



MÉMOIRE DE STAGE DE PREMIÈRE ANNÉE

Réponse temporelle de la végétation de l'île du Grand Rouveau à l'arrachage de *Carpobrotus edulis* : 10 années de suivi

présenté par :

Fleury Frouart Noé

Encadrants :

Meineri Éric, Pavon Daniel, Tankovic Eva

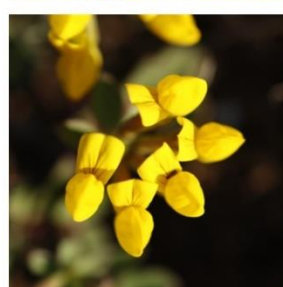
Structure d'accueil :

ONG Initiative pour les petites îles de méditerranée

Master Biodiversité, Écologie et Évolution

1^{ère} année

2024/2025



Crédits photo : Noé FF

Réponse temporelle de la végétation de l'île du Grand Rousseau (Var, France) à l'arrachage de *Carpobrotus edulis* : 10 années de suivi

*Temporal response of vegetation on Grand Rousseau island (Var, France) to the removal of *Carpobrotus edulis* : A 10-year monitoring study*

Mots clés : restauration, arrachage, petites îles, Méditerranée, évolution temporelle, invasion

Keywords : restoration, removal, small islands, Mediterranean, temporal dynamics, invasion

Noé Fleury Frouart

Aix-Marseille Université, Saint-Jérôme, France
Courriel : noe.fleury-frouart@etu.univ-amu.fr

Total word count : 7401 words
Received : 13 June 2025

Résumé :

Les petites îles de Méditerranée abritent une biodiversité abondante et originale, mais leurs écosystèmes sont fragiles. L'arrivée d'espèces invasives comme celles du genre *Carpobrotus* impacte l'ensemble de l'écosystème. L'arrachage est la solution la plus utilisée pour restaurer les zones envahies, mais l'évolution des communautés végétales après cette action est peu connue. Ainsi, ce travail vise à étudier l'évolution temporelle des communautés végétales après arrachage.

Sur une île de 6,5 ha dans le sud de la France, 10 relevés floristiques ont été menés en 14 ans sur 14 placettes de 100 m² dans les zones envahies par *Carpobrotus* ayant fait l'objet d'arrachages. Les habitats herbacés et de matorrals bas non impactés ont été pris comme habitats de référence. Des analyses selon plusieurs approches ont été conduites : multivariées, indices de rétablissement et de diversité.

Après l'arrachage, la structure des communautés végétales et le recouvrement des espèces s'est rapidement rapprochée de trois habitats de référence : pelouse halonitrophile, pelouse à graminées vivaces et fourré à Malva. Le retour vers la composition floristique connue dans les références est quant à lui très hétérogène. De nombreuses espèces non présentes dans les références sont retrouvées dans les zones restaurées, mais leur tendance est à la diminution. Les

indices de diversité ont dans un premier temps doublé sur environ 5 ans pour ensuite entamer une tendance décroissante probablement due à la fermeture des milieux par *Malva arborea*. Elle a été favorisée par des propriétés pédologiques nouvelles dues à l'invasion, à l'arrachage et à la présence de *Larus michahellis*, dont les impacts se confondent avec le sujet d'étude. Les zones restaurées sont néanmoins maintenant presque uniquement constituées d'une flore indigène grâce aux arrachages et repasses annuels, et les communautés végétales se rapprochent des habitats propres à l'île.

Abstract :

Small Mediterranean islands host rich and unique biodiversity, but their ecosystems are particularly vulnerable. The arrival of invasive species, such as those belonging to the genus *Carpobrotus*, can significantly disrupt native ecological balances. Mechanical removal, particularly manual uprooting, is the most commonly employed method to restore invaded areas. However, the post-removal dynamics of plant communities remain poorly understood. This study aims to investigate the temporal evolution of plant communities following the removal of *Carpobrotus*.

On a 6.5-hectare island in southern France, 10 floristic surveys were conducted over a 14-year period within 14 plots of 100 m² each located in areas previously invaded by *Carpobrotus* and subsequently cleared. Undisturbed herbaceous habitats and low matorral communities served as reference vegetation types.

Multiple analytical approaches were employed, including multivariate analyses (notably Correspondence Factor Analysis, or CFA), recovery indices, and biodiversity metrics.

Following removal, the structure of the plant communities and the species cover rapidly began to converge toward three reference habitats: halonitrophilous grasslands, perennial maritime grasslands, and *Malva*-dominated shrublands. However, convergence in species composition remained highly heterogeneous. Numerous species absent from the reference communities were observed in restored areas, although their presence tended to decline over time. Diversity indices initially doubled over approximately five years, followed by a downward trend likely due to habitat closure driven by the proliferation of *Malva arborea*. This species expansion appears to be facilitated by altered soil properties resulting from the prior *Carpobrotus* invasion, the disturbance caused by removal activities, and the influence of *Larus michahellis*, whose ecological impacts are difficult to disentangle from the restoration process.

Nonetheless, thanks to annual uprooting and follow-up management, restored zones are now composed almost exclusively of native flora, and the vegetation communities are progressively aligning with the island's characteristic habitats.

INTRODUCTION

Les écosystèmes insulaires sont connus pour leurs originalités, aussi bien floristiques que faunistiques. La Méditerranée compte un grand nombre de petites îles et îlots qui abritent une biodiversité singulière, avec des habitats naturels originaux, de nombreuses espèces endémiques ou à aire de répartition restreinte, voire spécialistes micro-insulaires (Médail 2017, 2022). Ces caractéristiques en font une priorité en matière de conservation, car ces petites îles sont particulièrement fragiles du fait de leur richesse spécifique et génétique plus faible que sur le continent ainsi que de leurs réseaux trophiques simplifiés (Berglund *et al.* 2009; Caspers 1984; Médail 2017). Cela limite la redondance fonctionnelle de ces écosystèmes affectant directement leur capacité de résilience écologique. Les petites îles (<1000 ha) sont d'autant plus sensibles aux altérations causées par l'établissement d'espèces invasives qui déséquilibrent profondément leurs peuplements (Buisson *et al.* 2021; Médail 2017).

Les impacts directs et indirects des espèces invasives sur les écosystèmes ont largement été étudiés en Méditerranée (Badalamenti *et al.* 2016; Chenot *et al.* 2014; Fried *et al.* 2014; Moragues & Traveset 2005; Mugnai *et al.* 2022; Vilà *et al.* 2006). Les profondes modifications de la structure et des propriétés chimiques du sol par les espèces invasives sont bien connues, comme l'augmentation du rapport carbone/azote et de la quantité de litière (Badalamenti *et al.*, 2016). La végétation est directement impactée par ces modifications abiotiques et la structure des communautés est modifiée avec d'un côté une baisse de richesse et de diversité (Badalamenti *et al.* 2016; Buisson *et al.* 2018; Mugnai *et al.* 2022), et d'un autre côté, une augmentation de l'abondance des espèces rudérales (Fried *et al.* 2014). Sans intervention humaine, les dommages s'intensifient au cours du temps dans la plupart des cas (Dostál *et al.* 2013).

Les habitats avec une faible couverture végétale sont généralement plus propices à être envahis, et les impacts sont d'autant plus forts dans les habitats pouvant être facilement envahis (Fried *et al.* 2014; Gaertner *et al.* 2009). De ce fait, les espèces pérennes ont un impact plus important sur la diversité et la structure des communautés que les espèces annuelles, car leur potentiel de recouvrement est plus important (Fried *et al.* 2014). Le genre *Carpobrotus* ou griffes de sorcière est composé de deux espèces invasives originaires d'Afrique du Sud, *Carpobrotus edulis* et *Carpobrotus affine acinaciformis*, ci-après nommées *Carpobrotus spp.* Leur effet sur la biodiversité est l'un des plus forts recensés en Méditerranée, comparable à celui de *Reynoutria x bohemica* (Fried *et al.* 2014). Les espèces de *Carpobrotus* ont une grande capacité d'invasion une fois introduites, grâce notamment à leur capacité à former des tapis monospécifiques. Elles se répandent grâce à une croissance clonale importante couplée à de la reproduction sexuée, générant une compétition pour la pollinisation chez certaines espèces autochtones (Moragues *et al.* 2004; Moragues & Traveset 2005). Elles concurrencent fortement les espèces natives sur l'espace, l'eau et la lumière, ce qui affecte donc leur développement et

leur survie (Buisson *et al.* 2021). Elles contribuent fortement à la réduction de la biodiversité et à la banalisation des habitats, phénomène accentué en contexte insulaire, notamment remarqué en Méditerranée (Mugnai *et al.* 2022; Pavon 2012). Les impacts concernent aussi la modification des sols (Badalamenti *et al.* 2016; Vilà *et al.* 2006) et le remplacement potentiellement total des communautés végétales induisant une diminution de la diversité des habitats (Badalamenti *et al.* 2016). Un fruit peut produire jusqu'à 1800 graines pouvant se maintenir longtemps dans le sol, permettant à ces plantes de persister après des perturbations (Buisson *et al.* 2021). La présence du rat facilite leur dispersion par le transport des graines, formant un complexe d'invasion (Bourgeois *et al.* 2005; Shiels 2011). Enfin, ces plantes sont aussi halotolérantes (Varone *et al.* 2017; Weber & D'Antonio 1999) et se montrent très compétitives dans ces conditions quasi constantes sur les espaces micro-insulaires.

