantin, la note attribuée par rapport à la gestion du site est supérieure pour les boisements civils (21/35 contre 15/35 pour les militaires) alors que c'est le contraire pour celle concernant le contexte. Sur Montmorillon, les notes de gestion et de contexte sont légèrement plus élevées pour les boisements militaires (Gestion = 17/35 ; Contexte = 8,2/15) que pour les civils (Gestion = 14/35 ; Contexte = 7/15). Enfin pour le site d'Auvours les notes attribuées pour définir la potentialité des boisements sont similaires.

Sur les sites d'Auvours et Montmorillon (Figure 27), les parcelles forestières à l'intérieur des terrains d'entraînements sont associées à des notes plus hautes concernant le nombre de très gros arbres vivants et le nombre d'arbres porteurs de dendro-microhabitats. Au contraire, sur le site de Romorantin, les placettes de la modalité civile présentent plus de gros arbres vivants et sont aussi associées à une plus grande surface de milieux ouverts florifères.

De manière générale sur les 3 sites, les milieux rocheux sont rarement présents et les proportions de bois morts au sol ou sur pied de grosse dimension sont faibles et ne présentent pas de différence notable entre les modalités civil et militaire.

IV.3.1.2. *Les haies*

En se basant sur l'indice du PGDH, les haies sur la zone militaire d'Avon ont une plus grande valeur écologique avec un score moyen de 9,76/20 contre 7,43/20 pour la partie civile. De manière générale, les haies sur la partie militaire présentent des notes plus hautes mais leur fonctionnalité est majoritairement moyenne (77,5% des haies ont des notes comprises entre 6,67 et 13,3). Sur la partie civile 54,9 % des haies ont une fonctionnalité moyenne et 43,1% des haies ont une faible fonctionnalité. Les deux zones d'études présentent peu de haies avec une bonne fonctionnalité (5% des haies militaires et 1,9% des haies civiles).

Parmi les différents critères permettant de définir la fonctionnalité des haies, trois critères mettent en évidence une meilleure fonctionnalité des haies de la partie militaire. En effet, les haies sur le terrain militaire, qu'elles soient avec ou sans talus (C1), ont une emprise au sol plus large, il en est de même pour la largeur des houppiers (C6). Enfin, ces haies accueillent un plus grand nombre de micro-habitats (C9) favorables pour une diversité de faune.

Les cinq autres critères pris en compte présentent des résultats équivalents pour les haies civiles et militaires (Figure 28). Ainsi les haies étudiées sont composées de peu d'espèces lianescentes (C3) et d'une faible largeur d'ourlet (C2) lorsqu'il existe. La continuité des strates herbacées et arbustives basses (C4) est comprise entre 25 et 50% alors que celle des strates arbustives hautes et arborées (C5) est comprise entre 50 et 75%. Enfin les haies contiennent en moyenne 5 à 9 espèces ligneuses (C7) avec le plus souvent plus de 2 espèces d'intérêt géographique (C8).

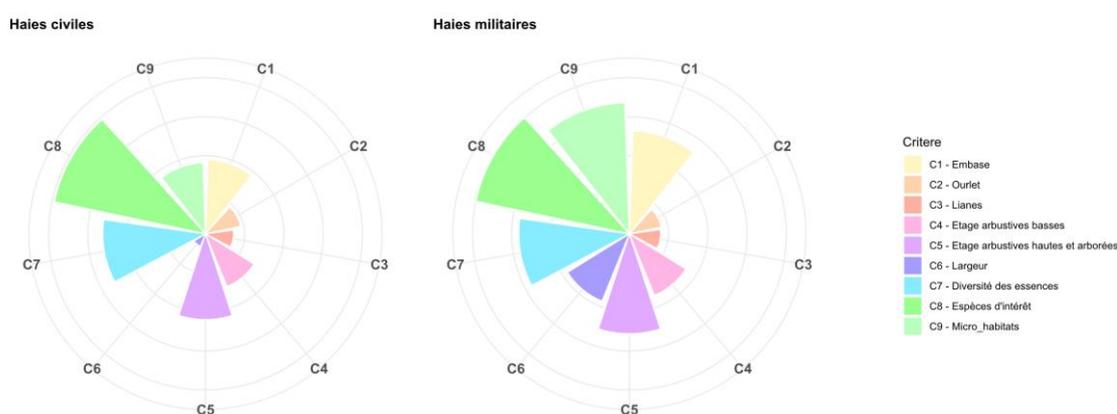


Figure 28. Notes standardisées (ramenées à une note sur 5) de chaque critère d'évaluation du PGDH pour chacune des modalités d'étude

Tableau 44 Note d'évaluation de l'état de conservation des pelouses et dunes en utilisant les méthodes proposées par le MNHN et raisons principales des altérations

		Note/100	Etat optimal %	Etat favorable%	Etat altéré %	Etat dégradé %	Raisons principales de l'état altéré ou dégradé	
Suippes Pelouses	Activité militaire nulle	52	-	20	60	20	- Présence d'espèces eutrophiles 10-30% - Recouvrement d'espèces ligneuses >20% - Présence d'espèces agropastorales 20-40%	
	Activité militaire ponctuelle	62	-	55	45	-	- Présence d'espèces eutrophiles 10-30% - Recouvrement d'espèces ligneuses >20%	
	Activité militaire intense	71	-	82	9	9	- Présence d'espèces eutrophiles 10-30% - Recouvrement de <i>B. rupestre</i> 33-66%	
Romorantin Pelouses	Activité militaire nulle	77	-	50	50	-	- Présence d'espèces agropastorales 0-20% - Recouvrement du <i>B. rupestre</i> 33-66%	
	Activité militaire ponctuelle	76	-	60	40	-	- Présence d'espèces agropastorales 0-20% - Recouvrement du <i>B. rupestre</i> 33-66%	
	Activité militaire intense	76	-	40	60	-	- Présence d'espèces agropastorales 0-20% - Recouvrement des espèces d'ourlet >15%	
Gâvres Dunes	Activité militaire nulle	Dune blanche	64	-	22	78	-	- 0-5 espèces indicatrices - Recouvrement de la strate herbacée <75% - Largeur de la dune blanche entre 20 et 40 m
		Dune grise	72	-	33	67	-	- 0-7 espèces indicatrices
	Activité militaire ponctuelle	Dune blanche	57	-	-	100	-	- 0-5 espèces indicatrices - Recouvrement de la strate herbacée <75% - Recouvrement des espèces nitrophiles >10% - Largeur de la dune blanche entre 20 et 40 m
		Dune grise	77	-	50	50	-	- 0-7 espèces indicatrices
	Activité militaire intense	Dune blanche	63	-	22	78	-	- 0-5 espèces indicatrices - Recouvrement de la strate herbacée <75% - Largeur de la dune blanche entre 20 et 40 m
		Dune grise	72	-	13	87	-	- 0-7 espèces indicatrices

IV.3.2. État de conservation des milieux ouverts

IV.3.2.1. *Les pelouses calcaires*

Les pelouses calcaires étudiées présentent un meilleur état de conservation sur le site de Romorantin que sur le site de Suippes. De plus, les tendances observées dans la comparaison des modalités sont différentes sur les deux sites, ils seront donc traités séparément (Tableau 44).

Sur le site de Romorantin les pelouses présentes dans les trois modalités d'études ont un état de conservation favorable et similaire, bien qu'en moyenne 50% des placettes d'échantillonnages présentent un état altéré. Les principales altérations sur ce site sont la faible présence d'espèces agropastorales et un fort recouvrement de *Brachypodium rupestre*.

Sur le site de Suippes la note d'état de conservation des pelouses suit le gradient de militarisation. Les pelouses de la zone à activité militaire intense sont dans un état de conservation favorable (71/100) avec 82% des relevés en état favorable, 9% en état altéré et 9% en état dégradé. Sur la zone à activité militaire nulle les pelouses présentent un état de conservation altéré (52/100) avec 20% des placettes d'échantillonnages en état favorable, 60% en état altéré et 20% en état dégradé. Les pelouses de la zone à activité ponctuelle présentent un état de conservation intermédiaire (62/100) aux deux autres avec 55% des placettes en état favorable et 45% en état altéré. Sur ce site, les altérations sont dues à une présence importante d'espèces eutrophiles, un recouvrement des placettes d'échantillonnage supérieur à 20% en espèces ligneuses mais aussi sur la zone à forte activité militaire à un fort recouvrement du *Brachypodium rupestre*.

Les pelouses étudiées qui présentent un état de conservation favorable ont une note globale proche de la limite inférieure de cette catégorie et pour la plupart près de la moitié des relevés effectués présentent un état de conservation de la pelouse altéré. Ce qui signifie qu'un certain nombre d'altérations entrent en jeu limitant ainsi le bon état de conservation.

IV.3.2.2. *Les milieux dunaires*

Sur le site de Gâvres, les dunes grises présentent un meilleur état de conservation que les dunes blanches sur les trois modalités d'études (Tableau 44).

Quelle que soit la modalité étudiée, les dunes blanches présentent un état altéré avec la plus haute note (64/100) pour la zone sans activité militaire et la plus faible note (57/100) pour la zone présentant une activité militaire ponctuelle. Les zones sans activité militaire et avec activité militaire représentent 22% des relevés effectués sur ces zones en état favorable. Sur la zone intermédiaire 100% des relevés étudiés sont en état altéré. Les principales raisons de l'état altéré des dunes blanches dans les trois modalités sont le faible nombre d'espèces indicatrices de l'habitat, accompagné par une strate herbacée qui recouvre moins de 75% du

relevé et d'une largeur de dune comprise entre 20 et 40m. Sur la zone avec une activité ponctuelle, ces critères sont complétés par un recouvrement d'espèces nitrophiles supérieur à 10% de la surface du relevé.

Les dunes grises sont en état favorable sur les trois modalités d'études. Les zones à forte activité et à activité nulle ont une note similaire (72/100) alors que la zone avec une activité ponctuelle présente une meilleure note (77/100). Bien que les notes globales les indiquent en état favorable, les trois modalités présentent un nombre important de relevés en état altéré (Activité nulle = 67% ; Activité ponctuelle = 50 ; Activité intense = 87%). La principale raison qui indique un état altéré des dunes grises est le faible nombre d'espèces indicatrices de l'habitat. Sur la zone à activité ponctuelle, certaines placettes présentent aussi un pourcentage de recouvrement de plus de 10% en espèces nitrophiles.

Tableau 45 Facteurs et critères explicatifs de l'état d'altération des habitats

Habitat	Notes d'état de conservation	Critères indicateurs de l'état altéré	Facteurs indicateurs de l'état altéré pour la modalité militaire
Boisement	Militaire ≈ Civil	- Fonctionnalité - Structure	- Auvours - Faible nombre de strates de la végétation - Faible présence de bois mort sur pied et au sol - Faible présence d'arbres porteurs de micro-habitats - Faible présence de gros et très gros bois vivants - Montmorillon - Faible nombre de strates de la végétation - Faible présence de bois mort sur pied et au sol - Faible présence d'arbres porteurs de micro-habitats - Faible présence de milieux rocheux - Romorantin - Faible présence de bois mort sur pied et au sol - Faible présence de gros et très gros bois vivants - Faible présence d'arbres porteurs de micro-habitats - Faible présence de milieux rocheux
Haies	Militaire > Civil	- Contexte - Structure	- Ourlet enherbé absent ou peu large - Faible développement de la strate lianescente - Faible développement de la strate arbustive basse - Faible largeur
Pelouses	Militaire ≥ Civil	-Composition -Structure	- Suippes - Forte présence d'espèces eutrophiles - Fort recouvrement d'espèces ligneuses - Fort recouvrement de <i>B. rupestre</i> - Romorantin - Faible présence d'espèce agropastorales - Fort recouvrement de <i>B. rupestre</i>
Dunes blanches	Militaire ≈ Civil	- Composition - Structure	- Faible présence d'espèces indicatrices de l'habitat - Faible recouvrement de la strate herbacée - Fort recouvrement d'espèces nitrophiles
Dunes grises	Militaire ≈ Civil	- Composition	- Faible présence d'espèces indicatrices de l'habitat

IV.4. DISCUSSION

- **État de conservation des milieux considérés**

A l'échelle de l'habitat, notre étude indique que leur état de conservation est altéré ou favorable sur tous les sites d'études dans les différentes modalités du gradient de militarisation. Lorsqu'il y a une différence entre les modalités, les habitats qui sont liés aux activités militaires sont en meilleur état de conservation par rapport à la modalité civile (Tableau 45).

Les raisons de l'altération de l'état de conservation concernent sur tous les sites au moins un indicateur de la structure de l'habitat. Sur les milieux ouverts, le deuxième facteur d'altération concerne les indicateurs de la composition de l'habitat alors que sur les milieux boisés, ce sont plutôt des indicateurs de fonctionnalité et de contexte du milieu. La mise en évidence des raisons de ces altérations sur les différents sites peut permettre aux gestionnaires de mettre en place des mesures de gestion complémentaires afin d'améliorer l'état de conservation et le bon fonctionnement des habitats. Elle permet de prioriser les actions à mener et les zones à aménager (Velázquez et al., 2010).

- **Les boisements**

Actuellement en Europe, au sein du réseau Natura 2000, les habitats forestiers présentent la plus forte proportion d'amélioration d'un état de conservation défavorable vers un état favorable (Naumann et al., 2020). Ainsi le bon état écologique de ces habitats peut être indiqué par la présence de bois morts et d'un sous-bois développé qui sont indicateurs de la maturité du boisement (Cateau et al., 2015). Or, dans les boisements étudiés, l'altération de l'habitat sur les terrains militaires provient principalement d'une faible présence de bois mort au sol et sur pied et d'un faible développement des sous-strates forestières. De même, la fonctionnalité de l'habitat n'est pas optimale puisqu'il y a insuffisance d'arbres porteurs de micro-habitats et de milieux ouverts florifères. Ces indicateurs indiquent aussi une complexité de l'habitat avec la présence d'une mosaïque de micro-habitats qui sera favorable à une plus grande diversité des communautés végétales et animales (Ferris & Humphrey, 1999).

Les boisements de feuillus étudiés présentent un meilleur état de conservation que la moyenne européenne et française. En effet, les notes obtenues dans cette étude correspondent à un état défavorable - inadéquate (U1) tandis que le dernier rapport sur l'article 17 de la DHFF sur la période 2013-2018, indique un état défavorable - mauvais (U2) pour les boisements correspondants au code 9190. L'état défavorable est déterminé par un mauvais état des structures et fonctions constituantes des boisements (Article 17 web tool). Les boisements artificiels de résineux ne sont pas définis dans la DHFF et ne font pas l'objet d'évaluation d'état de conservation à l'échelle de l'Europe. Des évaluations de l'expansion de ces boisements ont déjà été effectuées. Elles prennent surtout en compte le caractère sylvicole de cet habitat et peu d'aspects concernant la biodiversité sont rapportés (Mason & Alía, 2000).

▪ Les haies

L'évaluation de l'état de conservation des haies prend en compte la totalité de la structure des haies. Depuis l'ourlet enherbé présent en base de haies aux espèces arborées. La présence et la composition de l'ourlet enherbé sont importantes à prendre en compte puisqu'il a un rôle important dans l'hivernage, la dispersion et l'abri des invertébrés (Maudsley, 2000). Sur les haies militaires étudiées, l'altération de l'habitat est principalement attribuée à un faible développement ou à l'absence d'un ourlet enherbé et du peu de développement des strates lianescente et arbustive basse. Ces deux dernières altérations peuvent être induites par les activités militaires mais aussi par la gestion des habitats alentour. En effet, les haies sont entourées par des pelouses sèches pâturées par des espèces bovines. Les pelouses ne sont pas clôturées et les vaches passent donc d'une pelouse à l'autre en traversant les haies. Schmitz *et al.* (2007) indiquent qu'effectivement, la présence de bétail peut endommager voire éliminer certaines espèces de haies. Enfin, bien que la largeur des haies soit plus importante sur la modalité militaire, elle pourrait l'être davantage pour favoriser la présence d'espèces végétales forestières. En effet, plus les haies sont larges et proches d'un boisement, plus elles vont contenir des espèces forestières et favoriser leur dispersion (Burel, 1996). Même s'ils ne sont pas sensibles à la largeur des haies, mais plutôt à la longueur, une augmentation de la largeur des haies peut favoriser la présence de mammifères. En effet, cette augmentation va favoriser un couvert forestier et une densité des espèces végétales des sous-étages qui sont favorables au déplacement des moyens et grands mammifères (Pelletier-Guittier *et al.*, 2020).

Les haies étudiées ici présentent un état de conservation défavorable - inadéquate (U1). Il est difficile de comparer cet état à l'échelle européenne puisque les estimations de longueur et de densité des haies sont disponibles dans peu de pays européens (Staley *et al.*, 2020). D'après Müller (2013) la France présente le 3ème plus long réseau de haies (50 000 km) à l'échelle européenne derrière l'Irlande et l'Allemagne et *ex-aequo* avec l'Angleterre, mais la qualité des informations qui sont fournies pour définir ces haies sont variables et ne permettent pas de comparaison. La qualité des haies françaises et des paysages bocagers sont tout de même pointés dans certaines études (Staley *et al.*, 2020).

▪ Les pelouses calcaires

Les altérations mises en évidence par la méthode d'évaluation du MNHN sont les mêmes que celles qui sont ressorties dans l'analyse de la structure et de la composition des communautés végétales présentées dans la partie III-3. Ainsi, la forte présence de *Brachypodium rupestre*, qui est une espèce fortement compétitive en pelouse sèche et qui peut induire une homogénéisation du milieu (Bonanomi *et al.*, 2006; Poniowski *et al.*, 2018) est souvent associée à une faible présence d'espèces agropastorales typiques de l'habitat. Une différence apparaît tout de même sur le site de Suippes entre les deux méthodes d'évaluation. Dans la partie III-4, les analyses ont montré la présence marquée d'espèces ligneuses sur les

trois modalités avec une grande hétérogénéité des relevés sur la modalité militaire. Avec la méthode proposée par le MNHN, la forte présence d'espèces ligneuses, et donc une fermeture potentielle du milieu, ressort principalement sur les zones civiles et avec une activité militaire intermédiaire. Ce qui indique dans ce cas que les pelouses subissant une forte activité militaire ne sont pas altérées par un trop fort recouvrement d'espèces ligneuses.

Les pelouses calcaires étudiées sont en meilleur état de conservation en comparaison avec la moyenne européenne et française. En effet, les notes attribuées dans cette étude correspondent à un état favorable (F) ou dans le cas de Suippes, pour les pelouses à faibles ou sans activités militaires, à un état défavorable - inadéquate (U1). A l'échelle française et européenne, les pelouses, correspondant au code Natura 2000 6210, présentent un état de conservation défavorable - mauvais (U2). En France, cette note est estimée à cause d'une faible surface occupée par cet habitat en comparaison avec son aire de distribution potentielle, tandis qu'à l'échelle de l'Europe ce sont surtout les perspectives d'avenir de cet habitat qui posent problème (Article 17 web tool).

▪ Les milieux dunaires

L'état altéré des dunes du champ de tir du Linès à Gâvres, est principalement mis en évidence par une faible proportion d'espèces indicatrices des dunes et par un faible recouvrement de la végétation en dune blanche. La faible proportion d'espèces indicatrices de dunes ne ressort pas dans les analyses effectuées dans la partie III-2. Même si peu d'espèces sont indicatrices des dunes, elles dominent le milieu. En ne prenant en compte que le nombre d'espèces et non leur recouvrement, cette méthode perd une information importante concernant les espèces structurantes de l'habitat. Aussi les dunes blanches européennes sont connues pour être dominées principalement par *Ammophila arenaria* puisque cette espèce est adaptée aux dépôts de sables que subissent régulièrement cet habitat. En effet, les dunes mobiles sont régulièrement soumises au vent qui va venir déposer du sable sur la végétation existante et donc augmenter la surface de sol nu (Maun, 2009). Ainsi, le faible recouvrement végétal observé sur les dunes blanches de Gâvres peut résulter d'une forte pression du vent mais aussi du piétinement

Dans cette étude, les dunes blanches présentent un état de conservation défavorable - inadéquate (U1), tandis que les dunes grises présentent un état favorable (F). Les dunes blanches présentent un état similaire à la moyenne européenne et française concernant l'habitat 2120. A l'échelle de l'Europe et de la France, le caractère défavorable de cet habitat est défini par une faible surface d'occupation et des indices de structures et fonctions insuffisants. Les dunes grises étudiées sont en meilleur état de conservation par rapport à la moyenne européenne et française où elles sont considérées en état défavorable - inadéquat (U1). Les raisons de ce mauvais état de conservation sont les mêmes que pour les dunes blanches.

- **Intérêts et limites des méthodes d'évaluation**

Un écosystème est en bon état de conservation si sa structure, sa composition, ses processus écologiques et sa capacité de réaction aux perturbations sont comprises dans la gamme des caractéristiques de cet écosystème. Les méthodes d'évaluation de l'état de conservation doivent donc prendre en compte au minimum, la structure, la composition et les fonctions de l'habitat pour obtenir un point de vue le plus fidèle de la réalité (Du Bus de Warnaffe & Devillez, 2002). Les méthodes utilisées dans cette étude prennent en compte ces critères mais aussi le contexte de l'habitat. Certains indicateurs peuvent même être utilisés pour définir à la fois la structure et la fonctionnalité de l'habitat (ex : Présence de bois mort et de très gros bois vivants dans les boisements, Recouvrement d'espèces ligneuses sur les pelouses et dunes et le nombre de microhabitats présents dans les haies).

Les méthodes utilisées dans cette étude ont le mérite d'exister et d'intégrer des indicateurs quantitatifs qui permettent une comparaison avec d'autres sites. Elles permettent aussi de mettre en évidence les indicateurs à améliorer et donc les mesures à prioriser pour améliorer l'état de l'habitat (Velázquez et al., 2010). Elles suivent les recommandations de la commission européenne et peuvent donc être utilisées dans le cadre d'analyses à l'échelle nationale. Néanmoins, certains points soulèvent des interrogations.

- Les indicateurs sont principalement basés sur des relevés de végétation. Même si la structure de la végétation, la composition floristique et les fonctionnalités de l'habitat sont en bon état, ces méthodes ne permettent pas de certifier que le cortège faunistique associé à l'habitat est bien présent et donc que l'habitat est fonctionnel.
- Les indicateurs sont bornés ce qui permet d'attribuer facilement une note, mais les seuils utilisés peuvent effacer des différences qui sont mises en évidence par des analyses plus fines.
- De même, la plupart des indicateurs sont relevés à l'échelle de la placette d'échantillonnage mais la note finale est calculée à l'échelle du site. Cette méthode de notation ne permet pas de réaliser des analyses statistiques qui pourraient mettre en évidence des différences et donc une variabilité au sein du site. Une notation globale à l'échelle de la placette permettrait au gestionnaire de centrer les mesures de gestion sur les espaces les moins bien conservés.
- Enfin, ces méthodes ont été créées dans le but d'une utilisation à l'échelle nationale, ce qui permet d'obtenir des méthodes standardisées qui favorisent les comparaisons de site. Le choix des indicateurs a été effectué par des analyses statistiques de tests réalisés sur le terrain. Ces tests ont parfois été mis en place au sein d'une seule région voire sur un seul site. Il y a donc une possibilité que les indicateurs ne soient pas pertinents et applicables dans toutes les régions françaises puisque le territoire couvre un large spectre de climats et plusieurs zones biogéographiques.

Les méthodes utilisées actuellement en France sont faciles d'accès et de mise en pratique. Malheureusement, elles ne permettent toujours pas de comparaison avec les autres pays

européens, puisqu'il n'existe pas de protocole standardisé à l'échelle européenne (Delbosc et al., 2021). Ce type de standard semble difficile à mettre en place au vu de la largeur de l'échelle à couvrir mais serait le plus adapté pour répondre aux besoins et demandes de la commission européenne.

- **Conclusion**

Depuis les années 1990, différentes études mettent en évidence la valeur de conservation des terrains d'entraînements militaires (Doxford & Judd, 2002; Gazenbeek, 2005; Warren et al., 2007). Ces affirmations se basent sur les valeurs potentielles de conservation de ces espaces, mais peu d'études sont fondées sur des bases de données rigoureuses (Bušek & Reif, 2017). La plupart d'entre elles quantifient l'utilisation des terrains militaires par des taxons spécifiques et en déduisent une valeur conservatoire (Zentelis & Lindenmayer, 2015). Depuis les années 2010, le potentiel de conservation des terrains militaires est comparé lors de différentes études, avec le potentiel d'autres aires de protection comme les parcs nationaux et les réserves naturelles. La biodiversité présente sur les zones militaires y est souvent décrite comme plus élevée et mieux conservée que sur les espaces protégés (Harabiš & Dolný, 2018; Reinhardt et al., 2019). Cette étude corrobore ses précédents résultats puisque les habitats présents sur les terrains militaires présentent un état de conservation similaire ou supérieur aux zones Natura 2000 non impactées par la présence de l'armée.

Différents facteurs permettent d'expliquer cette tendance avec un état de conservation plus favorable au sein des terrains d'entraînement. Ainsi, ceux-ci constituent de larges espaces distribués dans plusieurs types d'écosystèmes ce qui favorise la conservation de la biodiversité (Zografou et al., 2017). Les terrains militaires sont des espaces avec un accès limité qui exclut de nombreuses activités humaines telles que l'agriculture intensive, la foresterie, l'urbanisation, l'exploitation minière, etc. (Pearson, 2012; Cizek et al., 2013; Ellwanger & Reiter, 2019). De plus, certains espaces restent naturels puisqu'ils ne sont pas utilisés par les militaires (Cohn, 1996). Cette conservation des milieux se fait de manière passive puisque c'est la présence de l'emprise militaire qui permet le maintien de certains habitats. Mais les armées interviennent aussi activement pour la conservation des habitats. En effet, elles mettent en place dans différents pays des conventions de gestion avec des structures spécialisées et s'intègrent dans des programmes de conservation et d'apports de connaissances (Gazenbeek, 2005). Enfin, les activités d'entraînements peuvent mimer et avoir le même effet que des méthodes de gestion plus traditionnelles (Woinarski & Ash, 2002).

Plusieurs méthodes d'évaluation de l'état de conservation existent en France et permettent de mettre en place des comparaisons inter-sites. Ces méthodes sont optimisables, mais elles permettent déjà un suivi standardisé à l'échelle de la France. Parmi les modifications possibles, la majorité des méthodes d'évaluation se basent sur des relevés exclusivement de végétation. Or, l'étude des arthropodes apporte une complémentarité de réponses et des

réponses fonctionnelles différentes par rapport aux plantes (Pétillon et al., 2014; Hacala et al., 2020). Les méthodes proposées par le MNHN tentent d'inclure les arthropodes dans l'évaluation de certains habitats mais les seuils proposés ne sont pas toujours définis ou adaptés à toutes les régions.

Ainsi, comme on l'a vu, la mise en œuvre des méthodes d'évaluation sur les terrains militaires vient généralement confirmer les tendances et hypothèses posées. Néanmoins les réponses varient selon les sites en fonction des habitats présents mais aussi du cadre de gestion, de l'histoire du site et des partenariats locaux. Afin de répondre à l'objectif de caractérisation du rôle de l'armée dans la conservation de la biodiversité, leur déploiement à un large éventail de sites serait nécessaire. Néanmoins, l'étude menée dans le cadre de cette thèse et présentée dans la partie introductive a également montré que si des données existent sur les sites, elles restent souvent opportunistes ou ciblées sur des taxons spécifiques. Le déploiement ou la généralisation de l'évaluation de l'état de conservation des milieux à l'ensemble des terrains militaires nécessiterait donc un effort important de coordination et de généralisation des méthodes d'acquisition de données et d'évaluation.

Partie V. DISCUSSION GENERALE



L'ensemble des travaux réalisés dans cette thèse ont permis d'avoir une vision globale des effets des activités militaires sur les paysages et les habitats et de la variabilité de ces effets. Les analyses effectuées à l'échelle paysagère, sur la diversité et la composition des habitats ainsi que sur leur état de conservation ne renvoient pas toujours des résultats concordants, néanmoins, couplées à la connaissance des camps et de leur historique, elles permettent de répondre aux questionnements qui ont fondé cette thèse et de décrire un socio-écosystème sans doute plus complexe qu'attendu.

Les terrains d'entraînements militaires revêtent un rôle important dans la conservation de la biodiversité à l'échelle mondiale et leur valeur conservatoire est étudiée dans de nombreux pays (Zentelis et al, 2017; Zografou et al. 2017). Ils présentent une dualité forte entre espaces protégés et fortement perturbés qui leur confère une attention particulière de la part des scientifiques (Caudal & Gallet 2023). Ainsi, ces larges espaces présentent des mosaïques d'habitats qui répondent aux différentes perturbations des entraînements militaires (Hirst, 2000). Ils renferment aussi des populations d'espèces protégées et/ou rares (Kim et al., 2015). L'objectif de cette thèse était de comprendre comment, en France, les terrains militaires interviennent dans la gestion et la conservation d'habitats tempérés en mettant en évidence, dans le cadre du réseau Natura 2000, les spécificités écologiques de ces espaces. Cet objectif a été réalisé en répondant à trois questions de recherches qui correspondent à trois échelles d'analyse et en croisant ces échelles.

- **Comment les emprises militaires, par leur expansion ou régression, la diversité d'activités qui s'y déroulent et les changements d'occupants ont impacté les paysages au cours du temps ?**

Les terrains militaires en France présentent des historiques et des caractéristiques variées. En effet, certains camps ont été créés au 19ème siècle tandis que d'autres datent de la période d'après-guerre de 39-45. Certains terrains militaires ont été installés sur des terres agricoles éloignées de toutes habitations, tandis que d'autres ont été construits sur d'anciennes zones de guerre pour protéger les populations locales face aux risques pyrotechniques. De nombreux terrains d'entraînement ont fait l'objet de changements d'affectations. Ces changements pouvaient se faire au sein de l'armée française ou, en temps de guerre avec des unités étrangères.

De plus, les terrains d'entraînements militaires ne présentent pas tous les mêmes surfaces et ne peuvent donc pas accueillir les mêmes nombres et surfaces d'habitats différents. Par exemple, la base aérienne de Romorantin qui s'étend sur 210 ha ne peut pas accueillir la même biodiversité que le camp de Suippes qui s'étend sur plus de 10 000 ha. Ainsi, le camp de Suippes présente une mosaïque d'habitats beaucoup plus importante avec différents stades de succession de la végétation.

La diversité des trajectoires historiques et des contextes géographiques implique que chaque camp va avoir des spécificités uniques. Néanmoins, plusieurs dynamiques paysagères peuvent tout de même émerger. Sans parler des activités militaires, la simple emprise des terrains d'entraînements permet une protection face aux autres activités humaines (urbanisation, agriculture intensives...) (Cizek et al., 2013; Harabiš & Dolný, 2018; Ellwanger & Reiter, 2019). Cette protection va engendrer une augmentation de la surface des milieux boisés sur les zones qui ne sont pas ou peu utilisées pour les activités militaires (Raška & Kirchner, 2011; Skokanova et al., 2017; Havlíček et al., 2018; Gibbes et al., 2017). Cette situation est bien visible sur les sites étudiés, que ce soit sur l'évolution des surfaces de boisements et sur celles des haies. Cette protection n'a pas seulement permis l'augmentation de ces surfaces, mais surtout le maintien des milieux boisés. En effet, peu de boisements ou haies ont disparu sur les camps, et ceux présents se sont développés au cours du temps. Sur le long terme cette dynamique permet le développement d'écosystèmes matures et le maintien de boisements anciens qui sont des composantes devenues rares au sein des paysages européens, et qu'il est bien évidemment difficile de rétablir (Kuemmerle et al., 2016).

Au contraire, sur les espaces où des entraînements réguliers sont effectués, ceux-ci permettent le maintien de milieux ouverts (Svenningsen et al., 2019 ; Magagula 2016) mais, dans certains cas, ceux-ci peuvent être mis à nu par une trop grande pression d'entraînement. Le gradient de perturbation induit par les activités militaires et les modifications de zones et types d'entraînements maintiennent ainsi un gradient de milieux entre sol nu et boisements denses.

Ainsi, les terrains militaires peuvent être considérés comme une forme de "réserve de fait" face aux activités humaines non militaires. Leur histoire parfois ancienne fait de ces espaces des témoins du développement naturel des végétations et en même temps des témoins des impacts que les perturbations humaines peuvent causer. Ainsi, les paysages militaires en France sont une illustration de l'hypothèse des perturbations hétérogènes énoncée par Warren et al. (2007) qui indique que la biodiversité est maximisée lorsqu'il y a de multiples types, fréquences, sévérités, périodicités (etc.) de perturbations qui interviennent sur un même paysage.