Ainsi, les espèces invasives causent de coûteux dommages aux sociétés humaines et à l'environnement. Pour contrer les impacts des plantes invasives, des actions de restauration tentent d'enrayer les invasions sur les îles, mais leur efficacité n'est pas suffisamment documentée (Buisson *et al.* 2021). Les actions d'arrachage s'avèrent être la méthode la plus efficace contre *Carpobrodus spp.* (Buisson *et al.* 2018, 2021; Mugnai *et al.* 2022). Ici, l'aspect de restauration désignera l'action d'arrachage et les repasses et sera donc utilisé *sensu lato*, les placettes restaurées sont donc celles où l'arrachage a été mené.

La réussite de l'action de restauration effectuée passe par le retour d'un écosystème fonctionnel et proche des habitats existants avant l'altération par *Carpobrodus spp.* qui constitue la référence. Ce retour vers la référence peut être long, le but d'une restauration étant de modifier la trajectoire des zones restaurées et de l'orienter vers la référence. L'identification de la trajectoire actuelle permet d'analyser la réussite de l'action (Rohr *et al.* 2018). Cependant, la structure de la communauté végétale de l'habitat de référence ne pourra jamais être totalement retrouvée du fait de changements dans les facteurs environnementaux et des potentielles modifications irréversibles provoquées par l'altération subie (Rohr *et al.* 2018). Il en est de même pour la composition floristique : elle se rapprochera de la référence, mais certaines espèces vont manquer et d'autres plus adaptées aux facteurs actuels apparaîtront.

Différents indicateurs sont utilisés dans les articles traitant des écosystèmes ayant subi une restauration. Les plus courants sont les mesures de richesse, d'abondance/recouvrement, les analyses multivariées et les indices de diversité (Jaunatre *et al.* 2013). Cependant, la comparaison est souvent effectuée selon des états ponctuels avant/après : l'évolution temporelle n'est donc pas suivie par ces études. La diversité a déjà été abordée par des études réalisées après des actions de gestion d'espèces invasives par le biais d'indices comme la richesse spécifique, Shannon-Wiener et Simpson. Les zones restaurées ne retrouvent pas la diversité existante des habitats de référence, mais s'améliorent par rapport aux systèmes envahis sans

restauration effectuée (Andreu *et al.* 2010; Mesacasa *et al.* 2022; Murugan *et al.* 2020). Ces études relatent des changements 1 an ou 6 ans après la restauration, mais ne donnent pas la tendance des indices de diversité dans le temps.

Les études diachroniques de l'évolution de la végétation post-éradication dans un contexte micro-insulaire sont encore rares et leur apport pour la conservation et la restauration justifie leur nécessité. Ainsi, pour mettre en lumière l'évolution précise de la végétation l'île du Grand Rousseau après l'action de restauration enrayant diverses invasions, une approche sur plusieurs indicateurs est nécessaire. Ce travail a pour objectif d'évaluer, de manière quantitative et qualitative, la réponse temporelle de la végétation de l'île du Grand Rousseau à l'arrachage de *Carpobrotus edulis*, à travers sa diversité, sa structure, sa composition floristique et l'analyse du recouvrement. Les hypothèses suivantes seront testées : (i) La végétation dans les zones restaurées tend à retrouver la composition et la structure des habitats non altérés (Buisson *et al.* 2021; Vilà *et al.* 2006), (ii) La diversité dans les zones restaurées augmente après la restauration (Badalamenti *et al.* 2016; Mesacasa *et al.* 2022; Murugan *et al.* 2020; Vilà *et al.* 2006).

MATERIEL ET METHODE

Site d'étude

Le Grand Rousseau (43°04'49.0"N 5°46'04.0"E, SCR : WGS84) est une petite île de l'archipel des Embiez (Var, France). Elle s'étend sur une surface de 6,5 ha, son altitude maximum est de 31 m, sa distance à l'île principale de l'archipel est de 650 m et elle se trouve à 2,2 km de la côte (Médail *et al.* 1999; Pavon *et al.* 2012). L'île est la propriété du Conservatoire du Littoral depuis 2000 et est actuellement cogérée par la ville de Six-Fours-les-Plages et par l'ONG PIM. Elle bénéficie du classement en ZNIEFF (Zone Naturelle d'Intérêt Écologique Floristique et Faunistique) de type II et ne présente aucun statut de protection. Sur le plan géologique, cette petite île est entièrement constituée de roches métamorphiques (Gouvernet C. 1969).

Depuis la construction du phare sur l'île du Grand Rousseau en 1856, les impacts anthropiques ont continuellement transformé la végétation de l'île. Par leurs activités, les hommes ont amené le rat (*Rattus rattus*) et ont implanté les griffes de sorcière (*Carpobrotus edulis*) souvent utilisées, à partir du 19^{ème} siècle, pour l'ornement et pour sa capacité à maintenir et couvrir le sol. En 2012, cette dernière recouvre plus de 1,43 ha d'un tapis monospécifique, soit 26 % de la surface de l'île (Cabasse 2012). D'autres impacts s'ajoutent à cela, comme le nombre important de couples nicheurs de goélands leucophées (*Larus michahellis*), (Annexe 2 ; Rapport d'activité PIM, 2022).

Le Grand Rousseau comprend des habitats patrimoniaux de pelouses à ail petit-moly (*Allium chamaemoly*), espèce protégée en France, et de phrygane à passerine hirsute

(*Thymelaea hirsuta*), espèce protégée au niveau de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur (PACA), fortement envahis par *Carpobrotus edulis* (Médail *et al.* 1999; Pavon 2012). L'île abrite 6 autres espèces végétales protégées par la loi (*Limonium pseudominutum* Erben, *Senecio leucanthemifolius* Poir. subsp. *crassifolius* (Willd.) Ball, *Bupleurum semicompositum* L., *Fumaria flabellata* Gasp., *Orobanche sanguinea* C. Presl. et *Sedum litoreum* Guss.). Avec plus de 180 espèces de plantes vasculaires mentionnées au cours du dernier siècle, la diversité végétale de l'île est importante (Médail 2000; Pavon *et al.* 2012). Enfin, l'originalité faunistique de l'île réside dans la présence du rare phyllodactyle d'Europe (*Euleptes europaea*), un minuscule gecko spécialiste micro-insulaire à répartition nettement tyrrhénienne (Delaugerre & Corti 2020).

Éradication des espèces invasives

Les enjeux de conservation des espèces et des habitats ont motivé une campagne de restauration initiée par l'ONG « initiative pour les Petites Îles de Méditerranée - PIM ». Dans ce cadre, un plan d'arrachage de *Carpobrotus edulis* et d'éradication par piégeage du rat noir (*Rattus rattus*) a été effectué de 2012 à 2016 sur l'île. L'ensemble des placettes ont fini d'être arrachées en 2014. Une fois arraché, *Carpobrotus edulis* a été disposé en andains stabilisés pour éviter au maximum le lessivage du sol mis à nu et favoriser le retour des espèces végétales spontanées grâce à l'accumulation de matière organique et de sol.

Protocole de suivi de la végétation

Des placettes permanentes installées en 2012 avant éradication permettent d'étudier les changements de végétation initiés par cette campagne et de suivre le bon déroulement de la restauration structurelle et de la diversité des milieux. Le suivi temporel de la végétation s'effectue sur 18 placettes circulaires permanentes bornées, d'une surface de 100 m² pour un rayon de 5,64 m (Annexe 1). Ce protocole de suivi de la végétation existe sur les îles de Marseille depuis la thèse d'Eric Vidal (1998) qui a été poursuivie ensuite par Baumberger (2008) et Mutilod *et al.* (2023).

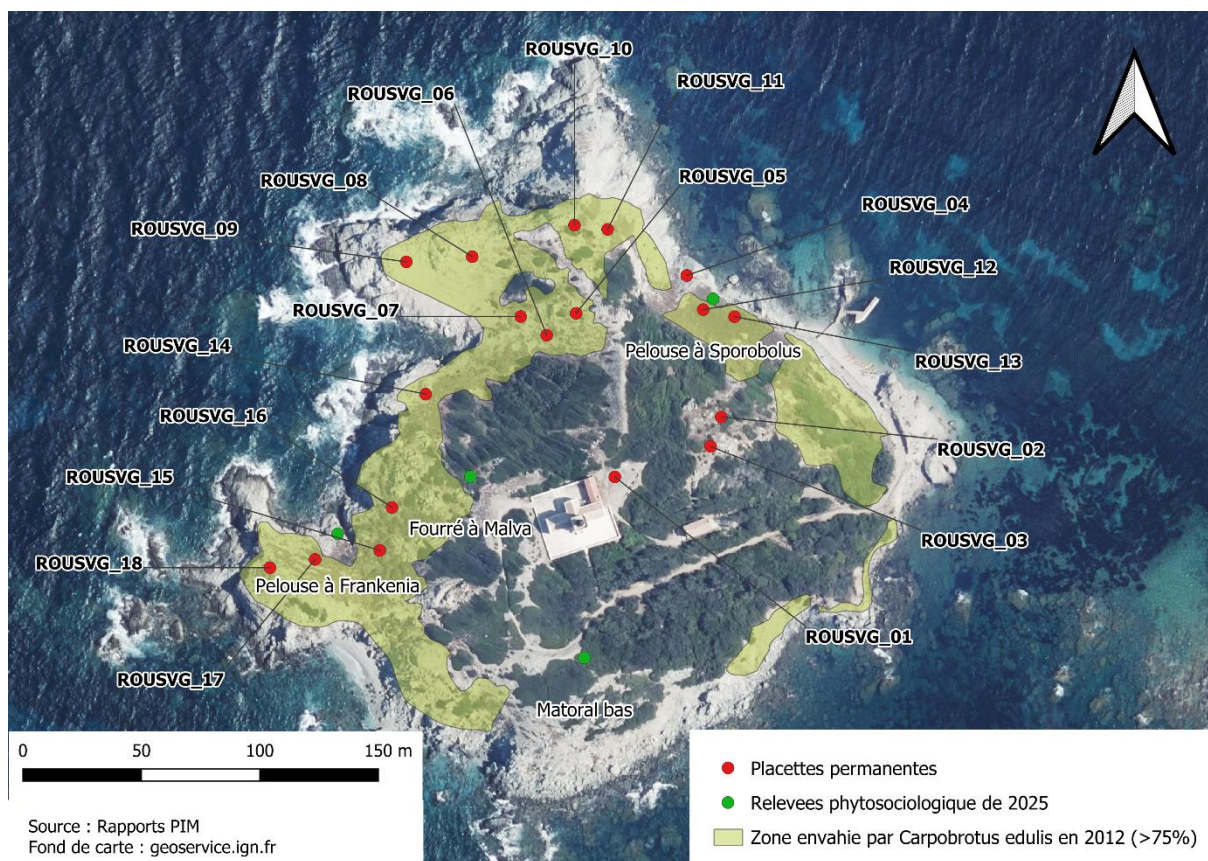


Figure 1 : localisation des placettes permanentes de suivi de la végétation et des relevés floristiques supplémentaires.

Une majorité des placettes se trouve dans les zones soumises à l'arrachage de *Carpobrotus edulis* (14 placettes restaurées). D'autres se situent sur des pelouses annuelles et géophytes à *Allium chamaemoly* (ROUSVG_01), des pelouses nitrophiles (ROUSVG_02 et 03) et des formations maritimes halophiles à *Limonium pseudominutum* (ROUSVG_04). Ces quatre dernières placettes ne sont pas ou peu concernées par le programme de restauration ciblant les zones fortement envahies par le *Carpobrotus*, elles sont donc considérées comme des placettes non altérées (Figure 1). Pour chaque placette, un relevé floristique exhaustif de la flore est effectué avec une évaluation du pourcentage de recouvrement (r) pour chaque espèce végétale (+ : $r < 1\%$; 1 : $1 < r < 10\%$; 2 : $10 < r < 25\%$; 3 : $25 < r < 50\%$; 4 : $50 < r < 75\%$ et 5 : $r > 75\%$) inspiré de Braun-Blanquet. Les noms d'espèces utilisées sont issus du référentiel du Muséum National d'Histoire Naturel (MNHN).

Le suivi s'est déroulé sur 10 ans entre 2012 (année « t0 » avant éradication) et 2025 (t9), entre le 27 avril et le 7 juin de chaque année. Il a été réalisé par les botanistes suivants :

- Daniel Pavon en 2012 (t0), 2013 (t1), 2014 (t2),
- Julien Ugo en 2015 (t3), 2016 (t4)
- Rosanna Grauer en 2017 (t5), 2018 (t6), 2019 (t7)
- Daniel Pavon en 2023 (t8)
- Daniel Pavon et Noé Fleury Frouart en 2025 (t9)

L'absence de cartographie des habitats avant l'invasion par *Carpobrotus edulis* a compliqué la détermination des habitats de référence, mais il est probable que

différents écosystèmes aient été impactés au vu du nombre important d'habitats de l'île et de la présence de *Carpobrotus edulis* dans plusieurs d'entre eux. La réussite de la restauration est donc jugée sur le retour vers un des habitats de l'île ayant été déterminé en 1999 et 2012 où les impacts de *Carpobrotus edulis* sont présumés faibles ou inexistant. Les quatre placettes non altérées n'étant pas suffisantes pour représenter l'ensemble des habitats de l'île, en complément, quelques relevés de type phytosociologique ont aussi été utilisés comme référence. Certains proviennent du travail de Médail (2000) réalisé en 1999 et d'autres sont inédits et issus des campagnes de terrain de 2025 :

- Formations maritimes halophiles, (Médail, 2000)
- Pelouses à espèces halonitrophiles, (Médail, 2000)
- Pelouse maritime à graminées vivaces (*Dactylis glomerata*, *Elytrigia atherica*), (Médail, 2000)
- Pelouse maritime à *Sporobolus pungens*, (Médail, 2000) (Pavon et Fleury Frouart 2025)
- Matorral littoral bas à passerine hirsute, lentisque et filaire à feuilles étroites, (Médail, 2000) (Pavon et Fleury Frouart 2025)
- Pelouse à *Frankenia*, (Médail, 2000)
- Fourré à Malva, (Médail, 2000) (Pavon et Fleury Frouart 2025)

Ainsi, tous les habitats de l'île encore présents et qui ont pu être impactés par *Carpobrotus edulis* ont été échantillonnés.

Analyses statistiques

Pour les analyses statistiques, les coefficients de recouvrement des relevés ont été transformés vers une échelle numérique de 1 à 9 : $+\rightarrow 1.5$, $1\rightarrow 3.5$, $2\rightarrow 6$, $3\rightarrow 7$, $4\rightarrow 8$, $5\rightarrow 9$, selon la méthode développée dans l'article van der Maarel, 1980. Cette transformation permet d'ajuster la performance des classes de recouvrements dans les analyses et de pouvoir effectuer des transformations exponentielles pour ajuster l'importance accordée aux espèces dominantes et aux espèces recouvrant peu.

Les analyses ont été menées sur R-4.4.1 (R Core Team 2023). Pour étudier d'une part la structure et de l'autre la composition floristique des habitats, deux analyses factorielles des correspondances (AFC) ont été menées (*FactoMineR* : Lê et al., 2008). Pour analyser la structure des communautés, les données ont été transformées selon une fonction exponentielle de degré 4, donnant une grande importance aux espèces abondantes tout en gardant les avantages mathématiques de l'AFC (Legendre & Gallagher 2001), (figure 2A) . Pour analyser la composition floristique, une deuxième AFC a été effectuée avec les données en présence/absence (figure 2B). L'utilisation de l'AFC se justifie par le fait qu'elle soit entre autres conçue pour traiter des matrices de recouvrement d'espèces (Legendre & Gallagher 2001). Cette analyse est robuste pour détecter des relations entre communautés et les gradients

écologiques, pouvant ainsi rendre compte des changements entre les communautés végétales de chaque année (Buisson *et al.* 2018). Afin de limiter le bruit dans l'analyse, les espèces ayant été contactées seulement dans 3 relevés ou moins n'apportant pas de valeur statistique ont été éliminées. Le jeu de données produit à partir des placettes de relevés annuels et des habitats de référence comporte 92 espèces et 191 relevés. Des régressions linéaires avec des modèles à effets mixtes avec l'effet placette comme aléatoire ont été effectuées entre les coordonnées des relevés des placettes restaurées sur la dimension 1 et 2 et l'année, cela pour chaque AFC (*lme4* : Bates et al., 2015). Cela a permis de tester l'évolution temporelle de la composition et de la structure de la végétation dans le temps.

Pour mettre en évidence l'évolution du recouvrement des espèces au sein des communautés, les indices HAI (Higher Abundance Index) et CSII_{norm} (normalized Community Structure Integrity Index) développés par Jaunatre et al., 2013 ont été estimés pour l'ensemble des placettes. L'indice HAI mesure la proportion moyenne du recouvrement des espèces dans la communauté évaluée (ici les relevés sur les placettes restaurées), qui est plus élevée que celle des communautés de l'habitat de référence. L'indice CSII mesure la proportion moyenne du recouvrement des espèces dans les communautés de l'habitat de référence représentées dans la communauté évaluée. L'indice est pondéré par l'hétérogénéité entre les communautés de l'habitat de référence pour la version normalisée CSII_{norm} (Jaunatre *et al.* 2013). Pour déterminer les communautés de l'habitat de référence, l'indice de CSII_{norm} a été calculé pour chacune des 14 placettes restaurées avec chaque habitat échantillonné comme référence. Pour chaque placette restaurée, l'habitat ayant le CSII_{norm} le plus élevé pour 2023 et 2025 a été désigné comme habitat de référence. Pour chaque habitat de référence ainsi sélectionné, un modèle de régression à effets mixtes a été produit sur la relation entre chaque indice et l'année du relevé, avec prise en compte de l'effet placette comme aléatoire. Des relations logarithmique et polynomiale de degré 3 ont été testées, le modèle ayant le R² le plus haut a été gardé (*lme4* : Bates et al., 2015). Sur la base des travaux de Jaunatre et al., 2013 des histogrammes de recouvrement (échelle de 1 à 9) des communautés permettent d'identifier les espèces ayant des recouvrements différents de l'habitat référence et impactant les deux indices précédents. Les recouvrements proviennent de la moyenne des relevés effectués pour chaque habitat (Fourrée à Malva N=2, Pelouses à espèces halonitrophiles N=1, Pelouse maritime à graminées vivaces N=2). Les recouvrements pour les placettes proviennent de la moyenne entre les relevés de 2023 et 2025.

Pour analyser l'évolution temporelle de la richesse et la diversité des espèces, la richesse spécifique, l'indice de Shannon et l'indice de Simpson ont été calculés sur les placettes restaurées à partir de l'échelle de recouvrement de 1 à 9 sans transformation (*vegan* : Oksanen J. et al., 2024). La richesse spécifique (S) correspond au nombre total d'espèces végétales

présentes par placette. L'indice de Shannon (H) correspond à la diversité rendant compte du nombre d'espèces végétales et de leur recouvrement. Cet indice accorde un poids important aux espèces rares. L'indice de Simpson (D) permet d'évaluer la probabilité que deux individus choisis au hasard dans les transects appartiennent à la même espèce et rend compte de la présence d'espèces dominantes. Ici, la transformation $1/D$ a été utilisée pour qu'une forte diversité corresponde aux valeurs proches de 1. Un modèle de régression polynomial de degré 2 à effets mixtes a été produit sur la relation entre chaque indice et l'année du relevé, avec prise en compte de l'effet placette comme aléatoire (lme4 : Bates et al., 2015).