- **Quel est l'impact des emprises militaires sur la structure, les diversités et la composition des différents habitats présents ?**

Les travaux menés ont confirmé que l'emprise, les méthodes de gestion et/ou les activités d'entraînement militaires entraînent des modifications de la structure, de la diversité et richesse et de la composition des habitats étudiés. Ces modifications ont, dans la majorité des cas étudiés, un effet positif sur la biodiversité. En effet, pour le cas des boisements et haies, la structure et les espèces présentes sont des indicateurs d'habitats matures (Cateau et al. 2015). Ces habitats en terrains militaires présentent une plus grande hétérogénéité qu'en

zone civile, qui est représentée par une plus grande proportion de micro-habitats. Cela permet à ces habitats de présenter des niches écologiques variées qui pourront accueillir une grande biodiversité. Sur les milieux ouverts, en revanche, les espèces et la structure des habitats étudiés caractérisent des milieux jeunes voire pionniers (Kustrová, 2013). Sur les terrains militaires, ils présentent des spécificités qui sont liées aux entraînements militaires et qui induisent là aussi une hétérogénéité de micro-habitats. Deux cas ici s'opposent. Sur les dunes les activités militaires ont tendance à augmenter les zones de sols nu et à l'eutrophisation du sol, notamment au niveau des pas de tirs et donc la présence d'espèces rudérales, notamment à proximité immédiate de ces pas de tirs. Sur les pelouses calcaires, les entraînements effectués et la gestion appliquée, sur le camp de Suippes, conduisent à la formation d'un milieu hétérogène constitué de zones ouvertes et de zones avec des fourrés clairsemés. Ici, le milieu est mis en place par ou pour les besoins des entraînements. Dans les deux cas des milieux ouverts, les micro-habitats permettent d'accueillir une biodiversité variée.

De plus, les habitats étudiés présentent une dominance par des espèces qui leur sont typiques. Celles-ci sont adaptées aux contraintes et perturbations naturelles qui définissent ces milieux. Ainsi, en milieux boisés, on observe des espèces végétales et de carabes typiques des boisements matures (Peterken, 1974; Hermy et al., 1999; Valembert, 1995; Jukes et al., 2001). Ces espèces peu compétitrices sont définies par de faibles capacités de dispersion et une adaptation à la faible luminosité et sont de fait généralement exclues des forêts gérées ou déconnectées. En milieux ouverts, les espèces dominantes sont majoritairement adaptées au vent, à la sécheresse et à la salinité pour les dunes, mais aussi au piétinement (Maun, 2009; Brown & McLachlan, 2010). Ces espèces peuvent disparaître lors des processus de succession en l'absence de gestion, de contraintes ou de perturbations.

- **Comment les emprises militaires impactent l'état de conservation des habitats présents ?**

Les habitats étudiés sur les terrains militaires présentent des états de conservation « Favorable » à l'exception des « Dunes mobiles à *Ammophila arenaria subsp. arenaria* des côtes atlantiques » et des haies. Ces deux derniers ont été évalués comme ayant un état défavorable-inadéquat.

Ces évaluations ont permis de mettre en évidence les caractéristiques des habitats qui les différencient d'un état optimum de conservation. Cela peut donner lieu à des préconisations de gestion plus précises, soit en termes d'intervention, ou au contraire de maintien de la libre évolution. Ainsi, la mise en place d'évaluations d'état de conservation des habitats sur les terrains militaires peut permettre au ministère des Armées, qui souhaite avoir une gestion optimale de ses emprises, de cibler des zones et des périodes prioritaires pour la mise en place d'actions. Cette connaissance est importante pour lier les enjeux de conservation de la biodiversité et les enjeux opérationnels des entraînements. En effet, le

caractère opérationnel des terrains militaires prime sur la gestion de l'environnement, mais ces deux initiatives peuvent être réalisées de concert et en toute cohérence.

De plus, ce travail d'évaluation a permis de confirmer le rôle important que tient l'armée dans la conservation d'habitats rares et d'intérêts communautaires. En effet, les notes attribuées à l'échelle des sites militaires sont parfois meilleures que celles évaluées à l'échelle nationale et européenne. Premièrement, ce résultat met en évidence que les perturbations induites par les activités militaires ne compromettent globalement pas le bon état écologique et fonctionnel des habitats sur lesquelles elles ont lieu. Deuxièmement, l'état de conservation défavorable des habitats ciblés à l'échelle de la France et de l'Europe (cas des pelouses et dunes) est lié à la régression des surfaces et donc à la disparition de ces milieux. Leur présence parfois sur de grandes surfaces au sein des terrains militaires est donc un atout important pour la conservation de ces habitats qui ont tendance à se raréfier à l'échelle de l'Europe. Ces régressions sont liées à plusieurs processus anthropiques comme l'urbanisation et l'intensification agricole (Jepsen et al., 2015; Kuemmerle et al., 2016) qui n'ont pas lieu sur les terrains militaires (Quist et al., 2003; Boice, 2007; Cizek et al., 2013; Harabiš & Dolný, 2018; Ellwanger & Reiter, 2019). Deux cas particuliers peuvent être cités parmi les sites d'études.

- Le champ de tir du Linès est actuellement réduit à quelques centaines d'hectares mais lors de la création du champ de tir de Gâvres, il couvrait quasiment toute la côte entre Gâvres et Quiberon. Cette emprise a permis d'éviter l'artificialisation de la zone côtière comme cela s'est produit sur la majorité du pourtour Atlantique. Ainsi, cette présence militaire a maintenu dans un état fonctionnel l'un des plus grand massif dunaire français. Le relais ayant été pris par le Conservatoire du Littoral, ce sont bien l'ensemble des surfaces initialement militaires qui ont été préservées sur le long terme.
- Les camps de Champagne sont ancrés dans un paysage agricole intensif. En vue aérienne, ces larges étendues militaires ressortent comme des poumons verts. En effet, dans une région fortement agricole, les camps de Champagne ont permis de conserver une variété de milieux ouverts semi-naturels et notamment les Savarts. Avant l'installation des cultures pendant l'entre-deux-guerres, les paysages de la Champagne crayeuse étaient définis par cette pelouse steppique. Ainsi, dans ce cas les camps militaires ont permis la conservation de reliquats d'habitats fortement dégradés en France (Durand, 1979). De plus, bien qu'ils n'aient pas été étudiés dans cette thèse, les boisements, qui se font rares dans les paysages alentour, occupent des surfaces de plus en plus grandes sur le camp de Suippes. Bien que leur présence diversifie les niches écologiques de la zone militaire, une attention particulière doit être portée sur ces espaces puisqu'ils ont tendance à s'implanter sur des surfaces de Savart.

- **Quelles spécificités écologiques des terrains militaires ?**

Les trois échelles d'analyses étudiées dans cette thèse ne sont pas indépendantes et permettent de mettre en évidence les spécificités écologiques liées aux terrains d'entraînements militaires. Ces terrains, en France, possèdent des caractéristiques historiques, paysagères et sociales variées. Chaque camp est donc différent des autres, de par ses propres caractéristiques. Ceci rend difficile la généralisation de spécificités écologiques typiques. Malgré cette difficulté, il est important de noter leur rôle dans la préservation d'habitats variés en bon état de conservation. Les mosaïques d'habitats qui sont créées pour et par les activités militaires (Ripley & Leslie, 1997; Pearson, 2012; Smit & Henrico, 2021) permettent ainsi une conservation de la biodiversité et d'habitats d'intérêts communautaire à l'échelle locale et nationale.

La dualité entre effet réserve et fortes perturbations de ces espaces particuliers qui était mise en évidence dans la littérature a pu être confirmée dans cette thèse. En effet, les boisements et haies militaires qui présentent un bon état de conservation et des caractéristiques typiques de boisements anciens, doivent ces caractéristiques à l'effet réserve des terrains militaires. Ces espaces ont pu se développer en quasi libre évolution puisqu'ils sont peu utilisés par les militaires ou alors pour des entraînements impliquant une faible perturbation. Néanmoins, lorsque ces boisements sont gérés dans un but de production, sans spécificité particulière liée au statut militaire (cas particulier d'Auvours), l'effet réserve n'est pas visible et les perturbations trop fortes, diminuent la richesse du milieu.

Parallèlement, l'effet des perturbations induites par les activités militaires permet le maintien de plusieurs habitats dits ouverts. Ces perturbations vont en effet favoriser des milieux et espèces pionniers qui peuvent être rares puisque dépendant, soit d'un niveau de stress soit de perturbations régulières, permettant de contrôler leur évolution. Ainsi, sur un même terrain militaire, les zones perturbées et mises en réserves s'entrelacent et forment des mosaïques d'habitats variés.

UN SOCIO-ECOSYSTEME COMPLEXE – UN ENGAGEMENT A PLUSIEURS ECHELLES

Les travaux réalisés ont donc permis de montrer une diversité d'effets du gradient de militarisation sur la biodiversité, liés aux contextes locaux, tant écologiques, géographiques que liés aux acteurs locaux. Ceci a conduit à faire émerger une question qui n'était pas posée au départ de la thèse mais qui est apparue primordiale : Comment caractériser et décrire ce socio-écosystème qui apparaît plus complexe qu'il ne le semblait aux premiers abords (Figure 29). En effet, alors que ces espaces pourraient être considérés comme "hors du monde", les terrains militaires sont, comme la majorité des milieux dans le monde, des espaces dans lesquels les composantes sociales, économiques, écologiques, politiques, etc. sont étroitement liées (Petrosillo et al., 2015). Ces systèmes où l'homme a une influence plus ou moins importante sur la nature sont définis comme étant des socio-écosystèmes.

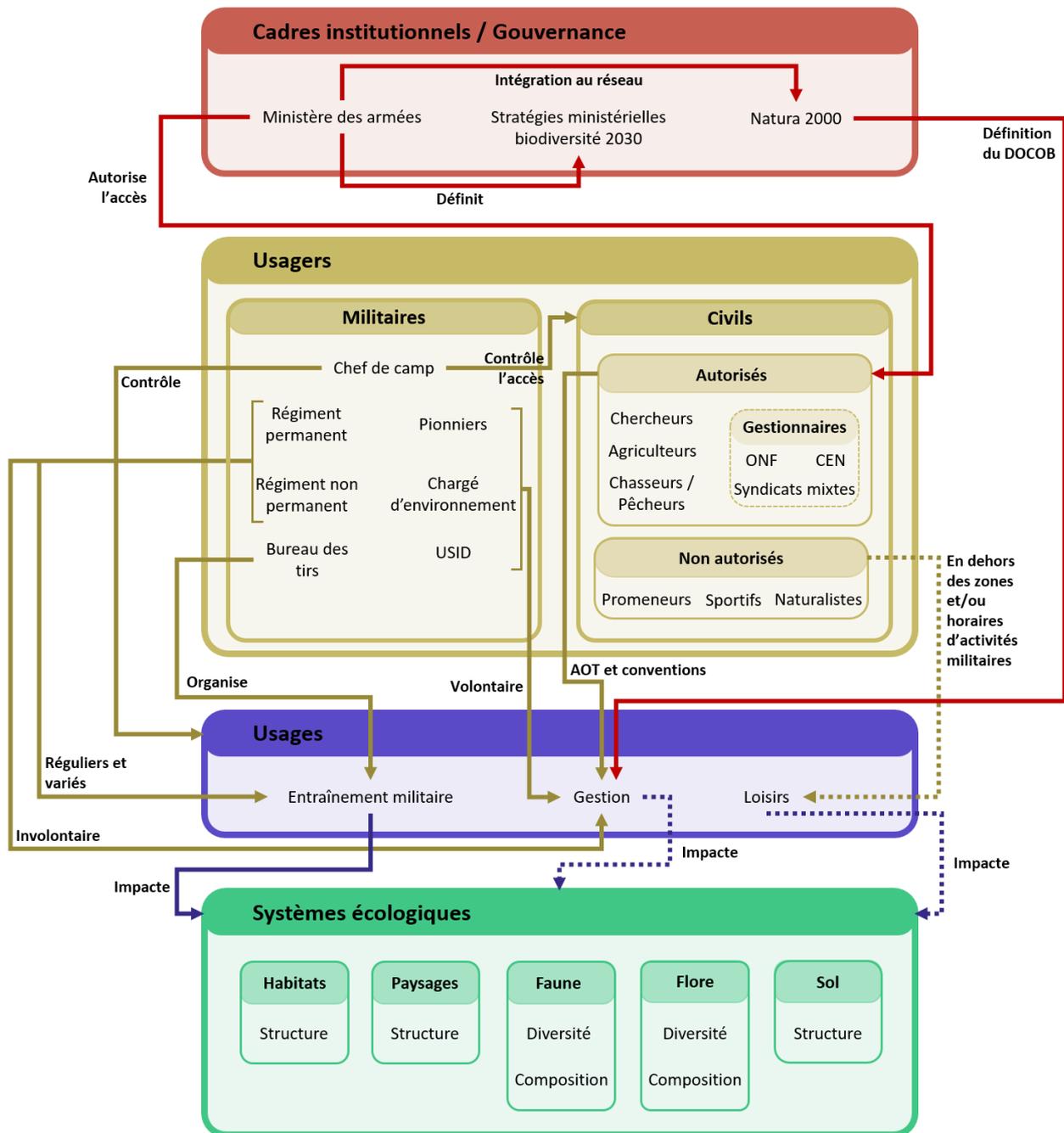


Figure 29 Socio-écosystème des terrains d'entraînements militaires

Il existe plusieurs cadres d'analyses des socio-écosystèmes (Binder et al., 2013), cette étude s'appuie sur celui proposé par Ostrom (2007, 2009). Elle définit ainsi le socio-écosystème comme un système qui s'appuie sur 4 sous-systèmes : le système de ressources, l'unité de ressource, le système de gouvernance et le ou les utilisateurs. Chaque sous-système est composé de variables qui les définissent plus amplement. Enfin, ces sous-systèmes sont liés entre eux par des interactions plus ou moins fortes. Le socio-écosystème général des terrains militaires (Figure 29) est défini par un cadre institutionnel multiple qui implique l'intégration de plusieurs acteurs ayant des usages et des impacts différents sur les systèmes écologiques.

- **Un engagement national**

Les camps sont soumis à plusieurs cadres institutionnels qui vont influencer les systèmes écologiques qui les composent. En France, le ministère des Armées est affectataire de 275 000 ha de terrains, il est ainsi considéré comme le plus grand utilisateur foncier. Ce ministère, conscient de l'ampleur de son emprise territoriale, s'inscrit dans des démarches visant à la gestion et à la protection du patrimoine naturel qu'il utilise. Ainsi, en 2021, il met en place sa « Stratégie ministérielle de préservation de la biodiversité – A l'horizon 2030 » (Ministère des armées, Secrétariat général pour l'administration, 2021). Cette stratégie répond aux objectifs de la SNB 3 (2022-2030) du Ministère de la Transition Écologique. En effet, la SNB 3 a pour but de mobiliser l'ensemble des acteurs et la mise en place de stratégies interministérielles pour préserver la biodiversité en France (Ministère de la Transition Écologique, 2022). Cet engagement ministériel pour la préservation de l'environnement est plus ancien puisque de nombreux terrains militaires ont été intégrés au réseau Natura 2000. En parallèle, le ministère a mis en place dès les années 90 des conventions de gestion avec des partenaires « écologiques » locaux. L'intégration de ces acteurs locaux implique une ouverture de la part du ministère des armées qui ajoute de la complexité au socio-écosystème.

- **Un engagement avec des structures locales**

Le ministère a autorisé l'accès de ces sites interdits au public à certains usagers civils. Ces accès sont réglementés et se font uniquement dans le cadre des conventions signées. Plusieurs types de structures aux statuts divers (public, associatif, etc.) peuvent intervenir sur la gestion des terrains militaires. Les gestionnaires conventionnés tels que l'ONF, les CEN ou des syndicats mixtes peuvent intervenir sur la gestion d'un habitat particulier ou de plusieurs habitats. Ils sont souvent dénommés "partenaires écologiques" dans les instances militaires. Leur convention peut s'appliquer sur la totalité du terrain militaire ou seulement sur une partie. Par exemple, sur le camp d'Auvours, l'ONF est conventionné pour la gestion des milieux boisés. Les autres milieux sont gérés par le CEN Pays de la Loire mais exclusivement à l'intérieur du périmètre Natura 2000. Ceci induit une disparité dans la gestion écologique des milieux, au sein d'un même camp.

Ainsi les gestionnaires ou experts conventionnés vont principalement intervenir sur la gestion des habitats et espèces d'intérêts communautaires définis par les Directives "Habitats" et "Oiseaux". Ils vont mettre en place des suivis et inventaires faunes-flores afin d'évaluer l'état des habitats et populations et ainsi pouvoir, si besoin, alerter l'armée sur la nécessité de mettre en place des mesures de gestion complémentaires. En parallèle de ces conventions, l'armée peut délivrer des Autorisations d'occupation temporaire notamment à des agriculteurs et à des sociétés de chasse et de pêche. Ainsi sur certains camps, des agriculteurs peuvent intervenir par des actions de fauche ou de pâturage pour le maintien des milieux ouverts non utilisés par l'armée. Sur le camp de Montmorillon par exemple, un exploitant agricole valorise les zones de brande matures ce qui permet un rajeunissement du

milieu et empêche sa fermeture. Les sociétés de chasses et de pêches vont avoir non seulement un rôle de gestion de la faune sauvage mais aussi des habitats. En effet, afin de maintenir des conditions correctes pour la chasse, ils peuvent créer des layons de chasse et ainsi participer à la gestion des milieux en cours de fermeture. La gestion mise en place par ces sociétés peut ainsi impacter les systèmes écologiques à l'intérieur des terrains militaires, mais aussi sur les espaces alentour. Par exemple, sur le camp des Garrigues, dans le Gard, une forte problématique autour du sanglier est présente. Trois sociétés de chasses communales interviennent sur ce terrain militaire afin, notamment d'essayer de réguler les populations qui viennent se réfugier dans les zones de fourrés du camp. L'une des sociétés de chasse par manque de moyen humain, matériel et financier, ne peut se permettre d'ouvrir des layons dans les fourrés et donc de chasser sur l'espace qui leur est dédié. Cette impossibilité de chasser amène plusieurs conséquences. Les fourrés qui était régulièrement maintenus accessibles se referment et transitionnent vers un habitat de forêts de chêne vert. Les populations de sangliers peuvent continuer à se développer et peuvent dégrader les milieux ouverts (notamment les champs de tirs) à l'intérieur du camp, mais aussi les cultures alentour (Caudal, 2017).