RESULTATS

Trajectoire des communautés végétales

L'AFC sur les données de classe de recouvrement montre que les relevés effectués avant l'arrachage de *Carpobrotus* ont des coordonnées négatives sur la dimension 2 (figure 2). Le *Lotus cytisoides* est corrélé négativement à cette dimension car très présent dans les premiers stades après l'arrachage. Une importante évolution a été observée sur cette dimension au fur et à mesure des campagnes d'arrachage de 2012, 2013 et 2014, réduisant drastiquement le recouvrement de *Carpobrotus* et celui du *Lotus*. La dimension 1 est corrélée négativement aux espèces halophiles et discrimine les habitats associés (pelouse à *Frankenia*, formation halophile à *Limonium* et pelouse à *Sporobolus*) de la plupart des autres habitats positivement corrélés (pelouse à *Allium chamaemoly*, matorral bas, pelouses nitrophiles et fourré à *Malva*). Les habitats restants ont une position plus centrale (la pelouse halonitrophile et la pelouse à graminées vivaces). Les relevés de 2023 et 2025 dans les placettes restaurées ont des coordonnées positives sur la dimension 1 tandis que certains tendent vers les habitats à espèces halophiles. Les relevés de 2015 occupent déjà une position proche des habitats conservés sur la deuxième dimension. Les relevés les plus récents ont des structures très proches des pelouses halonitrophiles, des pelouses à graminées vivaces et des fourrés à *Malva*. Les régressions linéaires indiquent une augmentation sur la dimension 1 ($p < 0.001$) représentant l'évolution des communautés et la restauration en cours après tout arrachage. Une forte augmentation des coordonnées sur la dimension 2 ($p < 0.001$) représente l'avancée de l'arrachage sur les placettes. Les placettes restaurées présentent donc des communautés dont la structure se rapproche des habitats de référence au fil du temps.

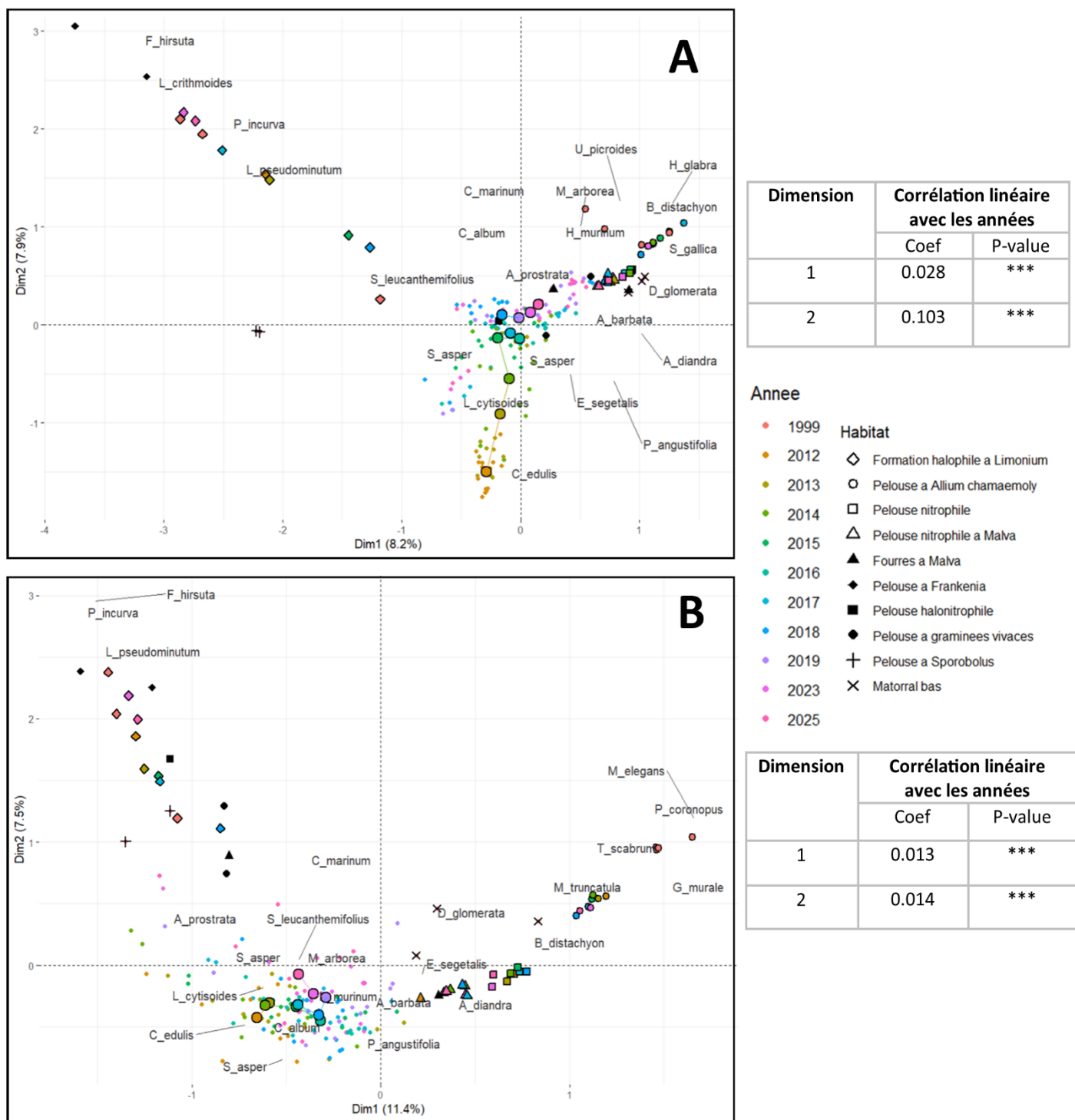


Figure 2 : Ordination d'une Analyse Factorielle des Correspondances (AFC), entre les relevés des 18 placettes et des habitats de référence **A** : sur la dimension 1 (8,2 % d'explication de la variance) et sur la dimension 2 (7,9 % d'explication de la variance), calculée sur les **recouvrements** de chaque espèce. **B** : sur la dimension 1 (11,4 % d'explication de la variance) et sur la dimension 2 (7,5 % d'explication de la variance), calculée sur les **présences** de chaque espèce. Les relevés sont catégorisés par année et par habitat, les petits points de couleur étant les zones restaurées et les grands ronds bordés de noir la moyenne par année des coordonnées de ces zones restaurées. Les formes entièrement noires sont des habitats de référence provenant des relevés de 1999 et 2025. Les espèces indiquées sont les 10 qui expliquent le plus de la variabilité observée des axes 1 et 2 et les 15 les plus présentes dans les relevés (parmi 113). Pour chaque dimension, une régression linéaire entre les coordonnées des relevés sur les placettes restaurées et l'année a été effectuée, et leur significativité est indiquée selon cette référence : $0.05 < P < 0.10$; * : $0.01 < P < 0.05$; ** : $0.001 < P < 0.01$ et *** $P < 0.001$; ns : non significatif.

La seconde AFC sur les données en présence/absence discrimine les habitats le long de la dimension 1 de façon similaire à la première AFC. Les relevés dans les placettes restaurées forment un groupe à part en prenant en compte les deux dimensions, les habitats conservés ne se confondent pas avec eux. Les régressions linéaires indiquent une faible augmentation des coordonnées sur la dimension 1 ($p < 0.001$) et 2 ($p < 0.001$). Cependant, la répartition très écartée des derniers relevés dans l'ordination indique une importante différence de performance entre les placettes à retrouver la composition des habitats conservés. Cette composition floristique est proche ou éloignée de celle des habitats conservés selon la placette.

Analyse de recouvrement

Les valeurs maximales de CSInorm (normalized Community Structure Integrity Index) indiquant la moyenne du recouvrement retrouvé dans de chaque placette répartissent celles-ci entre 3 habitats de référence : la pelouse halonitrophile, la pelouse à graminées vivaces et le fourré à *Malva*. Chaque placette restaurée a donc une trajectoire se dirigeant vers l'un de ces 3 habitats de référence déjà identifiés sur la première AFC.

L'habitat « fourré à *Malva* » est celui vers lequel le plus de placettes tendent, la référence est caractérisé par un relevé effectué en 1999 et un second en 2025. Les placettes se rapprochant de cet habitat voient leur indice HAI (proportion moyenne du recouvrement des espèces dans la communauté évaluée, qui est plus élevée que celle des communautés de l'habitat de référence) diminuer (R^2 marginal=0.328, $p < 0.001$), passer de 0.75 en 2012 à 0.58 en 2025 (figure 3). Cela signifie que la moyenne des espèces dont le recouvrement est plus élevé dans les placettes que dans l'habitat de référence « fourré à *Malva* » (orange, figure 4) diminue de façon homogène dans le temps. Ces mêmes placettes restaurées voient leur indice CSInorm augmenter (R^2 marginal=0.427), passer de 0.15 en 2012 à 0.48 en 2025. L'indice a augmenté dans un premier temps ($p < 0.01$), puis a formé un plateau ($p < 0.05$), pour enfin repartir à la hausse ($p < 0.05$). Les similitudes entre les placettes restaurées et les habitats de référence augmentent donc de façon très hétérogène : trois placettes (7, 15 et 16) ont un CSInorm stagnant vers 0.3 alors que trois autres placettes (10, 11 et 14) se situent aux alentours de 0.7 en 2025. Sur toutes les placettes, *Malva arborea* a un recouvrement plus important que dans les habitats de référence. *Sonchus asper* subsp. *glaucescens* et *Senecio leucanthemifolius* sont eux aussi plus représentés que dans les habitats de référence. De nombreuses espèces inventoriées dans les habitats de référence ne sont pas retrouvées dans les placettes restaurées, même dans les placettes à fort CSInorm (blanc, figure 4).

4 placettes restaurées se rapprochent de l'habitat de référence « pelouse halonitrophile » et voient leur indice HAI diminuer (R^2 marginal=0.177, p -value= $p < 0.01$), passant de 0.80 en 2012 à 0.72 en 2025. La moyenne des espèces dont le recouvrement est plus élevé dans les

placettes que dans l'habitat de référence « pelouse halonitrophile » diminue au cours du temps, tout en restant à un niveau élevé. Ces mêmes placettes voient leur indice CSInorm augmenter (R^2 marginal=0.273), passant de 0.12 en 2012 à 0.50 en 2025, ce qui représente une importante augmentation de la similitude en recouvrement avec l'habitat de référence. Comme

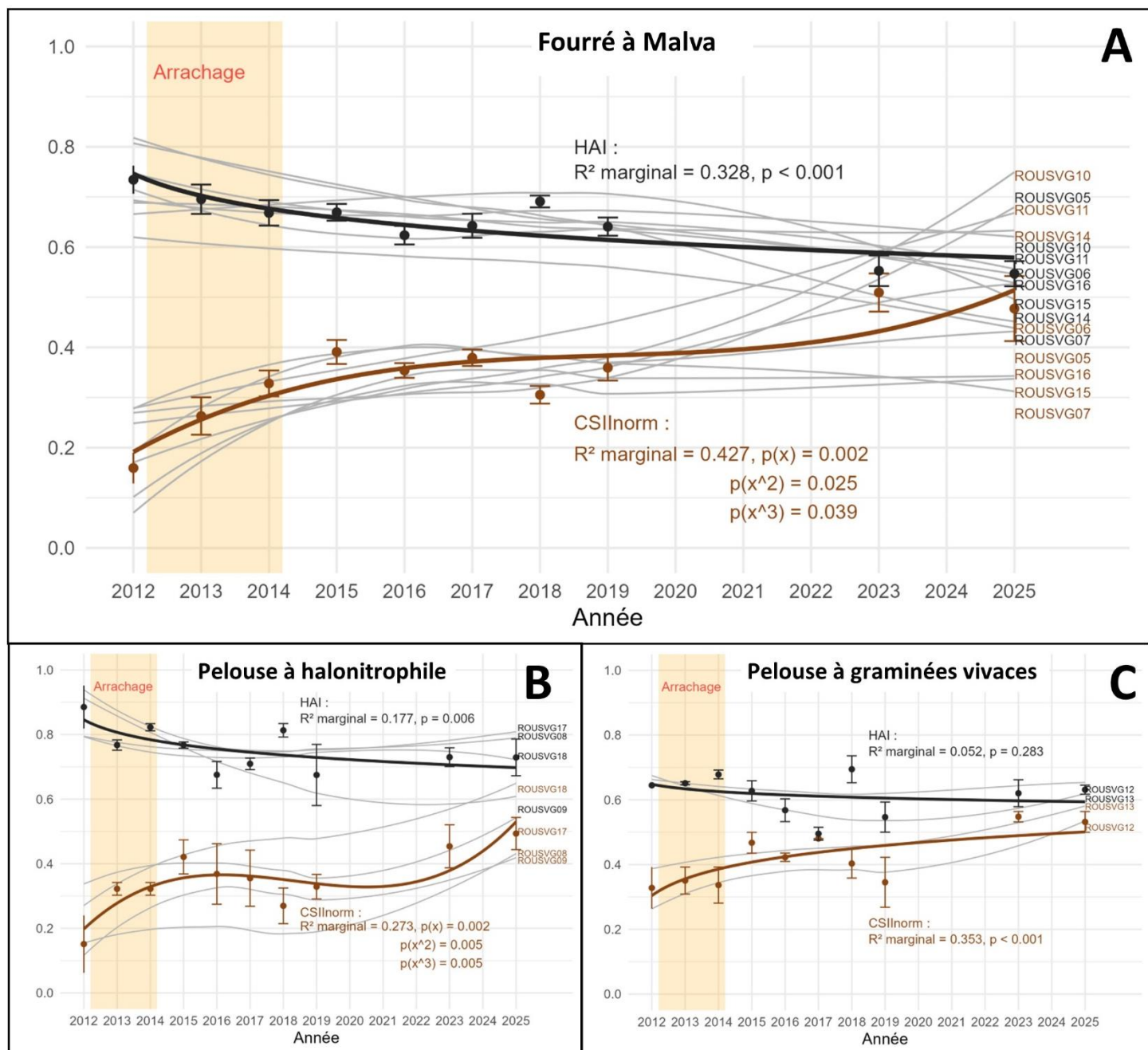


Figure 3 : Trajectoire temporelle des indices HAI (Higher Abundance Index) et CSInorm (normalized Community Structure Integrity Index) sur les placettes restaurées selon leur habitat de référence. Les points représentent la moyenne annuelle par indice pour l'ensemble des placettes, avec l'erreur standard indiquée par la barre d'erreur. Les courbes de tendance ont été obtenues à l'aide de modèles à effets mixtes incluant l'année comme effet fixe et la placette comme effet aléatoire. Les lignes grises représentent l'évolution des indices de chaque placette obtenue grâce à un GAM (General adaptive model) **A** : Une régression logarithmique, polynomiale d'ordre 3, a été utilisée pour l'indice HAI et pour l'indice CSInorm sur 8 placettes. **B** : Une régression logarithmique, polynomiale d'ordre 3 a été utilisée pour l'indice HAI et pour l'indice CSInorm sur 4 placettes. **C** : Une régression logarithmique a été utilisée pour les indices HAI et CSInorm sur 2 placettes.

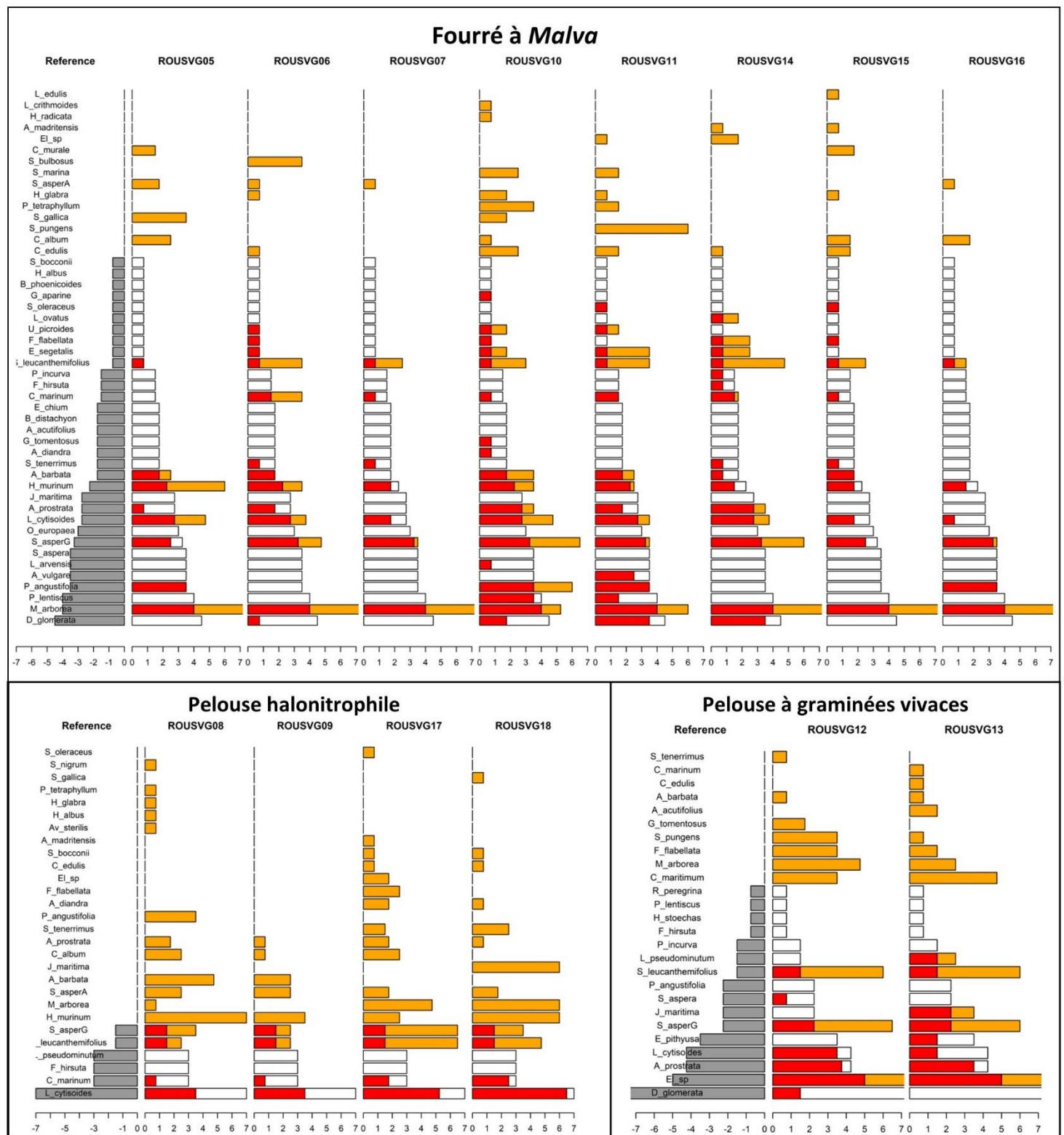


Figure 4 : Structure des communautés végétales des placettes restaurées selon leur habitat de référence. Les barres grises sont le recouvrement des espèces de l'habitat de référence. Les barres rouges sont le recouvrement des espèces communes entre les placettes restaurées et l'habitat de référence, les barres blanches sont le recouvrement manquant et les barres orange le recouvrement supplémentaire.

dans le milieu précédent, l'indice a augmenté dans un premier temps ($p < 0.01$) puis a formé un plateau ($p < 0.01$) pour enfin repartir à la hausse ($p < 0.01$). Trois espèces, sur les cinq présentes dans la référence, sont présentes dans tous les relevés. Les deux manquantes sont des espèces halorésistantes. Un grand nombre d'autres espèces non connues de la référence sont présentes (22 espèces).