- **Un engagement local des militaires**

Les structures civiles ne sont pas les seules à intervenir dans la gestion de la biodiversité des terrains militaires. En effet, désormais de nombreux terrains militaires sont dotés de chargés d'environnement, qui sont rattachés à un ou plusieurs camps. Ils peuvent être basés directement sur place ou à l'échelle régionale au sein d'EMZD (dans le cas de l'armée de Terre). La plupart du temps, ils ne sont pas entièrement dédiés à la gestion de la biodiversité et doivent gérer d'autres questions liées à l'environnement (IOTA, ICPE, gestion des déchets, pollution ...). Ces chargés de mission ont pour rôle de superviser ce qui est en lien avec le domaine de l'environnement. Sur le terrain et pour la réalisation de la gestion des zones naturelles mais surtout des espaces d'entraînements, ils peuvent être aidés d'une unité de pionniers ou de l'USID. Ces différents organismes de l'armée vont mettre en place une gestion volontaire. Au contraire, les différentes unités qui viennent s'entraîner sur les camps vont avoir une action de gestion involontaire sur les milieux. En effet, les entraînements militaires, et notamment les entraînements aux tirs et de manœuvre de véhicule lourd, permettent un maintien des milieux ouverts (Hirst, 2000; Anderson et al., 2005). De plus, pour la réalisation d'entraînements les plus réels possibles, les militaires ont besoin sur un même terrain d'entraînement, d'avoir à proximité plusieurs types d'habitats. Ils vont ainsi favoriser le développement de mosaïques d'habitats répondant à leurs besoins opérationnels (Ripley & Leslie, 1997; Pearson, 2012; Smit & Henrico, 2021). Ainsi, les militaires, par le biais de leurs différentes activités, vont favoriser une grande biodiversité sans même en avoir conscience (Le Lay, 2022; Rougeot, 2022).

- **Des composantes non maîtrisées au sein du socio-écosystème**

Une dernière catégorie de personnes peut impacter les systèmes écologiques des terrains militaires. Plusieurs terrains militaires sont utilisés de manière illégale, en dehors des temps d'entraînements par des civils non autorisés à pénétrer sur les camps. La plupart du temps, ces civils sont des habitants des communes alentour. Ils viennent sur les camps, notamment pour s'adonner à leurs loisirs qui peuvent varier entre promenade, course à pied, observations naturalistes, motocross ou même vélo. Le passage de ces personnes pose différents problèmes. En premier lieu, un problème de sécurité peut intervenir selon les sites. En effet, sans connaissance rigoureuse des terrains militaires, ces personnes peuvent se mettre en danger en pénétrant sur des zones présentant des risques pyrotechniques. Dans un second temps, si leur passage devient trop intense localement, leur piétinement peut modifier la végétation (Lemauiel et al., 2003; Gallet et al, 2004) et peut-être impacter l'état de conservation d'habitats d'intérêt communautaire. Puisque leur venue se fait en dehors des horaires d'exercices et donc de présence militaire, l'intensité de cette perturbation peut être dure à estimer et donc les moyens de gestion mis en place pour y répondre ne seront peut-être pas optimaux. Sur le camp des Garrigues, une estimation du nombre d'intrusions sur le camp a été effectuée en 2016 et 2017 à l'aide d'écocompteurs. Cette méthode s'est avérée présenter de nombreux biais à l'échelle des terrains militaires et donc peu fiable pour une estimation proche de la réalité (Caudal, 2017).

- **Perspectives et implications pour le life Naturamy**

Le socio-écosystème "camp d'entraînement militaire" est complexe par la multitude d'enjeux, d'usagers et d'usages qu'il implique et impacte directement ou indirectement la biodiversité. Les différents types d'entraînements réalisés par les militaires, les actions de gestion et les loisirs non autorisés vont tous avoir des impacts plus ou moins définis sur le sol, les habitats, la faune et la flore de ces espaces particuliers. Ce socio-écosystème est impacté par des usages qui ne sont pas toujours adaptés pour maximiser ou maintenir la biodiversité, notamment les modes de gestion et les intrusions civiles. En dehors de ces problématiques, l'effet de conservation apporté par le statut et les activités militaires de ces espaces, semble plus important que le niveau de perturbation qu'il induit. En effet, aucun habitat étudié dans cette thèse ne présente un mauvais état de conservation malgré parfois la forte intensité d'exercices sur certaines zones d'étude.

L'objectif de cette étude dans le cadre du Life est de mettre en évidence les spécificités des terrains militaires afin d'aider notamment au développement de différents documents standardisés pour aider à la gestion des terrains militaires. Ces questions de standardisations sont développées dans d'autres actions du Life, mais au vu des résultats de cette thèse, plusieurs problématiques peuvent être mises en évidence :

- La standardisation des conventions de gestion avec des structures extérieures peut permettre de faciliter les prises de contacts et le développement de partenariat avec des structures gestionnaires. Cette standardisation apporterait un modèle pour le site ne possédant pas encore de partenariat. Ces conventions doivent prendre en compte les zones d'interventions (sites Natura 2000, habitat particulier ...) et les conditions d'accès à ces zones qui peuvent impacter les types d'actions menées par les partenaires.
- La standardisation de méthodes et de protocoles de collectes de données en lien avec les contraintes spécifiques aux terrains militaires serait un atout pour la connaissance de la biodiversité en terrain militaire. Cette standardisation peut s'appuyer sur les protocoles déjà existants en les adaptant aux contraintes d'accès spatio-temporelles et aux contraintes de sécurité.
- En lien avec la standardisation de protocoles, une base de données naturalistes spécifique aux emprises militaires peut permettre de stocker au sein du ministère toutes les données existantes. Cette base de données interne permet de prendre en compte les contraintes de secret défense de certains terrains militaires en floutant si besoin le point GPS précis de l'observation. Deux raisons peuvent être mises en avant :
 - La divulgation du point GPS peut indiquer la position géographique d'un terrain militaire qui n'est pas présent sur les cartes IGN
 - La divulgation du point GPS d'une espèce d'intérêt, rare ou charismatique, peut induire un afflux de naturalistes curieux qui s'introduiraient de manière illégale sur site.

La caractérisation de ce socio-écosystème peut aussi aider à améliorer l'effet conservation et les actions du MINARM pour la biodiversité en s'appuyant sur un schéma complet des usages et usagers des terrains militaires. De plus, l'un des objectifs du Life est de mettre en évidence le rôle de l'armée en tant que gestionnaire et d'affirmer ce rôle en menant de nouvelles actions de gestion et d'acquisition de connaissances. Ce socio-écosystème met en évidence l'implication déjà existante du MINARM dans la conservation de la biodiversité, avec la mise en place de nombreux partenariats écologiques et l'acquisition en interne de compétence en matière d'écologie. En effet, des postes de chargés d'environnements existent désormais à plusieurs échelles dans la chaîne de commandement, depuis le ministère des armées jusqu'à l'échelle locale des camps. Ils s'entourent désormais d'experts qui peuvent les conseiller ou réaliser pour eux des travaux d'ingénieries écologiques lorsque nécessaire.

CONCLUSION GENERALE

Le travail réalisé dans le cadre de cette thèse a deux objectifs : répondre aux attentes du “Life Naturarmy” et apporter des connaissances nouvelles sur la biodiversité en contexte militaire et sur les interactions entre activités humaines et biodiversité. Le cadre implique de prendre en compte le contexte lié au statut de site “Natura 2000” et d’apporter également des éléments sur les impacts de l’intégration au réseau, même si cela n’a pas été un point central.

Les résultats ont conforté l’hypothèse du rôle des terrains militaires en termes de conservation de la biodiversité et peut amener à la considérer comme des espaces protégés assimilables au niveau IV de la typologie de l’IUCN. La combinaison d’un effet réserve et de niveaux de perturbation hétérogènes constitue un équilibre favorable à l’expression des potentialités écologiques des territoires. Néanmoins les contextes locaux, l’histoire des sites, les acteurs impliqués (militaires et/ou civils) vont moduler cet effet et parfois contrecarrer cette potentialité. La connaissance du socio-écosystème propre à chaque site est donc primordial dans une optique d’optimisation des actions en faveur de la biodiversité, même si celles-ci restent inféodées aux enjeux et besoins liés au déroulement des entraînements qui sont l’affectation première des camps.

La connaissance de la biodiversité sur les terrains militaires et donc la quantification de leur valeur conservatoire nécessite de renforcer et mieux coordonner l’effort d’acquisition de données. Ceci passe par le développement d’un réseau d’observations autour des acteurs locaux et nationaux impliquant les structures déjà “partenaires écologiques” du ministère (CEN, MNHN) mais en l’élargissant à d’autres structures expertes (Conservatoires botaniques, équipes de recherches locales...). Il ne s’agit pas simplement d’ouvrir les portes des camps mais de créer de véritables partenariats autour de questions communes et répondant à des problématiques auxquelles sont confrontés les responsables de camps. La mise en œuvre de cette thèse peut constituer un modèle qui peut être adapté à une échelle locale. Au vu des contraintes d’accès et de la spécificité des milieux liés au contexte biogéographique doit conduire à rechercher des partenaires locaux ou du moins régionaux, comme c’est le cas avec les CEN.

Ces partenariats techniques et scientifiques doivent aussi permettre d’exploiter le potentiel des camps militaires comme sites potentiels d’acquisition de données pour la compréhension du fonctionnement des écosystèmes. La connaissance de leur histoire, du niveau de perturbation et des actions de gestion peut en faire de véritables “laboratoires à ciel ouvert”. Ce potentiel est particulièrement important pour les camps les plus anciens souvent plus anciens que les plus anciennes réserves dans lesquels peuvent être observés des écosystèmes matures et qui constituent des témoins de ce que peut induire un processus de libre évolution qui sont aujourd’hui au cœur des débats sur les politiques et des actions de conservation.

REFERENCES

- Abadie J. 2018. *Ecologie historique des forêts méditerranéennes: déterminants du changement du couvert forestier et effets des usages passés sur les sols et la flore actuels*. Aix-Marseille, .
- des Abbayes H., Claustres G., Corillion R., Dupont P. 1971. *Flore Et vegetation du Massif Armoricaïn, Tome 1: La flore vasculaire*. PUB St Briec.
- Acosta A., Blasi C., Stanisci A. 2000. Spatial connectivity and boundary patterns in coastal dune vegetation in the Circeo National Park, Central Italy. *Journal of Vegetation Science* 11: 149–154.
- Acosta A. T. R., Jucker T., Prisco I., Santoro R. 2013. Passive Recovery of Mediterranean Coastal Dunes Following Limitations to Human Trampling. In: Martínez M. L., Gallego-Fernández J. B., Hesp P. A. (eds). *Restoration of Coastal Dunes*. Springer, pp. 187–198.
- Akeroyd J. R. 2017. Sea Kale harvesting by forager at dungeness.
- Alday J. G., Martínez-Ruiz C., Marrs R. H., Bravo F. 2010. Influence of harvesting intensity on the floristic composition of natural Mediterranean maritime pine forest. *Acta Oecologica* 36: 349–356.
- Althoff D. P., Rivers J. W., Pontius J. S., Gipson P. S., Woodford P. B. 2004. A comprehensive approach to identifying monitoring priorities of small landbirds on military installations. *Environmental Management* 34: 887–902.
- Andersen U. V. 1995. Resistance of Danish coastal vegetation types to human trampling. *Biological Conservation* 71: 223–230.
- Anderson A. B., Palazzo A. J., Ayers P. D., Fehmi J. S., Shoop S. A., Sullivan P. M. 2005. Assessing the impacts of military vehicle traffic on natural areas. Introduction to the special issue and review of the relevant military vehicle impact literature. 42: 143–158.
- Anderson J. R. 1976. *A Land Use and Land Cover Classification System for Use with Remote Sensor Data*. U.S. Government Printing Office.
- Angelini P., Chiarucci A., Nascimbene J., Cerabolini B. E., Dalle Fratte M., Casella L. 2018. Plant assemblages and conservation status of habitats of Community interest (Directive 92/43/EEC): definitions and concepts. *Ecological Questions* 29: 87–97.
- Angiolini C., Foggi B., Sarmati S., Gabellini A., Gennai M., Castagnini P., Mugnai M., Viciani D., Fanfarillo E., Maccherini S. 2021. Assessing the conservation status of EU forest habitats: The case of *Quercus suber* woodlands. *Forest Ecology and Management* 496: 119432.
- Angiolini C., Viciani D., Bonari G., Lastrucci L. 2017. Habitat conservation prioritization: A floristic approach applied to a Mediterranean wetland network. *Plant Biosystems-An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology* 151: 598–612.

-
- Arimoro O. A. S., Lacerda A. C. R., Tomas W. M., Astete S., Roig H. L., Marinho-Filho J. 2017. Artillery for Conservation: The Case of the Mammals Protected by the Formosa Military Training Area, Brazil. *Tropical Conservation Science* 10: 1940082917727654.
- Arimoro O. A. S., Lacerda A. C. R., Tomas W. M., Astete S., Roig H. L., Marinho-Filho J. 2020. Artillery for Conservation: The Case of the Mammals Protected by the Formosa Military Training Area, Brazil. *trcs* 10.
- Article 17 web tool. Available at: <https://nature-art17.eionet.europa.eu/article17/>.
- Article L217-2. 2020. Code de l'environnement - Légifrance.
- Article L517-1. 2000. Code de l'environnement - Légifrance.
- Article R414-11. 2006. Code de l'environnement - Legifrance.
- Atjay G. L. 1979. The Global Carbon Cycle, SCOPE Report 13, eds Bolin B, Degens ET, Kempe S, Ketner P.
- Aunins A., Avotins A. 2018. Impact of military activities on bird species considered to benefit from disturbances: an example from an active military training area in Latvia. *Ornis Fennica* 95.
- Bagaeen S. G. 2006. Redeveloping former military sites: Competitiveness, urban sustainability and public participation. *Cities* 23: 339–352.
- Barbut L., Muhlberger S., Poinot C., Vial I. 2020. Bilan pour l'action de la stratégie nationale pour la biodiversité 2011-2020 : Synthèse de l'évaluation.
- Bargmann T., Heegaard E., Hatteland B. A., Chipperfield J. D., Grytnes J. 2016. Species trait selection along a prescribed fire chronosequence. *Insect Conserv Diversity* 9: 446–455.
- Barron D. G., Brawn J. D., Butler L. K., Romero L. M., Weatherhead P. J. 2012. Effects of military activity on breeding birds. *The Journal of Wildlife Management* 76: 911–918.
- Baselga A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19: 134–143.
- Baselga A. 2017. Partitioning abundance-based multiple-site dissimilarity into components: balanced variation in abundance and abundance gradients. *Methods in Ecology and Evolution* 8: 799–808.
- Battisti C., Poeta G., Fanelli G. 2016. *An Introduction to Disturbance Ecology: A Road Map for Wildlife Management and Conservation*. Springer International Publishing.
- Baudry J., Bunce R. G. H., Burel F. 2000. Hedgerows: An international perspective on their origin, function and management. *Journal of Environmental Management* 60: 7–22.