L'habitat de référence « pelouse à graminée vivace » est caractérisé par de deux relevés effectués en 1999. L'indice CSInorm augmente (R^2 marginal=0.353, $p<0.001$), passant de 0.32 en 2012 à 0.52 en 2025. Les placettes 12 et 13 tendent vers des pelouses à *Elytrigia* comme espèce dominante, *Dactylis glomerata* est lui moins représenté que dans la référence. La plupart des espèces structurantes sont présentes dans les placettes restaurées. Des espèces différentes de la référence ont un recouvrement conséquent. Certaines semblent associées à l'emplacement et sont cohérentes avec l'habitat, comme *Crithmum maritimum*, *Fumaria flabellata* et *Sporobolus puegens*, mais *Malva arborea* témoigne d'un changement possible.

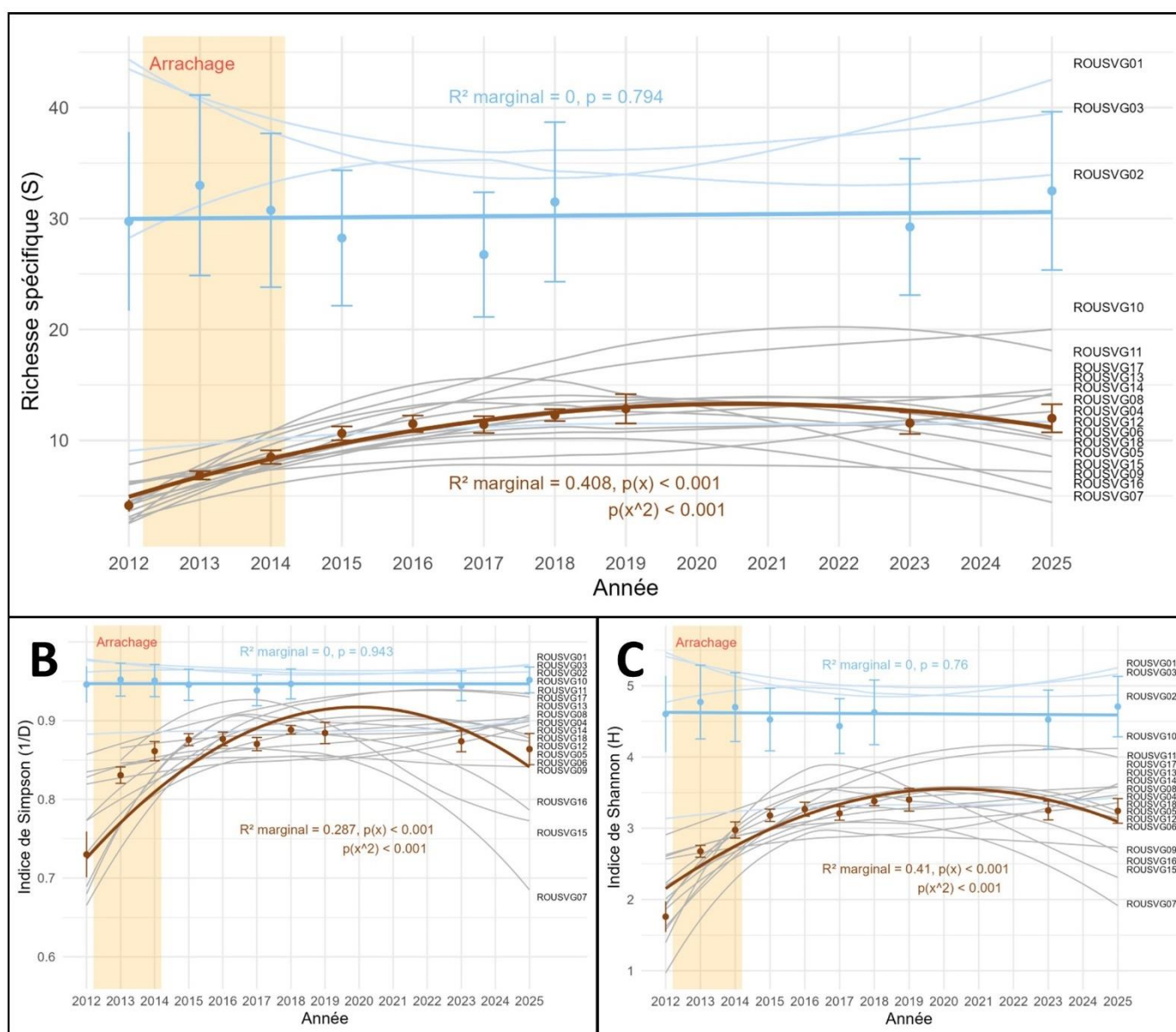


Figure 5 : Trajectoire temporelle des indices de diversité des placettes restaurées. Les points représentent la moyenne annuelle par indice pour l'ensemble des placettes, avec l'erreur standard indiquée par la barre d'erreur. Les courbes de tendance ont été obtenues à l'aide d'un modèle de régression logarithmique à effets mixtes, incluant l'année comme effet fixe et la placette comme effet aléatoire. Pour l'ensemble des indices de diversité, les 4 placettes n'ayant pas subi de restauration présentent des fluctuations, mais leur tendance est stable dans le temps.

La diversité dans les zones restaurées augmente après la restauration

La richesse spécifique augmente dans les premières années sur les placettes restaurées, mais diminue ensuite sur les dernières années (R^2 marginal=0.408, $p<0.001$), passant de 5 en moyenne en 2012 à 11 en moyenne en 2025, avec un maximum de 13 en 2019. Selon les placettes, l'évolution est très différente, deux d'entre elles (10 et 11) ont une richesse plus importante et quatre placettes (7, 9, 15 et 16) ont, elles, une faible richesse.

L'indice de Shannon-Weiner augmente dans les premières années sur les placettes restaurées, mais diminue ensuite sur les dernières années (R^2 marginal=0.41, $p<0.001$), passant de 1.7 de moyenne en 2012 à 3.2 de moyenne en 2025 avec un maximum de 3.4 en 2019. Cependant, depuis 2017, l'indice semble assez stable. Les mêmes placettes que pour la richesse présentent des indices élevés et faibles. L'indice de Simpson a une trajectoire similaire (R^2 marginal=0.287, $p<0.001$), passant de 0.78 de moyenne en 2012 à 0.88 de moyenne en 2025. Cependant, il semble tiré vers le bas encore une fois par les quatre mêmes placettes (7, 9, 15 et 16) dont trois voient leur indice diminuer drastiquement entre 2017 et 2025. Une des placettes retrouve ainsi une valeur semblable à l'état initial en 2012.

DISCUSSION

Trajectoire des communautés végétales

La structure des communautés sur les placettes restaurées est semblable à celle des habitats de référence pour les espèces structurantes d'après la première AFC et les analyses de recouvrement. L'action de restauration a permis d'obtenir une trajectoire satisfaisante vers des habitats souhaités. Cela a été permis par les repasses annuelles affectées, car 10 ans après, des graines de *Carpobrotus* continuent de germer sur les placettes. Un arrachage ponctuel n'aurait pas suffi ; avec la banque de graines dans le sol, *Carpobrotus* aurait vite de nouveau dominé la végétation (Andreu *et al.* 2010; Buisson *et al.* 2021).

La tendance des indices (CSInorm, HAI) utilisées pour comparer l'abondance des espèces entre les habitats de référence et les placettes restaurées indique que le rapprochement vers les habitats de référence est toujours en cours. En comparaison avec d'autres projets de restauration (Fernandez Nuñez *et al.* 2021; Garrouj 2019) l'abondance des espèces présentes dans les placettes restaurées présente une similitude plus importante. Les placettes de pelouse à graminées vivaces ont le CSInorm le plus important en 2025, et ce sont aussi ces placettes où le CSInorm était le plus élevé en 2012. Avant arrachage, *Carpobrotus edulis* était en mosaïque avec les espèces autochtones, son impact a donc été modéré sur cet habitat, ce qui explique la bonne réussite de la renaturation de cet habitat moins impacté.

La référence de la pelouse à halonitrophile est constituée uniquement de 5 espèces et représente un habitat très halophile de par la présence du *Limonium pseudominutum* et de *Frankenia hirsuta*. Les placettes qui se rapprochent de cet habitat ne sont pas assez halophiles pour accueillir ces deux espèces. Il est fort probable que cet habitat dominé par le *Lotus cytisoides* continuait vers des zones moins halophiles avec une diversité plus importante en espèces, comme on peut l'observer actuellement dans les placettes restaurées. Cet habitat aurait lui été très facilement envahissable par le *Carpobrotus* (Fried *et al.* 2014; Gaertner *et al.* 2009). Il est donc possible que la communauté actuelle de ces placettes soit très proche de celle présente avant l'invasion.

Pour le fourré à *Malva*, l'hétérogénéité entre les placettes est très importante. Certaines placettes sont loin de leur référence sur l'abondance, ce qui correspond à des zones fermées où *Malva arborea* domine et peu d'autres espèces arrivent à s'exprimer. Aucune variable dans les analyses ne permet d'expliquer la différence de performance entre ces placettes, mais les observations de terrains pourraient expliquer cela par l'impact important du goéland *Larus michahellis* dans les lieux adjacents aux placettes les moins performantes. Depuis les années 2000, la population de cet oiseau marin semble plus importante qu'auparavant (annexe 2). La présence du goéland provoque une importante augmentation de l'azote, une augmentation du pH et une diminution du carbone organique du sol (Baumberger *et al.* 2008; Mutillod *et al.* 2023, 2025). Ces changements favorisent l'implantation d'espèces rudérales dont font partie *Malva arborea*, *Hordeum murinum* et *Senecio leucanthemifolius* (Mutillod *et al.* 2025). Ont pu s'ajouter aussi la présence d'une litière importante et d'un sol profond suite à l'arrachage du *Carpobrotus* (Badalamenti *et al.* 2016) ayant permis le développement de cette plante arbustive.

Richesse, composition floristique et diversité

Les communautés végétales sont encore bien distinctes au niveau des espèces plus rares. Les espèces à faible recouvrement présentes dans les habitats de référence sont moins présentes dans les placettes restaurées. Cela peut s'expliquer par les différences de dispersion de certaines espèces (Buisson *et al.* 2021). Il est possible que plus de temps soit nécessaire pour l'arrivée de certaines espèces à faible dispersion comme *Frankenia hirsuta*, *Parapholis incurva* et *Spergula bocconei*, phénomène déjà mis en évidence par (Chenot *et al.* 2014). D'autres espèces ont donc peu de chances de s'établir de nouveau du fait de conditions n'étant plus favorables (Badalamenti *et al.* 2016). Les nouvelles conditions et la perturbation de l'arrachage expliquent l'implantation de nombreuses espèces non contactées dans les habitats de référence, mais provenant de la flore de l'île. Ces espèces perdurent encore aujourd'hui, ce qui explique les indices HAI importants.

L'augmentation des indices de diversité observée sur les placettes restaurées est bien due à l'arrachage de *Carpobrotus edulis* au vu de la stabilité des placettes non restaurées. L'augmentation de diversité a été importante, de l'ordre de 2 fois supérieur en 5 ans. Ce rétablissement de la végétation native a déjà été observé dans d'autres habitats côtiers où *Carpobrotus edulis* a été éradiqué (Andreu *et al.* 2010; Buisson *et al.* 2021; Mugnai *et al.* 2022). Cependant, comme le montrent les modèles, l'ensemble des indices de diversité ont tendance à diminuer depuis quelques années. Cette tendance s'explique probablement par la fermeture des milieux de fourré à Malva.

Plusieurs espèces patrimoniales ont été observées dans les placettes suite à la restauration, tel que *Senecio leucanthemifolius* subsp. *crassifolium*, *Fumaria flabellata* et *Sedum litoreum*. Ce *Senecio* était le seul présent dans l'état initial et il était présent sur seulement 2 placettes. Le protocole avec les classes de recouvrement ne permet pas de suivre finement l'évolution des populations d'espèces patrimoniales, mais leur recouvrement a augmenté avec l'action de restauration. Dans une zone non couverte par les placettes de suivi, des individus de *Thymelaea hirsuta*, une autre espèce patrimoniale, sont présents sur une zone restaurée qui est dominée par les *Malva*. La compétition qui en résulte peut être préoccupante pour *Thymelaea hirsuta*.

Évaluation de l'action de restauration, de suivi et pistes d'amélioration

Pour arriver à ces résultats encourageants, un protocole très important a été mis en place sur le Grand Rouveau. Les différentes sessions d'arrachage de *Carpobrotus edulis*, les repasses ainsi que les suivis effectués par des personnes qualifiées demandent un effort financier et humain important (*Rapport d'activité PIM*, 2022; Vincent RIVIERE, 2016). Aujourd'hui, 13 ans après le début de cette action, la problématique du *Carpobrotus* mobilise encore des moyens, mais moindres. L'éradication de *Rattus rattus* a aussi demandé un effort conséquent mais nécessaire, car ce petit mammifère est connu pour aider à la dispersion de *Carpobrotus* ainsi que pour favoriser sa germination par l'ingestion des graines (Bourgeois *et al.* 2005; Shiels 2011). Le rat est aussi connu, sur d'autres îles de la Méditerranée, pour prédater les graines, les coléoptères, les geckos et les œufs d'oiseaux nichant à terre comme les puffins (Delaugerre 2003; Martin *et al.* 2000; Ruffino *et al.* 2015).

Pour aller plus loin, il serait possible d'analyser le recouvrement total de la végétation, qui est très hétérogène selon les placettes. Il serait aussi possible d'aborder une approche sur les stratégies des espèces estimées sur la base de leur traits fonctionnels (Pedraza & Martorell 2019; Westoby 1998). Cela permettrait de mettre en lumière la probable rudéralisation des habitats en cours sur l'île. La composition floristique semble changer même dans les zones n'ayant pas subi de restauration. Ces changements, qui pourraient être provoqués par *Larus*

michahellis, ont été largement étudiés sur les îles de Marseille (Baumberger *et al.* 2008; Mutillod *et al.* 2023, 2025) En particulier, les zones restaurées seraient à cause de cela en train de dévier de la trajectoire vers leur référence, tel qu'on l'observe sur 3 placettes identifiées comme fourrées à *Malva*. De plus, afin de comprendre l'hétérogénéité de certains indices, des variables comme la profondeur de sol, les propriétés de la litière ou encore des mesures de quantité de nutriments peuvent permettre d'expliquer certains résultats observés (Badalamenti *et al.*, 2016; Vilà *et al.*, 2006). Pour pouvoir détecter les modifications dans la végétation dues à l'impact de l'invasion de *Carpobrotus edulis* et de son arrachage, une référence est obligatoire. C'est pour cela que des relevés de 1999 et 2025 ont été ajoutés pour les habitats de l'île qui auraient pu se faire envahir par *Carpobrotus edulis* et vers lesquels les zones restaurées peuvent tendre. Un suivi temporel dans ces habitats aurait permis une comparaison sur les indices de diversité et donc de pouvoir analyser comment les écosystèmes restaurés retrouvent la biodiversité de l'état de référence.

Biais et remarques

La présence de *Larus michahellis* a un impact sur la végétation qui n'est pas quantifié dans cette étude. Les effets se confondent donc avec ceux de la restauration et rendent difficile certaines analyses, notamment le potentiel impact sur les indices de diversité qui diminuent. Les communautés présentes dans les zones envahies avant l'implantation de *Carpobrotus edulis* n'étaient sûrement pas celles que l'on observe aujourd'hui. Le fourré à *Malva* aurait été difficilement envahissable par *Carpobrotus edulis* (Fried *et al.*, 2014). Les relevés étant effectués sur 100 m², ils comprennent souvent plusieurs habitats, les indices CSII_{norm} ou le positionnement des relevés dans l'AFC peuvent donc être impactés positivement ou négativement par des fragments d'autres habitats. Enfin, les relevés étant réalisés toujours à la même saison, entre fin avril et début juin, ils permettent de pouvoir observer les mêmes espèces d'année en année, mais empêchent la détection de certaines espèces comme certaines bulbeuses, telles qu'*Allium chamaemoly*.

CONCLUSION

Cette étude a montré que l'action de restauration mise en œuvre depuis treize ans sur le site du Grand Rouveau a permis d'engager rapidement les communautés végétales restaurées

sur une trajectoire orientée vers des habitats de référence, comme en témoigne l'ensemble des résultats (analyses multivariées, indice CSII_{norm}, et indices de diversité). Il est évident que cela a été permis par les nombreuses repasses afin d'éliminer les repousses de *Carpobrotus edulis*. Toutefois, un recrutement limité d'espèces à faible dispersion souligne le processus lent qu'est la restauration. D'autre part, la baisse de diversité au cours des dernières années sur les placettes souligne l'influence probable des apports azotés liés à *Larus michahellis*. Les perturbations dues à *Carpobrotus edulis* et aux arrachages s'ajoutent à cela pour expliquer la présence des fourrés à *Malva* dans lesquels la biodiversité chute. Le suivi de ces fourrés à *Malva* et l'arrachage systématique des jeunes plants issus de germinations dans les années à venir permettront de faire perdurer ces nouveaux habitats.

REMERCIEMENTS

Remerciements tout particulier à Jeanne Chaumont et Eva Tankovic et toute l'équipe de PIM et pour m'avoir accueilli dans leurs locaux tout au long de ce stage ainsi que pour l'organisation de la mission de 2025 sur l'île, la mise à disposition de l'ensemble de sa bibliographie sur l'île du Grand Rouveau.

Remerciements à Daniel Pavon (IMBE) pour l'encadrement de cette étude, la collaboration sur la mission de 2025 sur le Grand Rouveau, le partage de ses connaissances, les idées et les éléments d'améliorations lors de la rédaction.

Remerciements à Eric Meineri (IMBE) pour son encadrement, son appui sur les aspects statistiques, les idées et les éléments d'améliorations pour les analyses de l'étude et son précieux soutien lors de la rédaction.

BIBLIOGRAPHIE

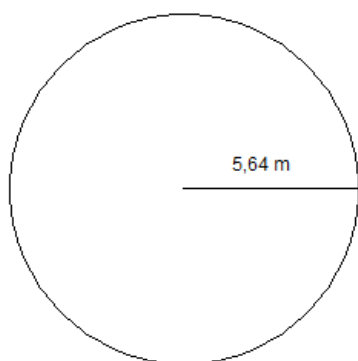
Andreu, J., Manzano-Piedras, E., Bartomeus, I., Dana, E.D. & Vila, M. (2010). Vegetation Response after Removal of the Invasive *Carpobrotus* Hybrid Complex in Andalusia, Spain. *Ecol. Restor.*, 28, 440–448.