- Bengtsson J., Bullock J. M., Egoh B., Everson C., Everson T., O'Connor T., O'Farrell P. J., Smith H. G., Lindborg R. 2019. Grasslands—more important for ecosystem services than you might think. *Ecosphere* 10: e02582.
- Bensettiti F., Bioret F., Roland J., Lacoste J. P. 2004. Cahiers d'habitats Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 2-Habitats côtiers. Documentation française.
- Bensettiti F., Bouillet V., Chavaudret-Laborie C., Deniaud J. 2005. Cahiers d'habitats Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 4-Habitats agropastoraux. La documentation Française 2: 227–229.
- Bensettiti F., Rameau J. C., Chevallier H. 2001. Cahiers d'habitats Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 1-Habitats forestiers.
- Bilde T., Axelsen Jo. A., Toft So. 2000. The value of Collembola from agricultural soils as food for a generalist predator. *J Appl Ecology* 37: 672–683.
- Biondini M., Kandus P. 2006. Transition matrix analysis of land-cover change in the accretion area of the Lower Delta of the Paraná River (Argentina) reveals two succession pathways. *Wetlands* 26: 981–991.
- Bohan D. A., Boursault A., Brooks D. R., Petit S. 2011. National-scale regulation of the weed seedbank by carabid predators: Carabid seed predation. *Journal of Applied Ecology* 48: 888–898.
- Boice L. P. 2007. Defense and conservation: compatible missions. *Endangered Species Update* 24: S19–S19.
- Bonanomi G., Caporaso S., Allegrezza M. 2006. Short-term effects of nitrogen enrichment, litter removal and cutting on a Mediterranean grassland. *Acta Oecologica* 30: 419–425.
- Bonte D., Hoffmann M. 2005. Are coastal dune management actions for biodiversity restoration and conservation underpinned by internationally published research? 165–178.
- Boteva D., Griffiths G., Dimopoulos P. 2004. Evaluation and mapping of the conservation significance of habitats using GIS: An example from Crete, Greece. *Journal for Nature Conservation* 12: 237–250.
- Bowles J. M., Maun M. A. 1982. A study of the effects of trampling on the vegetation of Lake Huron sand dunes at Pinery Provincial Park. *Biological Conservation* 24: 273–283.
- Brown A. C., McLachlan A. 2002. Sandy shore ecosystems and the threats facing them: some predictions for the year 2025. *Environmental Conservation* 29: 62–77.
- Brown A. C., McLachlan A. 2010. *The ecology of sandy shores*. Elsevier.

- Brunbjerg A. K., Borchsenius F., Eiserhardt W. L., Ejrnæs R., Svenning J.-C. 2012. Disturbance drives phylogenetic community structure in coastal dune vegetation. *Journal of Vegetation Science* 23: 1082–1094.
- Buord S., Renaud J.-C., Couderc H., Vaillant C.-L. 2002. Originalités du patrimoine botanique de l'arc dunaire Gâvres-Quiberon et perspectives de préservation de cet espace naturel remarquable. *Actes des congrès nationaux des sociétés historiques et scientifiques* 124: 31–45.
- Burel F. 1996. Hedgerows and Their Role in Agricultural Landscapes. *Critical Reviews in Plant Sciences* 15: 169–190.
- Burel F., Baudry J. 1995. Social, aesthetic and ecological aspects of hedgerows in rural landscapes as a framework for greenways. *Landscape and Urban Planning* 33: 327–340.
- Bušek O., Reif J. 2017. The potential of military training areas for bird conservation in a central European landscape. *AcO* 84: 34–40.
- Cadotte M. W., Carscadden K., Mirotnick N. 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services: Functional diversity in ecology and conservation. *Journal of Applied Ecology* 48: 1079–1087.
- Cakan H., Karataş Ç. 2006. Interactions between mycorrhizal colonization and plant life forms along the successional gradient of coastal sand dunes in the eastern Mediterranean, Turkey. *Ecological Research* 21: 301–310.
- Campos M. T., Nepstad D. C. 2006. Smallholders, The Amazon's New Conservationists. *Conservation Biology* 20: 1553–1556.
- Cantarello E., Newton A. C. 2008. Identifying cost-effective indicators to assess the conservation status of forested habitats in Natura 2000 sites. *Forest Ecology and Management* 256: 815–826.
- Carboni M., Carranza M. L., Acosta A. 2009. Assessing conservation status on coastal dunes: A multiscale approach. *Landscape and Urban Planning* 91: 17–25.
- Cardarelli E., Bogliani G. 2014. Effects of grass management intensity on ground beetle assemblages in rice field banks. *Agriculture, ecosystems & environment* 195: 120–126.
- Cateau E., Larrieu L., Vallauri D., Savoie J.-M., Touroult J., Brustel H. 2015. Ancienneté et maturité : deux qualités complémentaires d'un écosystème forestier. *Comptes Rendus Biologies* 338: 58–73.
- Caudal P. 2017. Evaluation de mesures de gestion mises en oeuvre dans le camp militaire des Garrigues dans le projet Life Défense Nature 2 Mil. 47.
- Caudal P., Gallet S. 2023. Khaki conservation: a review of the effects on biodiversity of worldwide Military Training Areas. *Environ. Rev.*

- Chao A., Gotelli N. J., Hsieh T. C., Sander E. L., Ma K. H., Colwell R. K., Ellison A. M. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs* 84: 45–67.
- Chao A., Henderson P. A., Chiu C., Moyes F., Hu K., Dornelas M., Magurran A. E. 2021. Measuring temporal change in alpha diversity: A framework integrating taxonomic, phylogenetic and functional diversity and the iNEXT.3D standardization. *Methods Ecol Evol* 12: 1926–1940.
- Chiaradia M. 2021. État des lieux des dunes domaniales.
- Christensen N. L. 1989. Landscape history and ecological change. *Journal of Forest History* 33: 116–125.
- Ciccarelli D. 2014. Mediterranean coastal sand dune vegetation: influence of natural and anthropogenic factors. *Environmental management* 54: 194–204.
- Cizek O., Vrba P., Benes J., Hrazsky Z., Koptik J., Kucera T., Marhoul P., Zamecnik J., Konvicka M. 2013. Conservation Potential of Abandoned Military Areas Matches That of Established Reserves: Plants and Butterflies in the Czech Republic. *PLOS ONE* 8: e53124.
- Closset-Kopp D., Gallet-Moron É., Buridant J., Lenoir J. R. M. H., Decocq G. 2017. Un cas de forêt linéaire ancienne dans les paysages ruraux: de la difficile reconnaissance des haies anciennes à l'étude de leur diversité végétale. *Revue forestière française* 69: 441–454.
- Closset-Kopp D., Wasof S., Decocq G. 2016. Using process-based indicator species to evaluate ecological corridors in fragmented landscapes. *Biological Conservation* 201: 152–159.
- Coad L., Burgess N. D., Bomhard B., Besançon C. 2009. Progress towards the Convention on Biological Diversity's 2010 and 2012 targets for protected area coverage. *Parks: The International Journal for Protected Area Managers* 17: 35–72.
- Coates P., Cole T., Dudley M., Pearson C. 2011. Defending Nation, Defending Nature? Militarized Landscapes and Military Environmentalism in Britain, France, and the United States. *Enviro Hist Durh N C* 16: 456–491.
- Coffey B., Damiens F. L. P., Hysing E., Torabi N. 2023. Assessing biodiversity policy designs in Australia, France and Sweden. Comparative lessons for transformative governance of biodiversity? *Journal of Environmental Policy & Planning* 25: 287–300.
- Cohn J. P. 1996. New defenders of wildlife. *Bioscience* 46: 11–14.
- Commission Européenne. 2013. Interpretation manual of European Union Habitats - EUR28.
- Connell J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs: high diversity of trees and corals is maintained only in a nonequilibrium state. *Science* 199: 1302–1310.

- Conservatoire d'Espaces Naturels Rhône-Alpes. 2018. Layman's report - Life Defense Nature 2mil 2012-2017. 7.
- Corvol A., Amat J.-P. 1995. Forêt et guerre. Editions L'Harmattan.
- Council of Europe. 1992. Directive 92/43/CEE du Conseil du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages.
- Crompton G., Sheail J. 1975. The historical ecology of lakenheat warren in suffolk, England: A case study. *Biological Conservation* 8: 299–313.
- Dale V. H., Beyeler S. C., Jackson B. 2002. Understory vegetation indicators of anthropogenic disturbance in longleaf pine forests at Fort Benning, Georgia, USA. *Ecological Indicators* 1: 155–170.
- D'Amato A. W., Orwig D. A., Foster D. R. 2009. Understory vegetation in old-growth and second-growth *Tsuga canadensis* forests in western Massachusetts. *Forest Ecology and Management* 257: 1043–1052.
- Davis M., Gerdes H. 2015. State of Nature in the EU (2007–2012). EEA Technical report.
- De Cáceres M., Jansen F., Dell N. 2012. Indicspecies-package. Functions to assess the strength and significance of relationships of species site group associations. Version 1.
- De Cáceres M., Legendre P. 2009. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology* 90: 3566–3574.
- De Cáceres M., Legendre P., Moretti M. 2010. Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos* 119: 1674–1684.
- De Coster G., Banks-Leite C., Metzger J. P. 2015. Atlantic forest bird communities provide different but not fewer functions after habitat loss. *Proc. R. Soc. B.* 282: 20142844.
- De Koning P. C. 1992. A Sustainable Relation between the Environment and the Armed Forces.
- Decocq G., Aubert M., Dupont F., Alard D., Saguez R., Wattez-Franger A., Foucault B. D., Delelis-Dusollier A., Bardat J. 2004. Plant diversity in a managed temperate deciduous forest: understory response to two silvicultural systems. *Journal of Applied Ecology* 41: 1065–1079.
- Deevey E. S. 1969. Coaxing History to Conduct Experiments. *BioScience* 19: 40–43.
- Defeo O., McLachlan A., Schoeman D. S., Schlacher T. A., Dugan J., Jones A., Lastra M., Scapini F. 2009. Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 81: 1–12.
- Dehling D. M., Dehling J. M. 2023. Elevated alpha diversity in disturbed sites obscures regional decline and homogenization of amphibian taxonomic, functional and phylogenetic diversity. *Sci Rep* 13: 1710.

- Delaney D. K., Pater L. L., Carlile L. D., Spadgenske E. W., Beaty T. A., Melton R. H. 2011. Response of red-cockaded woodpeckers to military training operations. *Wildlife Monographs* 177: 1–38.
- Delassus L., Magnanon S., Colasse V., Glemarec E., Guitton H., Laurent E., Thomassin G. 2014. Classification physionomique et phytosociologique des végétations de Basse-Normandie, Bretagne et Pays de la Loire. Conservatoire botanique national de Brest.
- Delbosc P., Lagrange I., Rozo C., Bensettiti F., Bouzillé J.-B., Evans D., Lalanne A., Rapinel S., Bioret F. 2021. Assessing the conservation status of coastal habitats under Article 17 of the EU Habitats Directive. *Biological Conservation* 254: 108935.
- Delgado-Artés R., Garófano-Gómez V., Oliver-Villanueva J.-V., Rojas-Briales E. 2022. Land use/cover change analysis in the Mediterranean region: A regional case study of forest evolution in Castelló (Spain) over 50 years. *Land Use Policy* 114: 105967.
- Delgado-Fernandez I., O’Keeffe N., Davidson-Arnott R. G. 2019. Natural and human controls on dune vegetation cover and disturbance. *Science of the Total Environment* 672: 643–656.
- Demarais S., Tazik D. J., Guertin P. J., Jorgensen E. E. 1999. Disturbance associated with military exercises. *Ecosystems of Disturbed Ground*. Elsevier, pp. 385–396.
- Diaz S., Settele J., Brondizio E. S., Ngo H. T., Guèze M., Agard J., Arneeth A., Balvanera P., Brauman K. A., Butchart S. H. M., Chan K. M. A., Garibaldi L. A., Ichii K., Liu J., Subramanian S. M., Migdley G. F., Miloslavich P., Molnar Z., Obura D., Pfaff A., Polasky S., Purvis A., Razzaque J., Reyers B., Roy Chowdhury R., Shin Y. J., Visseren-Hamakers I. J., Willis K. J., Zayas C. N. 2019. IPBES (2019): Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. 56.
- Dimitrakopoulos P., Memtsas D., Troumbis A. 2004. Questioning the effectiveness of the NATURA 2000 Special Areas of Conservation strategy: the case of Crete. *Global Ecology and Biogeography* 13: 199–207.
- Dimopoulos P., Bergmeier E., Fischer P. 2006. Natura 2000 habitat types of Greece evaluated in the light of distribution, threat and responsibility.
- Dobony C. A., Rainbolt R. E. 2008. American Woodcock on Fort Drum Military Installation, New York. *Wetlands* 15: 241–248.
- Doxford D., Judd A. 2002. Army Training: The Environmental Gains Resulting from the Adoption of Alternatives to Traditional Training Methods. *Journal of Environmental Planning and Management* 45: 245–265.
- DPMA. 2019. Mission pour la réalisation et la valorisation des actifs immobiliers (MRAI) Rapport d’activité 2019-2021.

- Drag L., Hauck D., Pokluda P., Zimmermann K., Cizek L. 2011. Demography and Dispersal Ability of a Threatened Saproxyllic Beetle: A Mark-Recapture. *Plos one* 6: e21345.
- Druckenbrod D. L., Dale V. H. 2012. Experimental response of understory plants to mechanized disturbance in an oak-pine forest. *Ecological Indicators* 15: 181–187.
- Du Bus de Warnaffe G. du B., Devillez F. 2002. Quantifier la valeur écologique des milieux pour intégrer la conservation de la nature dans l'aménagement des forêts: une démarche multicritères. *Annals of forest science* 59: 369–387.
- Dudley N. 2008. Guidelines for applying protected area management categories. IUCN.
- Dufour J. 1983. Les reboisements en pins près du Mans (Reafforestations with pine-trees near from Le Mans). *Bulletin de l'Association de Géographes Français* 60: 195–203.
- Dufrêne M., Legendre P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345–366.
- Ellenberg H., Weber H. E., Dull R., Wirth V., Werner W., Paulißen D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Vol. 18.
- Ellwanger G., Reiter K. 2019. Nature conservation on decommissioned military training areas – German approaches and experiences. *Journal for nature conservation* 49: 1–8.
- Ernst W. H. O. 2003. Chapter 12 The use of higher plants as bioindicators. In: Markert B. A., Breure A. M., Zechmeister H. G. (eds). *Trace Metals and other Contaminants in the Environment*. Elsevier, pp. 423–463.
- European Commission DG Environment. 2008. Natura 2000 standard data form - Explanatory notes.
- European Environment Agency. 2016. Reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory Notes and Guidelines for the Period 2013–2018. 1–188.
- Evans D., Arvela M. 2011. Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats Directive. Explanatory Notes & Guidelines for the period 2007–2012. European Commission, Brussels.
- Everard M., Jones L., Watts B. 2010. Have we neglected the societal importance of sand dunes? An ecosystem services perspective. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 20: 476–487.
- Farris E., Pisanu S., Ceccherelli G., Filigheddu R. 2013. Human trampling effects on Mediterranean coastal dune plants. *Plant Biosystems-an International Journal Dealing with All Aspects of Plant Biology* 147: 1043–1051.
- Feola S., Carranza M. L., Schaminée J. H. J., Janssen J. A. M., Acosta A. T. R. 2011. EU habitats of interest: an insight into Atlantic and Mediterranean beach and foredunes. *Biodivers Conserv* 20: 1457–1468.

- Ferris R., Humphrey J. W. 1999. A review of potential biodiversity indicators for application in British forests. *Forestry* 72: 313–328.
- Ferster B., Vulinec K. 2010. Population size and conservation of the last eastern remnants of the regal fritillary, *Speyeria idalia* (Drury)[Lepidoptera, Nymphalidae]; implications for temperate grassland restoration. *Journal of Insect Conservation* 14: 31–42.
- Fish A. C., Moorman C. E., Schillaci J. M., DePerno C. S. 2019. Influence of military training on breeding ecology of Bachman's sparrow. *The Journal of Wildlife Management* 83: 72–79.
- Fisher P., Comber A. J., Wadsworth R. 2005. Land use and land cover: contradiction or complement. *Re-presenting GIS* 85: 98.
- Flynn D. F. B., Mirotnick N., Jain M., Palmer M. I., Naeem S. 2011. Functional and phylogenetic diversity as predictors of biodiversity–ecosystem-function relationships. *Ecology* 92: 1573–1581.
- Fohringer C., Rosqvist G., Inga N., Singh N. J. 2021. Reindeer husbandry in peril?—How extractive industries exert multiple pressures on an Arctic pastoral ecosystem. *People and Nature* 3: 872–886.
- Foster D. R. 2001. Conservation lessons & challenges from ecological history. *Forest History Society*.
- Foster D., Swanson F., Aber J., Burke I., Brokaw N., Tilman D., Knapp A. 2003. The Importance of Land-Use Legacies to Ecology and Conservation. *BioScience* 53: 77–88.
- Fournier E., Loreau M. 2001. Respective roles of recent hedges and forest patch remnants in the maintenance of ground-beetle (Coleoptera: Carabidae) diversity in an agricultural landscape. *Landscape Ecology* 16: 17–32.
- Fuentes-Montemayor E., Park K. J., Cordts K., Watts K. 2022. The long-term development of temperate woodland creation sites: from tree saplings to mature woodlands. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 95: 28–37.
- Fusser M. S., Pfister S. C., Entling M. H., Schirmel J. 2016. Effects of landscape composition on carabids and slugs in herbaceous and woody field margins. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 226: 79–87.
- Gallet S., Bioret F., Hérou A. 2009. Quelles méthodes pour le suivi et l'évaluation des opérations de restauration écologique? Exemple de la Côte Sauvage de Quiberon. *Sciences Eaux & Territoires* 73–81.
- Gallet S., Sawtschuk J. 2014. Restoration dynamics evaluation by vegetation mapping and transition matrix modelling: analysis of 20 yr of restoration and management at the megalithic site of Carnac (Brittany, France). *Applied vegetation science* 17: 225–235.
- van Gasteren H., Krijgsveld K. L., Klauke N., Leshem Y., Metz I. C., Skakuj M., Sorbi S., Schekler I., Shamoun-Baranes J. 2019. Aeroecology meets aviation safety: early warning

- systems in Europe and the Middle East prevent collisions between birds and aircraft. *Ecography* 42: 899–911.
- Gazenbeek A. 2005. LIFE, Natura 2000 and the military. European Commission, Environment Directorate General, Brussels, Belgium.
- Géhu J.-M., Géhu J. 1969. Les associations végétales des dunes mobiles et des bordures de plages de la côte atlantique française. *Vegetatio* 18: 122–166.
- Geldmann J., Barnes M., Coad L., Craigie I. D., Hockings M., Burgess N. D. 2013. Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. *Biological Conservation* 161: 230–238.
- Gerlach J., Samways M., Pryke J. 2013. Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. *J Insect Conserv* 17: 831–850.
- Gibbes C., Havlick D. G., Robb J. R. 2017. Land use and land cover in a transitioning militarized landscape. *Journal of Land Use Science* 12: 182–196.
- Gibson A. C., Sharifi M. R., Rundel P. W. 2004. Resprout characteristics of creosote bush (*Larrea tridentata*) when subjected to repeated vehicle damage. *Journal of Arid Environments* 57: 411–429.
- Gibson D. J. 2009. *Grasses and Grassland Ecology*. Oxford University Press.
- Goffé L. 2011. État de conservation des habitats d'intérêt communautaire des dunes non boisées du littoral atlantique - Méthode d'évaluation à l'échelle du site Natura 2000 - Version 1. 69.
- Graham J. H., Krzysik A. J., Kovacic D. A., Duda J. J., Freeman D. C., Emlen J. M., Zak J. C., Long W. R., Wallace M. P., Chamberlin-Graham C. 2008. Ant community composition across a gradient of disturbed military landscapes at Fort Benning, Georgia. *Southeastern Naturalist* 7: 429–448.
- Graham J. H., Krzysik A. J., Kovacic D. A., Duda J. J., Freeman D. C., Emlen J. M., Zak J. C., Long W. R., Wallace M. P., Chamberlin-Graham C. 2009. Species richness, equitability, and abundance of ants in disturbed landscapes. *Ecological Indicators* 9: 866–877.
- Graham L., Gaulton R., Gerard F., Staley J. T. 2018. The influence of hedgerow structural condition on wildlife habitat provision in farmed landscapes. *Biological Conservation* 220: 122–131.
- Griffiths G. J., Winder L., Holland J. M., Thomas C. G., Williams E. 2007. The representation and functional composition of carabid and staphylinid beetles in different field boundary types at a farm-scale. *Biological Conservation* 135: 145–152.
- Grime J. P. 1979. Primary strategies in plants. *Transactions of the Botanical Society of Edinburgh* 43: 151–160.

- Grime J. P., Hodgson J. G., Hunt R. 2007. *Comparative Plant Ecology, a functional approach to common British species* : Second edition.
- Grubb T. G., Delaney D. K., Bowerman W. W., Wierda M. R. 2010. Golden Eagle Indifference to Heli-Skiing and Military Helicopters in Northern Utah. *The Journal of Wildlife Management* 74: 1275–1285.
- Guesnerie R., Hautcoeur P.-C. 2003. La recherche au service du développement durable.
- Guilcher A. 1953. Sur l'évolution du cordon de Gavre à Quiberon. 60, . 138–141.
- Guilcher A., Hallégouët B. 1991. Coastal dunes in Brittany and their management. *Journal of Coastal Research* 517–533.
- Hacala A., Le Roy M., Sawtschuk J., Pétilion J. 2020. Comparative responses of spiders and plants to maritime heathland restoration. *Biodiversity and Conservation* 29: 229–249.
- Haggett G. M. 2000. The early stages of *Coleophora tricolor* Walsingham, 1899 (Lepidoptera: Coleophoridae) on the Norfolk Breck and their significance for conservation management. *Entomologist's Gazette* 51: 215–234.
- Halada L., Evans D., Romão C., Petersen J.-E. 2011. Which habitats of European importance depend on agricultural practices? *Biodivers Conserv* 20: 2365–2378.
- Hannon L. E., Sisk T. D. 2009. Hedgerows in an agri-natural landscape: potential habitat value for native bees. *Biological conservation* 142: 2140–2154.
- Hanson T. 2018. Biodiversity conservation and armed conflict: a warfare ecology perspective. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1429: 50–65.
- Harabiš F., Dolný A. 2018. Military training areas as refuges for threatened dragonfly species: Effect of spatial isolation and military activity. *Biological Conservation* 217: 28–35.
- Havlíček M., Skokanová H., Dostál I., Vymazalová M., Pavelková R., Petrovič F. 2018. Consequences of establishing military training areas for land use development—A case study of Libavá, Czech Republic. *Land use policy* 73: 84–94.
- Havlick D. G. 2011. Disarming nature: converting military lands to wildlife refuges. *Geographical Review* 101: 183–200.
- Havlick D. G. 2014. Opportunistic conservation at former military sites in the United States. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* 38: 271–285.
- Hejcman M., Hejcmanová P., Pavlů V., Beneš J. 2013. Origin and history of grasslands in Central Europe – a review. *Grass and Forage Science* 68: 345–363.
- Henrico I., Vukea M., Smit H. 2020. Examining the impact of military training exercises on vegetation: case of the South African Army Combat Training Centre Lohatla. *Spat. Inf. Res.*

- Hermý M., Honnay O., Firbank L., Grashof-Bokdam C., Lawesson J. E. 1999. An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biological Conservation* 91: 9–22.
- Higgs E., Falk D. A., Guerrini A., Hall M., Harris J., Hobbs R. J., Jackson S. T., Rhemtulla J. M., Throop W. 2014. The changing role of history in restoration ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12: 499–506.
- Hill D., Fasham M., Tucker G., Shewry M., Shaw P. 2005. *Handbook of biodiversity methods: survey, evaluation and monitoring*. Cambridge University Press.
- Hirst R. A. 2000. Ecological and socio-economic impacts of military training on Salisbury Plain. University of Liverpool, .
- Hirst R. A., Pywell R. F., Marrs R. H., Putwain P. D. 2003. The resistance of a chalk grassland to disturbance. *Journal of Applied Ecology* 40: 368–379.
- Hirst R. A., Pywell R. F., Putwain P. D. 2000. Assessing habitat disturbance using an historical perspective: The case of Salisbury Plain military training area. *Journal of Environmental Management* 60: 181–193.
- Hobohm C., Bruchmann I. 2009. Endemische Gefäßpflanzen und ihre Habitate in Europa—Plädoyer für den Schutz der Grasland-Ökosysteme. *Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft* 21: 142–161.
- Hoffmann S., Beierkuhnlein C., Field R., Provenzale A., Chiarucci A. 2018. Uniqueness of Protected Areas for Conservation Strategies in the European Union. *Sci Rep* 8: 6445.
- Horváth C. V., Kovács B., Tinya F., Locatelli J. S., Németh C., Crecco L., Illés G., Csépanyi P., Ódor P. 2023. A matter of size and shape: Microclimatic changes induced by experimental gap openings in a sessile oak–hornbeam forest. *Science of The Total Environment* 873: 162302.
- Hubert B. 2009. La construction en partenariat de recherches sur problèmes: quelle pertinence entre objets et disciplines. Albaladejo C., Geslin P., Magda D., Salembier P.(Coords.), *La mise à l'épreuve. Le transfert de connaissances scientifiques en question*. Éditions Quae. pp. 209–218.
- Hunter Jr M. L., Gibbs J. P. 2006. *Fundamentals of Conservation Biology*. Wiley-Blackwell.
- Hutchinson J. M. S., Jacquin A., Hutchinson S. L., Verbesselt J. 2015. Monitoring vegetation change and dynamics on U.S. Army training lands using satellite image time series analysis. *Journal of Environmental Management* 150: 355–366.
- Hylgaard T. 1980. Recovery of plant communities on coastal sand-dunes disturbed by human trampling. *Biological Conservation* 19: 15–25.
- Hylgaard T., Liddle M. J. 1981. The effect of human trampling on a sand dune ecosystem dominated by *Empetrum nigrum*. *Journal of Applied Ecology* 559–569.

- Iojă C. I., Pătroescu M., Rozyłowicz L., Popescu V. D., Vergheleț M., Zotta M. I., Felciuc M. 2010. The efficacy of Romania's protected areas network in conserving biodiversity. *Biological conservation* 143: 2468–2476.
- Isermann M. 2011. Patterns in Species Diversity during Succession of Coastal Dunes. *Journal of Coastal Research* 27: 661–671.
- Jeannel R. 1941. Faune de France : Coléoptères carabiques. Vol. 39.
- Jeannel R. 1942. Faune de France : Coléoptères carabiques. Vol. 40.
- Jenni G. D. L., Peterson M. N., Cubbage F. W., Jameson J. K. 2012. Available at: [/paper/Assessing-biodiversity-conservation-conflict-on-Jenni-Peterson/58069f97af6b0a31324453384f2aa076d4237858](#).
- Jentsch A., Friedrich S., Steinlein T., Beyschlag W., Nezadal W. 2009. Assessing Conservation Action for Substitution of Missing Dynamics on Former Military Training Areas in Central Europe. *Restoration Ecology* 17: 107–116.
- Jepsen M. R., Kuemmerle T., Müller D., Erb K., Verburg P. H., Haberl H., Vesterager J. P., Andrič M., Antrop M., Austrheim G. 2015. Transitions in European land-management regimes between 1800 and 2010. *Land use policy* 49: 53–64.
- Johnson C. N., Balmford A., Brook B. W., Buettel J. C., Galetti M., Guangchun L., Wilmschurst J. M. 2017. Biodiversity losses and conservation responses in the Anthropocene. *Science* 356: 270–275.
- Jones-Walters L., Čivić K. 2013. European protected areas: Past, present and future. *Journal for Nature Conservation* 21: 122–124.
- Jouveau S., Poeydebat C., Castagneyrol B., Van Halder I., Jactel H. 2022. Restoring tree species mixtures mitigates the adverse effects of pine monoculture and drought on forest carabids. *Insect Conserv Diversity* 15: 725–738.
- Joyce K. A., Holland J. M., Doncaster C. P. 1999. Influences of hedgerow intersections and gaps on the movement of carabid beetles. *Bulletin of Entomological Research* 89: 523–531.
- Jukes M. R., Peace A. J., Ferris R. 2001. Carabid beetle communities associated with coniferous plantations in Britain: the influence of site, ground vegetation and stand structure. *Forest ecology and management* 148: 271–286.
- Julve P. 1998. Baseflor. Index botanique, écologique et chorologique de la flore de France.
- Jun R., Rozé F. 2005. Monitoring bryophytes and lichens dynamics in sand dunes: example on the French Atlantic coast. 19–23.
- Kallimanis A. S., Touloumis K., Tzanopoulos J., Mazaris A. D., Apostolopoulou E., Stefanidou S., Scott A. V., Potts S. G., Pantis J. D. 2015. Vegetation coverage change in the EU: patterns inside and outside Natura 2000 protected areas. *Biodiversity and Conservation* 24: 579–591.

- Kesting S. 2009. Shrub encroachment of temperate grasslands: effects on plant biodiversity and herbage production. Göttingen, Univ., Diss., 2009, .
- Kim S., Kwon T.-S., Lee C. M. 2015. Effect of military activity on butterfly (Lepidoptera) communities in Korea: Conservation and maintenance of red listed species. *European Journal of Entomology* 112.
- Kitowski I. 2011. Civil and Military Birdstrikes in Europe: An Ornithological Approach. *Journal of Applied Sciences* 11: 183–191.
- Koivula M. J. 2011. Useful model organisms, indicators, or both? Ground beetles (Coleoptera, Carabidae) reflecting environmental conditions. *ZooKeys* 287.
- Kovač M., Kutnar L., Hladnik D. 2016. Assessing biodiversity and conservation status of the Natura 2000 forest habitat types: Tools for designated forestlands stewardship. *Forest Ecology and Management* 359: 256–267.
- Krausman P. R., Harris L. K., Blasch C. L., Koenen K. K. G., Francine J. 2004. Effects of Military Operations on Behavior and Hearing of Endangered Sonoran Pronghorn. *Wildlife Monographs* 157: 1–41.
- Krausman P. R., Harris L. K., Haas S. K., Koenen K. K. G., Devers P., Bunting D., Barb M. 2005. Sonoran pronghorn habitat use on landscapes disturbed by military activities. *Wildlife Society Bulletin* 33: 16–23.
- Krausman P. R., Harris L. K., Wilson R. R., Cain Iii J. W., Koenen K. K. G. 2007. Bombing and Sonoran Pronghorn: A Clear and Present Danger? *The Journal of Wildlife Management* 71: 2820–2823.
- Krieger D. J. 2001. Economic Value of Forest Ecosystem Services: A Review. *The Wilderness Society*.
- Kuemmerle T., Levers C., Erb K., Estel S., Jepsen M. R., Müller D., Plutzer C., Stürck J., Verkerk P. J., Verburg P. H. 2016. Hotspots of land use change in Europe. *Environmental research letters* 11: 064020.
- Kuhnholz-Lordat G. 1923. Les dunes du Golfe du Lion. Pr. universit.
- Kustrová M. 2013. Military training areas-places with high nature conservation value'. *Economics and Management* 7: 59–66.
- Kutiel P., Zhevelev H., Harrison R. 1999. The effect of recreational impacts on soil and vegetation of stabilised coastal dunes in the Sharon Park, Israel. *Ocean & Coastal Management* 42: 1041–1060.
- Larrieu L., Gonin P. 2008. L'indice de biodiversité potentielle (ibp) : une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers. *Rev. For. Fr.*

- Lawrence M. J., Stemberger H. L. J., Zolderdo A. J., Struthers D. P., Cooke S. J. 2015. The effects of modern war and military activities on biodiversity and the environment. *Environ. Rev.* 23: 443–460.
- Le Lay E. 2022. Représentations des sites Natura 2000 sous emprise militaire et de leur biodiversité - Etude de cas : Champ de tir du Linès (56) et Camp militaire de Suippes (51).
- Lee M. S., Albajes R. 2016. Monitoring carabid indicators could reveal environmental impacts of genetically modified maize. *Agri and Forest Entomology* 18: 238–249.
- Lee T., Zenger K. R., Close R. L., Jones M., Phalen D. N. 2010. Defining spatial genetic structure and management units for vulnerable koala (*Phascolarctos cinereus*) populations in the Sydney region, Australia. *Wildlife Research* 37: 156–165.
- Lefebvre T., Moncorps S. 2010. Les espaces protégés français: une pluralité d'outils au service de la conservation de la biodiversité.
- Leis S. A., Engle D. M., Leslie D. M., Fehmi J. S. 2005. Effects of short-and long-term disturbance resulting from military maneuvers on vegetation and soils in a mixed prairie area. *Environmental Management* 36: 849–861.
- Leis S. A., Leslie D. M., Engle D. M., Fehmi J. S. 2008. Small mammals as indicators of short-term and long-term disturbance in mixed prairie. *Environmental monitoring and assessment* 137: 75–84.
- Lemauviel S. 2000. Les dunes grises des côtes Atlantiques: fonctionnement, dynamique potentielle, principes de gestion conservatoire et processus de restauration. Rennes 1, .
- Lemauviel S., Gallet S., Rozé F. 2003. Sustainable management of fixed dunes: example of a pilot site in Brittany (France). *Comptes Rendus Biologies* 326: 183–191.
- Lemauviel S., Rozé F. 2000. Ecological study of pine forest clearings along the French Atlantic sand dunes: Perspectives of restoration. *Acta Oecologica* 21: 179–192.
- Lemauviel S., Rozé F. 2003. Response of three plant communities to trampling in a sand dune system in Brittany (France). *Environmental Management* 31: 0227–0235.
- Lemauviel S., Rozé F., Clément B. 2005. A Study of the Dynamics of the Seed Banks in a Complex Dune System, with the Aim of Restoration. *Journal of coastal research* 21: 991–999.
- Lenoir J., Decocq G., Spicher F., Gallet-Moron E., Buridant J., Closset-Kopp D. 2021. Historical continuity and spatial connectivity ensure hedgerows are effective corridors for forest plants: Evidence from the species–time–area relationship. *J Vegetation Science* 32: e12845.

- Lescure J., Pichenot J., Cochard P. O. 2011. Régression de *Bombina variegata* (Linné, 1758) en France par l'analyse de sa répartition passée et actuelle. *Bulletin de la Société Herpétologique de France* 137: 5–41.
- Lieth H. 1975. Primary Production of the Major Vegetation Units of the World. In: Lieth H., Whittaker R. H. (eds). *Primary Productivity of the Biosphere*. Springer, pp. 203–215.
- Lima D. R. S., Bezerra M. L. S., Neves E. B., Moreira F. R. 2011. Impact of ammunition and military explosives on human health and the environment. *Reviews on Environmental Health* 26.
- Lindenmayer D. B., MacGregor C., Wood J., Westgate M. J., Ikin K., Foster C., Ford F., Zentelis R. 2016. Bombs, fire and biodiversity: Vertebrate fauna occurrence in areas subject to military training. *Biological Conservation* 204: 276–283.
- Litza K., Alignier A., Closset-Kopp D., Ernoult A., Mony C., Osthaus M., Staley J., Van Den Berge S., Vanneste T., Diekmann M. 2022. Hedgerows as a habitat for forest plant species in the agricultural landscape of Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 326: 107809.
- Liu J., Linderman M., Ouyang Z., An L., Yang J., Zhang H. 2001. Ecological degradation in protected areas: the case of Wolong Nature Reserve for giant pandas. *Science* 292: 98–101.
- Long A. M., Marshall M. E., Morrison M. L., Hays K. B., Farrell S. L. 2017. Responses of a federally endangered songbird to understory thinning in oak-juniper woodlands. *Environmental management* 59: 684–692.
- Lövei G. L., Magura T. 2017. Ground beetle (Coleoptera: Carabidae) diversity is higher in narrow hedges composed of a native compared to non-native trees in a Danish agricultural landscape. *Insect Conserv Diversity* 10: 141–150.
- Lövei G. L., Sunderland K. D. 1996. Ecology and Behavior of Ground Beetles (Coleoptera: Carabidae). *Annu. Rev. Entomol.* 41: 231–256.
- Luff M. L. 2007. *The Carabidae (ground Beetles) of Britain and Ireland*. Royal Entomological Society.
- Machlis G. E., Hanson T. 2008. Warfare Ecology. *BioScience* 58: 729–736.
- Maciejewski L., Lepareur F., Viry D., Bensettiti F., Puissauve R., Touroult J. 2016. État de conservation des habitats : propositions de définitions et de concepts pour l'évaluation à l'échelle d'un site Natura 2000. *Revue d'Écologie* 71: 3–20.
- Maciejewski L., Seytre L., Van Es J., Dupont P. 2015. État de conservation des habitats agropastoraux d'intérêt communautaire.
- Maes J. 2013. A model for the assessment of habitat conservation status in the EU. JRC scientific and policy report. European Commission Joint Research Centre Institute for

- Environment and Sustainability, Luxembourg, Publication Office of the European Commission DOI 10: 27866.
- Magagula H. B. 2016. Land cover change induced by military action: A case study of two south african military training areas. *South African Geographers* 301.
- Magura T., Bogyó D., Mizser S., Nagy D. D., Tóthmérész B. 2015. Recovery of ground-dwelling assemblages during reforestation with native oak depends on the mobility and feeding habits of the species. *Forest Ecology and Management* 339: 117–126.
- Magura T., Elek Z., Tóthmérész B. 2002. Impacts of non-native spruce reforestation on ground beetles. *European Journal of Soil Biology* 38: 291–295.
- Magura T., Mizser S., Horváth R., Nagy D. D., Tóth M., Csicsék R., Lövei G. L. 2021. Differences in life history traits in rural vs. urban populations of a specialist ground beetle, *Carabus convexus*. *Insects* 12: 540.
- Mander Ü., Mitchley J., Keramitsoglou I., Bock M., Xofis P. 2005. Earth observation methods for habitat mapping and spatial indicators for nature conservation in Europe. *Journal for Nature Conservation* 13: 69–73.
- Margules C. R., Sarkar S. 2007. *Systematic conservation planning*. Cambridge University Press.
- Marshall E. J. P., Moonen A. C. 2002. Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 89: 5–21.
- Martínez M. L., Psuty N. P. 2004. *Coastal Dunes*. Vol. 171. Springer.
- Mason W. L., Alía R. 2000. Current and future status of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) forests in Europe. *Forest Systems* 9: 317–335.
- Matthews E. 1983. Global Vegetation and Land Use: New High-Resolution Data Bases for Climate Studies. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 22: 474–487.
- Maudsley M. J. 2000. A review of the ecology and conservation of hedgerow invertebrates in Britain. *Journal of Environmental Management* 60: 65–76.
- Maun M. A. 2009. *The biology of coastal sand dunes*. Oxford University Press.
- McGeoch M. A. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews* 73: 181–201.
- McGill B. J., Dornelas M., Gotelli N. J., Magurran A. E. 2015. Fifteen forms of biodiversity trend in the Anthropocene. *Trends in ecology & evolution* 30: 104–113.
- McIntyre S., Lavorel S., Tremont R. M. 1995. Plant Life-History Attributes: Their Relationship to Disturbance Response in Herbaceous Vegetation. *The Journal of Ecology* 83: 31.
- McKenna D., Naumann S., McFarland K., Graf A., Evans D. 2014. Literature Review, the ecological effectiveness of the Natura 2000 Network. 30.

- Meine C. 2010. Conservation biology: past and present. Conservation biology for all. Oxford University Press, pp. 7–26.
- Miklín J., Čížek L. 2014. Erasing a European biodiversity hot-spot: open woodlands, veteran trees and mature forests succumb to forestry intensification, succession, and logging in a UNESCO Biosphere Reserve. *Journal for Nature Conservation* 22: 35–41.
- Ministère de la Transition Écologique. 2022. Stratégie Nationale Biodiversité 2030. 68.
- Ministère des Armées. 2019. LIFE Environmental Governance and Information, Technical Application Forms.
- Ministère des Armées, Secrétariat général pour l'administration. 2021. Stratégie ministérielle de préservation de la biodiversité - A l'horizon 2030.
- Mitchell B. 1963. Ecology of two carabid beetles, *Bembidion lampros* (Herbst) and *Trechus quadristriatus* (Schrank). *The Journal of Animal Ecology* 37: 377–392.
- Mitchell R. M., Bakker J. D., Vincent J. B., Davies G. M. 2017. Relative importance of abiotic, biotic, and disturbance drivers of plant community structure in the sagebrush steppe. *Ecological Applications* 27: 756–768.
- Molnár T., Magura T., Tóthmérész B., Elek Z. 2001. Ground beetles (Carabidae) and edge effect in oak-hornbeam forest and grassland transects. *European Journal of Soil Biology* 37: 297–300.
- Morin S., Commagnac L., Benest F. 2019. Caractériser et suivre qualitativement et quantitativement les haies et le bocage en France. *Sciences Eaux & Territoires Numéro* 30: 16–21.
- Moser B., Thompson K. 2014. Self-incompatibility will slow climate driven northward shift of two dominants of calcareous grasslands. *Biological Conservation* 169: 297–302.
- Müller G. 2013. Europe's Field Boundaries: Hedged Banks, Hedgerows, Field Walls (stone Walls, Dry Stone Walls), Dead Brushwood Hedges, Bent Hedges, Woven Hedges, Wattle Fences and Traditional Wooden Fences. Neuer Kunstverlag.
- Naumann S., Noebel R., Gaudillat Z., Stein U., Röschel L., Ittner S., Davis M., Staneva A., Rutherford C., Romão C., Schock Michael. 2020. State of nature in the EU. Results from reporting under the nature directives 2013-2018.
- Negro M., Caprio E., Leo K., Maritano U., Roggero A., Vacchiano G., Palestini C., Rolando A. 2017. The effect of forest management on endangered insects assessed by radio-tracking: The case of the ground beetle *Carabus olympiae* in European beech *Fagus sylvatica* stands. *Forest ecology and management* 406: 125–137.
- Negro M., Vacchiano G., Berretti R., Chamberlain D. E., Palestini C., Motta R., Rolando A. 2014. Effects of forest management on ground beetle diversity in alpine beech (*Fagus sylvatica* L.) stands. *Forest ecology and management* 328: 300–309.

- Neto C., Fonseca J. P., Costa J. C., Bioret F. 2015. Ecology and phytosociology of endangered psammophytic species of the *Omphalodes* genus in western Europe. *Acta Botanica Gallica* 162: 37–54.
- Nittérus K., Åström M., Gunnarsson B. 2007. Commercial harvest of logging residue in clear-cuts affects the diversity and community composition of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Scandinavian Journal of Forest Research* 22: 231–240.
- Noble J. C. 1982. *Carex Arenaria* L. *Journal of Ecology* 70: 867–886.
- Nowak S., Mysłajek R. W., Szewczyk M., Tomczak P., Borowik T., Jędrzejewska B. 2017. Sedentary but not dispersing wolves *Canis lupus* recolonizing western Poland (2001–2016) conform to the predictions of a habitat suitability model. *Diversity and Distributions* 23: 1353–1364.
- Olivier L., Galland J.-P., Maurin H., Roux J.-P. 1995. *Livre rouge de la flore menacée de France. Tome I: espèces prioritaires. Collection Patrimoines naturels* 20.
- Olsen L., Dale V., Foster T. 2007. Landscape Patterns as Indicators of Ecological Change at Fort Benning.
- Otto H.-J. 1998. *Ecologie forestière. CNPF-IDF*.
- Palazzo A. J., Jensen K. B., Waldron B. L., Cary T. J. 2005. Effects of tank tracking on range grasses. *Journal of Terramechanics* 42: 177–191.
- Panitsa M., Trigas P., Iatrou G., Sfenthourakis S. 2010. Factors affecting plant species richness and endemism on land-bridge islands – An example from the East Aegean archipelago. *Acta Oecologica* 36: 431–437.
- Pavoine S., Gasc A., Bonsall M. B., Mason N. W. H. 2013. Correlations between phylogenetic and functional diversity: mathematical artefacts or true ecological and evolutionary processes? *J Vegetation Science* 24: 781–793.
- Pearson C. 2012. Researching Militarized Landscapes: A Literature Review on War and the Militarization of the Environment. *Landscape Research* 37: 115–133.
- Pechanec V., Machar I., Pohanka T., Opršal Z., Petrovič F., Švajda J., Šálek L., Chobot K., Filippovová J., Cudlín P. 2018. Effectiveness of Natura 2000 system for habitat types protection: A case study from the Czech Republic. *Nature Conservation* 24: 21–41.
- Pelletier-Guittier C., Théau J., Dupras J. 2020. Use of hedgerows by mammals in an intensive agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 302: 107079.
- Peterken G. F. 1974. A method for assessing woodland flora for conservation using indicator species. *Biological Conservation* 6: 239–245.
- Peterken G. F. 1975. Historical approach to woodland ecology and management.

-
- Peterken G. F. 1993. Woodland conservation and management. Springer Science & Business Media.
- Pétillon J., Potier S., Carpentier A., Garbutt A. 2014. Evaluating the success of managed realignment for the restoration of salt marshes: Lessons from invertebrate communities. *Ecological Engineering* 69: 70–75.
- Petit S., Usher M. B. 1998. Biodiversity in agricultural landscapes: the ground beetle communities of woody uncultivated habitats. *Biodiversity and Conservation* 7: 1549–1561.
- Pfiffner L., Luka H. 2003. Effects of low-input farming systems on carabids and epigeal spiders—a paired farm approach. *Basic and Applied Ecology* 4: 117–127.
- Pfiffner L., Niggli U. 1996. Effects of Bio-dynamic, Organic and Conventional Farming on Ground Beetles (Col. Carabidae) and Other Epigaeic Arthropods in Winter Wheat. *Biological Agriculture & Horticulture* 12: 353–364.
- Plassmann K., Edwards-Jones G., Jones M. L. M. 2009. The effects of low levels of nitrogen deposition and grazing on dune grassland. *Science of The Total Environment* 407: 1391–1404.
- Pointereau P. 2002. Les haies: évolution du linéaire en France depuis quarante ans. *Le Courrier de l'environnement de l'Inra* 46: 69–73.
- Pollard E. 1968. Hedges. III. The effect of removal of the bottom flora of a hawthorn hedgerow on the Carabidae of the hedge bottom. *Journal of Applied Ecology* 125–139.
- Poniatowski D., Hertenstein F., Raude N., Gottbehüt K., Nickel H., Fartmann T. 2018. The invasion of *Bromus erectus* alters species diversity of vascular plants and leafhoppers in calcareous grasslands. *Insect Conservation and Diversity* 11: 578–586.
- Provoost S., Jones M. L. M., Edmondson S. E. 2011. Changes in landscape and vegetation of coastal dunes in northwest Europe: a review. *Journal of Coastal Conservation* 15: 207–226.
- QGIS.org. 2021. QGIS Geographic Information System.
- Quéré E. 2005. Guide méthodologique pour la mise en place de suivis de la végétation dans les sites Natura 2000.
- Quist M. C., Fay P. A., Guy C. S., Knapp A. K., Rubenstein B. N. 2003. Military Training Effects on Terrestrial and Aquatic Communities on a Grassland Military Installation. *Ecological Applications* 13: 432–442.
- R Core Team. 2021. R: A Language and Environment for Statistical Computing.
- Rackham O. 1980. Ancient woodland, its history, vegetation and uses in England. Ancient woodland, its history, vegetation and uses in England.

- Ramankutty N., Graumlich L., Achard F., Alves D., Chhabra A., DeFries R. S., Foley J. A., Geist H., Houghton R. A., Goldewijk K. K. 2006. Global land-cover change: Recent progress, remaining challenges. *Land-use and land-cover change: local processes and global impacts* 9–39.
- Rameau J. C., Mansion D., Dumé G. 1989. *Flore forestière française (guide écologique illustré): plaines et collines (Tome 1)*. Paris: Institut pour le Développement Forestier (IDF).
- Raška P., Kirchner K. 2011. Assessing landscape changes in a region affected by military activity and uranium mining (Prameny municipality area, Western Bohemia, Czech Republic): a multi-scale approach. *Moravian Geographical Reports* 19: 29–37.
- Reif J., Marhoul P., Čížek O., Konvička M. 2011. Abandoned military training sites are an overlooked refuge for at-risk open habitat bird species. *Biodivers Conserv* 20: 3645–3662.
- Reinhardt I., Kluth G., Nowak C., Szentiks C. A., Krone O., Ansorge H., Mueller T. 2019. Military training areas facilitate the recolonization of wolves in Germany. *Conservation Letters* 12: e12635.
- Retta A., Wagner L. E., Tatarko J., Todd T. C. 2013. Evaluation of bulk density and vegetation as affected by military vehicle traffic at Fort Riley, Kansas. *Transactions of the ASABE* 56: 653–665.
- Rhemtulla J., Mladenoff D. 2007. Why history matters in landscape ecology. *Landscape Ecology* 22: 1–3.
- Ricotta C., Moretti M. 2011. CWM and Rao's quadratic diversity: a unified framework for functional ecology. *Oecologia* 167: 181–188.
- Riemann J. C., Ndriantsoa S. H., Rödel M.-O., Glos J. 2017. Functional diversity in a fragmented landscape—Habitat alterations affect functional trait composition of frog assemblages in Madagascar. *Global Ecology and Conservation* 10: 173–183.
- Ripley J. D., Leslie M. 1997. Conserving biodiversity on military lands. *Federal Facilities Environmental Journal* 8: 93–105.
- Rivers J. W., Gipson P. S., Althoff D. P., Pontius J. S. 2010. Long-Term Community Dynamics of Small Landbirds with and Without Exposure to Extensive Disturbance from Military Training Activities. *Environmental Management* 45: 203–216.
- RNF. 2013. *Évaluation de l'état de conservation des habitats : Habitats forestiers et éco-complexes alluviaux*. Réserves naturelles de France.
- RNF. 2019. *Évaluation des états de conservation des landes et tourbières de Bretagne*.
- Rolland D. 2020. *Évaluation de la biodiversité des paysages bocagers et validation d'outils de diagnostic*. École pratique des hautes études 147.

- Rosati L., Marignani M., Blasi C. 2008. A gap analysis comparing Natura 2000 vs National Protected Area network with potential natural vegetation. *Community ecology* 9: 147–154.
- Rose O. 2011. *Guilde des coléoptères xylomycétophages de Fomes fomentarius et fragmentation spatiale des habitats dans la hêtraie vosgienne.*
- Rougeot G. 2022. Représentations de la biodiversité sur les sites militaires classés en Natura 2000 - Exemples des camps militaires d'Avon (79-Deux-Sèvres) et d'Auvours (72-Sarthe).
- Samson F., Knopf F. 1994. Prairie Conservation in North America. *BioScience* 44: 418–421.
- Sander A.-C., Purtauf T., Wolters V., Dauber J. 2006. Landscape genetics of the widespread ground-beetle *Carabus auratus* in an agricultural region. *Basic and Applied Ecology* 7: 555–564.
- Santini A., Maresi G., Richardson D. M., Liebhold A. M. 2023. Collateral damage: military invasions beget biological invasions. *Frontiers in Ecology and the Environment*.
- Santoro R., Jucker T., Prisco I., Carboni M., Battisti C., Acosta A. T. 2012. Effects of trampling limitation on coastal dune plant communities. *Environmental management* 49: 534–542.
- Santos K. C., Pino J., Rodà F., Guirado M., Ribas J. 2008. Beyond the reserves: the role of non-protected rural areas for avifauna conservation in the area of Barcelona (NE of Spain). *Landscape and urban planning* 84: 140–151.
- Sanyal A., Decocq G. 2015. Biological Flora of the British Isles: *Crambe maritima*. *Journal of Ecology* 103: 769–788.
- Schaeffer D. J., Seastedt T. R., Gibson D. J., Hartnett D. C., Hetrick B. A. D., James S. W., Kaufman D. W., Schwab A. P., Herricks E. E., Novak E. W. 1990. Field bioassessments for selecting test systems to evaluate military training lands in tallgrass prairie. Ecosystem health. V. *Environmental Management* 14: 81–93.
- Schellenberg J., Bergmeier E. 2020. Heathland plant species composition and vegetation structures reflect soil-related paths of development and site history. *Applied Vegetation Science* 23: 386–405.
- Schmitz M. F., Sánchez I. A., De Aranzabal I. 2007. Influence of management regimes of adjacent land uses on the woody plant richness of hedgerows in Spanish cultural landscapes. *Biological Conservation* 135: 542–554.
- Schueck L. S., Marzluff J. M., Steenhof K. 2001. Influence of Military Activities on Raptor Abundance and Behavior. *Condor* 103: 606–615.
- Scott G. A. M., Randall R. E. 1976. *Crambe maritima* L. *Journal of Ecology* 64: 1077–1091.

- Seer F. K., Irmeler U., Schrautzer J. 2015. Effects of trampling on beach plants at the Baltic Sea. *Folia Geobot* 50: 303–315.
- Severinghaus W. D., Goran W. D., Schnell G. D., Johnson F. L. 1981. Effects of tactical vehicle activity on the mammals, birds, and vegetation at Fort Hood, Texas. Construction engineering research lab (army) champaign IL.
- Shenko A. N., Bien W. F., Spotila J. R., Avery H. W. 2012. Effects of disturbance on small mammal community structure in the New Jersey Pinelands, USA. *Integrative Zoology* 7: 16–29.
- Šilc U., Caković D., Kuzmič F., Stešević D. 2017. Trampling impact on vegetation of embryonic and stabilised sand dunes in Montenegro. *J Coast Conserv* 21: 15–21.
- Skalicky M., Skalicka J., Novak J. 2011. Land use in former military area “Mlada” (Central Bohemia, Czech Republic): succession of vegetation. *Növénytermelés* 60: 439–442.
- Skokanova H., Havlíček M., Klusáček P., Martinat S. 2017. Five military training areas—five different trajectories of land cover development? Case studies from the Czech Republic. *Geographia Cassoviensis* 11: 201–213.
- Smit H. A. P., Henrico I. 2021. ‘Green’ militaries: the military-environment conundrum. Proceedings of the Joint Biennial Conference of the Society of South African Geographers and the Southern African Association of Geomorphologists, . 46.
- Smith M. A., Turner M. G., Rusch D. H. 2002. The effect of military training activity on eastern lupine and the Karner blue butterfly at Fort McCoy, Wisconsin, USA. *Environmental Management* 29: 102–115.
- Smith P. G., Theberge J. B. 1986. A review of criteria for evaluating natural areas. *Environmental management* 10: 715–734.
- Sodhi N. S., Ehrlich P. R. 2010. Conservation biology for all. Oxford University Press.
- Søgaard B., Skov F., Ejrnæs R., Pihl S., Fredshavn J., Nielsen K. E., Clausen P., Laursen K., Bregnballe T., Madsen J. 2007. Criteria for favourable conservation status in Denmark. Natural habitat types and species covered by the EEC Habitats Directive and birds covered by the EEC Birds Directive.
- Sowa G., Bednarska A. J., Ziólkowska E., Laskowski R. 2022. Homogeneity of agriculture landscape promotes insecticide resistance in the ground beetle *Poecilus cupreus*. *Plos one* 17: e0266453.
- Staley J. T., Bullock J. M., Baldock K. C., Redhead J. W., Hooftman D. A., Button N., Pywell R. F. 2013. Changes in hedgerow floral diversity over 70 years in an English rural landscape, and the impacts of management. *Biological conservation* 167: 97–105.
- Staley J. T., Wolton R., Norton L. 2020. Definition of favourable conservation status for hedgerows.

-
- Stevens C. J., Dise N. B., Mountford J. O., Gowing D. J. 2004. Impact of Nitrogen Deposition on the Species Richness of Grasslands. *Science* 303: 1876–1879.
- Stevens C. J., Thompson K., Grime J. P., Long C. J., Gowing D. J. G. 2010. Contribution of acidification and eutrophication to declines in species richness of calcifuge grasslands along a gradient of atmospheric nitrogen deposition. *Functional Ecology* 24: 478–484.
- Suding K. N. 2001. The effects of gap creation on competitive interactions: separating changes in overall intensity from relative rankings. *Oikos* 94: 219–227.
- Sundseth K., Wegefelt S. 2008. *Natura 2000 : préserver la biodiversité européenne*. Office des publications de l'Union européenne.
- Šustek Z., Vido J. 2013. Vegetation state and extreme drought as factors determining differentiation and succession of Carabidae communities in forests damaged by a windstorm in the High Tatra Mts. *Biologia* 68: 1198–1210.
- Svenningsen S. R., Levin G., Perner M. L. 2019. Military land use and the impact on landscape: A study of land use history on Danish Defence sites. *Land use policy* 84: 114–126.
- Swetnam T. W., Allen C. D., Betancourt J. L. 1999. Applied historical ecology: using the past to manage for the future. *Ecological applications* 9: 1189–1206.
- Szabó P. 2015. Historical ecology: past, present and future. *Biol Rev Camb Philos Soc* 90: 997–1014.
- Tartary P., Lechevrel S. 2014. *Prise en compte de la biodiversité sur les terrains militaires en France - Le cas des sites Natura 2000*. Programme LIFE Défense Nature 2MIL, CEN Rhône Alpes, CEN PACA, CEN Aquitaine.
- Telesco D. J., Van Manen F. T. 2006. Do Black Bears Respond to Military Weapons Training? *The Journal of Wildlife Management* 70: 222–230.
- Teofilova T. M. 2020a. Macropterous Ground Beetles (Coleoptera: Carabidae) Prevail in European Oilseed Rape Fields. *Ecologia Balkanica*.
- Teofilova T. M. 2020b. Pseudomaquises in SW Bulgaria as a habitat for the ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Zoology and ecology* 30: 27–36.
- Thackway R., Ford F. 2018. *Characterising the Environmental Values of the National Defence Estate, with Emphasis on Native Vegetation*. Australian Contributions to Strategic and Military Geography. Springer, Cham, pp. 153–175.
- Tilman D. 2001. Functional diversity. *Encyclopedia of biodiversity* 3: 109–120.
- Topping C. J., Sunderland K. D. 1992. Limitations to the use of pitfall traps in ecological studies exemplified by a study of spiders in a field of winter wheat. *Journal of applied ecology* 485–491.

- Trochet A., Schmeller D. 2013. Effectiveness of the Natura 2000 network to cover threatened species. *Nature Conservation* 4: 35–53.
- Tsiripidis I., Xystrakis F., Kallimanis A., Panitsa M., Dimopoulos P. 2018. A bottom–up approach for the conservation status assessment of structure and functions of habitat types. *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali* 29.
- Turner M. G., Gardner R. H. 2001. *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*. Springer New York.
- UNEP. 2006. *Marine and coastal ecosystems and human well-being: a synthesis report based on the findings of the Millennium Ecosystem Assessment*.
- Urban D. L., O’Neill R. V., Shugart H. H. 1987. Landscape Ecology. *BioScience* 37: 119–127.
- Valembert J. 1995. *Catalogue biologique et synonymique des coléoptères Carabidae d’Europe*. Mémoire de la Société Entomologique de France.
- Vanbergen A. J., Woodcock B. A., Koivula M., Niemela J., Kotze D. J., Bolger T., Golden V., Dubs F., Boulanger G., Serrano J. 2010. Trophic level modulates carabid beetle responses to habitat and landscape structure: a pan-European study. *Ecological Entomology* 35: 226–235.
- Vanden Berghen C. 1958. Etude sur la végétation des dunes et des landes de la Bretagne. *Vegetatio* 8: 193–208.
- Vanderpoorten A., Sotiaux A., Engels P. 2005. A GIS-based survey for the conservation of bryophytes at the landscape scale. *Biological Conservation* 121: 189–194.
- Varvara M. 2016. Distribution, Abundance and Dominance of Three *Brachinus* Species (Coleoptera: Carabidae) in Seven Agricultural Crops in Romania, within the Period 1977–2010. *Travaux du Muséum National d’Histoire Naturelle Grigore Antipa* 59: 161–178.
- Velázquez J., Tejera R., Hernando A., Victoria Núñez M. 2010. Environmental diagnosis: Integrating biodiversity conservation in management of Natura 2000 forest spaces. *Journal for Nature Conservation* 18: 309–317.
- Veldman J. W., Overbeck G. E., Negreiros D., Mahy G., Le Stradic S., Fernandes G. W., Durigan G., Buisson E., Putz F. E., Bond W. J. 2015. Where Tree Planting and Forest Expansion are Bad for Biodiversity and Ecosystem Services. *BioScience* 65: 1011–1018.
- Violle C., Navas M.-L., Vile D., Kazakou E., Fortunel C., Hummel I., Garnier E. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116: 882–892.
- Wagner S., Wehnert A., Wong K. Y., Stoyan D. 2016. Discovering interaction between oaks and carabid beetles on a local scale by point pattern analysis. *iForest-Biogeosciences and Forestry* 9: 618.
- Walker L. R. 2012. *The biology of disturbed habitats*. Oxford University Press.

- Wang G., Gertner G., Anderson A. B., Howard H., Gebhart D., Althoff D., Davis T., Woodford P. 2007. Spatial variability and temporal dynamics analysis of soil erosion due to military land use activities: uncertainty and implications for land management. *Land Degradation & Development* 18: 519–542.
- Wang Z., Ma Y., Zhang Y., Shang J. 2022. Review of remote sensing applications in grassland monitoring. *Remote Sensing* 14: 2903.
- Warren S. D., Büttner R. 2008a. Relationship of endangered amphibians to landscape disturbance. *The Journal of Wildlife Management* 72: 738–744.
- Warren S. D., Büttner R. 2008b. Active military training areas as refugia for disturbance-dependent endangered insects. *J Insect Conserv* 12: 671–676.
- Warren S. D., Diersing V. E., Thompson P. J., Goran W. D. 1989. An erosion-based land classification system for military installations. *Environmental Management* 13: 251–257.
- Warren S. D., Holbrook S. W., Dale D. A., Whelan N. L., Elyn M., Grimm W., Jentsch A. 2007. Biodiversity and the heterogeneous disturbance regime on military training lands. *Restoration Ecology* 15: 606–612.
- Watts S. E. 1998. Short-term influence of tank tracks on vegetation and microphytic crusts in shrubsteppe habitat. *Environmental Management* 22: 611–616.
- Wehling S., Diekmann M. 2009a. Importance of hedgerows as habitat corridors for forest plants in agricultural landscapes. *Biological Conservation* 142: 2522–2530.
- Wehling S., Diekmann M. 2009b. Hedgerows as an environment for forest plants: a comparative case study of five species. *Plant Ecol* 204: 11–20.
- Whitecotton R. C. A., David M. B., Darmody R. G., Price D. L. 2000. Impact of Foot Traffic from Military Training on Soil and Vegetation Properties. *Environmental Management* 26: 697–706.
- Whittaker R. H., Likens G. E. 1973. Primary production: The biosphere and man. *Hum Ecol* 1: 357–369.
- Wilsey B. 2018. *The Biology of Grasslands*. Oxford University Press.
- Wilson S. D. 1988. The effects of military tank traffic on prairie: a management model. *Environmental Management* 12: 397–403.
- Winter S. 2012. Forest naturalness assessment as a component of biodiversity monitoring and conservation management. *Forestry* 85: 293–304.
- Woinarski J. C. Z., Andersen A. N., Churchill T. B., Ash A. J. 2002. Response of ant and terrestrial spider assemblages to pastoral and military land use, and to landscape position, in a tropical savanna woodland in northern Australia. *Austral Ecology* 27: 324–333.

-
- Woinarski J. C. Z., Ash A. J. 2002. Responses of vertebrates to pastoralism, military land use and landscape position in an Australian tropical savanna. *Austral Ecology* 27: 311–323.
- Xiao Y., Mignolet C., Mari J.-F., Benoît M. 2015. Characterizing historical (1992–2010) transitions between grassland and cropland in mainland France through mining land-cover survey data. *Journal of Integrative Agriculture* 14: 1511–1523.
- Zakrajsek E. J., Bissonette J. A. 2005. Ranking the risk of wildlife species hazardous to military aircraft. *Wildlife Society Bulletin* 33: 258–264.
- Zaniewski P. T., Kozub L., Wierzbicka M. 2020. Intermediate disturbance by off-road vehicles promotes endangered pioneer cryptogam species of acid inland dunes. *Tuexenia* 40: 479–497.
- Zentelis R., Banks S., Roberts J. D., Dovers S., Lindenmayer D. 2017a. Managing military training-related environmental disturbance. *J. Environ. Manage.* 204: 486–493.
- Zentelis R., Hubbard P., Lindenmayer D., Roberts D., Dovers S. 2020. More bang for your buck: Managing the military training and environmental values of military training areas. *Environmental and Sustainability Indicators* 8: 100053.
- Zentelis R., Lindenmayer D. 2015. Bombing for Biodiversity—Enhancing Conservation Values of Military Training Areas. *Conservation Letters* 8: 299–305.
- Zentelis R., Lindenmayer D., Roberts J. D., Dovers S. 2017b. Principles for integrated environmental management of military training areas. *Land Use Policy* C: 186–195.
- Zografou K., Swartz M. T., Tilden V. P., McKinney E. N., Eckenrode J. A., Sewall B. J. 2017. Severe decline and partial recovery of a rare butterfly on an active military training area. *Biological Conservation* 216: 43–50.
- Zuur A. F., Ieno E. N., Walker N., Saveliev A. A., Smith G. M. 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer.

Titre : Spécificités écologiques des emprises militaires dans le réseau Natura 2000 : Paysages, Habitats et Conservation

Mots clés : Conservation, Perturbations, Militarisation, Biodiversité

Résumé : Les terrains militaires constituent des espaces potentiels de conservation dont le ministère des Armées cherche à optimiser la gestion. Le statut militaire implique à la fois un effet réserve (interdiction d'accès) et des niveaux de perturbations liés aux activités d'entraînement. Ils constituent des socio-écosystèmes complexes dont l'analyse implique des études à plusieurs échelles spatiales et temporelles (Dynamiques paysagères, évaluation de l'état de conservation des habitats et étude des communautés animales et végétales. Initié dans le cadre du Life NaturArmy, cette thèse s'appuie sur des observations réalisées sur six habitats au sein de six camps d'entraînement militaires pour répondre à trois questions de

recherches principales :

- Comment les emprises militaires, par leur expansion ou régression, la diversité d'activités qui s'y déroulent et les changements d'occupants ont impacté les paysages au cours du temps ?
- Quel est l'impact des emprises militaires sur la structure, les diversités et la composition des différents habitats présents ?
- Comment les emprises militaires impactent l'état de conservation des habitats présents ?

Les résultats ont confirmé le rôle conservatoire des terrains militaires mais en le nuancant selon les contextes et pratiques locales.

Title: Ecological specificities of military training areas in the Natura 2000 network: Landscapes, Habitats and Conservation

Keywords: Conservation, Disturbance, Militarisation, Biodiversity

Abstract: Military camps are potential conservation areas that the French Ministry of Armies seeks to optimize its management. Military status implies both a reserve effect (denial of access) and levels of disturbance related to training activities. They constitute complex socio-ecosystems whose analysis involves studies at several spatial and temporal scales (landscape dynamics, assessment of the state of conservation of habitats and study of animal and plant communities). Initiated as part of the Life NaturArmy, this thesis is based on observations of six habitats in six military training camps to answer three main research questions:

- How have military camps, through their expansion or regression, the diversity of activities taking place and the changes of occupants, impacted the landscapes over time?
- What is the impact of military camps on the structure, diversity and composition of the different habitats present?
- How do military camps affect the state of conservation of the habitats present?

The results confirmed the conservatory role of military land but nuancing it according to local contexts and practices.