- Badalamenti, E., Gristina, L., Laudicina, V.A., Novara, A., Pasta, S. & La Mantia, T. (2016). The impact of *Carpobrotus* cfr. *acinaciformis* (L.) L. Bolus on soil nutrients, microbial communities structure and native plant communities in Mediterranean ecosystems. *Plant Soil*, 409, 19–34.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. & Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using **lme4**. *J. Stat. Softw.*, 67.
- Baumberger, T., Tatoni, T. & Torre, F. (2008). Etude diachronique de l’impact des goélands leucophées sur les communautés végétales des îles de Marseille.
- Berglund, H., Järemo, J. & Bengtsson, G. (2009). Endemism Predicts Intrinsic Vulnerability to Nonindigenous Species on Islands. *Am. Nat.*, 174, 94–101.
- Bourgeois, K., Suehs, C.M., Vidal, E. & Médail, F. (2005). Invasional meltdown potential: Facilitation between introduced plants and mammals on French Mediterranean islands. *Écoscience*, 12, 248–256.
- Buisson, E., Aboucaya, A., Affre, L., Braschi, J., Chenot, J., Dailly, S., *et al.* (2018). Rétablissement des communautés végétales après éradication des griffes de sorcière (*Carpobrotus* sp.) dans le cadre du programme de restauration écologique de l’île de Bagaud (Parc national de Port-Cros, France) : résultats 5 ans après éradication. *Technè*, 32, 123.
- Buisson, E., Braschi, J., Chenot-Lescure, J., Hess, M.C.M., Vidaller, C., Pavon, D., *et al.* (2021). Native plant community recovery after *Carpobrotus* (ice plant) removal on an island — results of a 10-year project. *Appl. Veg. Sci.*, 24, e12524.
- Cabasse, C. (2012). Etude d’incidences en vue de la réalisation de travaux d’élimination de *Carpobrotus edulis* (Griffes de sorcière).
- Caspers, H. (1984). Mark Williamson: Island Populations. — 286 pp. Oxford University Press 1981. ISBN 0-19-854134-1. £ 19.00. *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol. Hydrogr.*, 69, 143–143.
- Chenot, J., Affre, L., Passetti, A. & Buisson, E. (2014). Consequences of iceplant (*Carpobrotus*) invasion on the vegetation and seed bank structure on a Mediterranean island: response elements for their local eradication. *Acta Bot. Gallica*, 161, 301–308.
- Delaugerre, M.J. (2003). Le Phyllodactyle d’Europe sur l’île de Port-Cros. Synthèse et mise à jour des recherches conduites entre 1975 et 1985.
- Delaugerre, M.J. & Corti, C. (2020). Tiny but “strong”: the European Leaf-toed gecko, *Euleptes europaea*, a terrestrial vertebrate able to survive on tiny islets. *Isr. J. Ecol. Evol.*, 66, 223–230.
- Dostál, P., Müllerová, J., Pyšek, P., Pergl, J. & Klinerová, T. (2013). The impact of an invasive plant changes over time. *Ecol. Lett.*, 16, 1277–1284.
- Fernandez Nuñez, N., Maggia, L., Stenger, P.-L., Lelievre, M., Letellier, K., Gigante, S., *et al.* (2021). Potential of high-throughput eDNA sequencing of soil fungi and bacteria for monitoring ecological restoration in ultramafic substrates: The case study of the New Caledonian biodiversity hotspot. *Ecol. Eng.*, 173, 106416.
- Fried, G., Laitung, B., Pierre, C., Chagué, N. & Panetta, F.D. (2014). Impact of invasive plants in Mediterranean habitats: disentangling the effects of characteristics of invaders and recipient communities. *Biol. Invasions*, 16, 1639–1658.
- Gaertner, M., Den Breeyen, A., Cang Hui & Richardson, D.M. (2009). Impacts of alien plant invasions on species richness in Mediterranean-type ecosystems: a meta-analysis. *Prog. Phys. Geogr. Earth Environ.*, 33, 319–338.
- Garrouj, M. (2019). Restauration écologique des prairies alluviales par transfert de matériel biologique: importance des premières étapes sur les trajectoires des communautés végétales.
- Gouvernet C. (1969). Carte géologique de la France à 1/50 000ème. Toulon. XXXII-46.
- Initiative PIM. (2023). RAPPORT ACTIVITES 2023 ILE DU GRAND ROUVEAU.
- Jaunatre, R., Buisson, E., Muller, I., Morlon, H., Mesléard, F. & Dutoit, T. (2013). New synthetic indicators to assess community resilience and restoration success. *Ecol. Indic.*, 29, 468–477.
- Lê, S., Josse, J. & Husson, F. (2008). **FactoMineR** : An R Package for Multivariate Analysis. *J. Stat. Softw.*, 25.

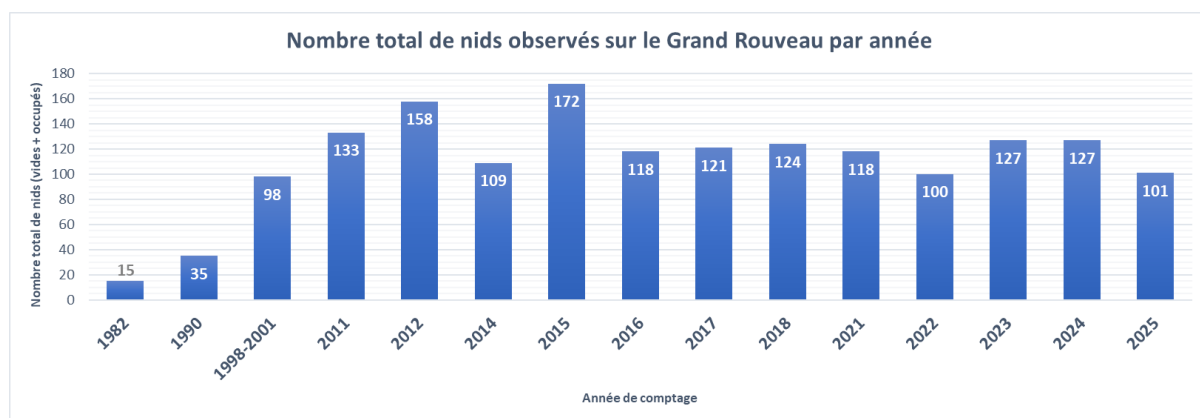
- Legendre, P. & Gallagher, E.D. (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129, 271–280.
- Martin, J., Thibault, J. & Bretagnolle, V. (2000). Black Rats, Island Characteristics, and Colonial Nesting Birds in the Mediterranean: Consequences of an Ancient Introduction. *Conserv. Biol.*, 14, 1452–1466.
- Médail, F. (2000). Flore et végétation de l'île du Grand Rouveau (archipel des Embiez, S.-E. France).
- Médail, F. (2017). The specific vulnerability of plant biodiversity and vegetation on Mediterranean islands in the face of global change. *Reg. Environ. Change*, 17, 1775–1790.
- Médail, F. (2022). Plant Biogeography and Vegetation Patterns of the Mediterranean Islands. *Bot. Rev.*, 88, 63–129.
- Médail, F., Mante, A., Cosson, E., Tatin, D. & Vidal, E. (1999). Etude du milieu naturel de l'île du Grand Rouveau.
- Mesacasa, L., Macagnan, L.B., Fiaschi, P., & Michele De Sá Dechoum. (2022). Effects of time since invasion and control actions on a coastal ecosystem invaded by non-native pine trees. *Ecol. Solut. Evid.*, 3, e12138.
- Moragues, E. & Traveset, A. (2005). Effect of *Carpobrotus* spp. on the pollination success of native plant species of the Balearic Islands. *Biol. Conserv.*, 122, 611–619.
- Moragues, E., Traveset, A., & Suehs. (2004). Effect of *Carpobrotus* spp. on the pollination success of native species. Interspecific pollen transfer as a mechanism of competition.
- Mugnai, M., Benesperi, R., Viciani, D., Ferretti, G., Giunti, M., Giannini, F., *et al.* (2022). Impacts of the Invasive Alien *Carpobrotus* spp. on Coastal Habitats on a Mediterranean Island (Giglio Island, Central Italy). *Plants*, 11, 2802.
- Murugan, R., Beggi, F., Prabakaran, N., Maqsood, S. & Joergensen, R.G. (2020). Changes in plant community and soil ecological indicators in response to *Prosopis juliflora* and *Acacia mearnsii* invasion and removal in two biodiversity hotspots in Southern India. *Soil Ecol. Lett.*, 2, 61–72.
- Mutillod, C., Baumberger, T., Prudent, P., Saatkamp, A., Eric Vidal & Affre, L. (2023). Yellow-legged gull populations (*Larus michahellis*) link the history of landfills to soil eutrophication and time-related vegetation changes on small Mediterranean islands. *Sci. Total Environ.*, 878, 162948.
- Mutillod, C., Baumberger, T., Saatkamp, A., Prudent, P., Vidal, É., Bellon, C., *et al.* (2025). Étude diachronique de l'impact des Goélands leucophées (*Larus michahellis* Naumann, 1840) sur le sol et la flore des îles de Marseille : quels constats après la diminution de leurs effectifs ? *Naturae*, 2025.
- Oksanen J., Simpson G, Blanchet F, Kindt R, Legendre P, Minchin P, O'Hara R, Solymos P, Stevens M, Szoecs E, Wagner H, Barbour M, Bedward M, Bolker B, Borcard D, Carvalho G, Chirico M, De Caceres M, Durand S, Evangelista H, FitzJohn R, Friendly M, Furneaux B, Hannigan G, Hill M, Lahti L, McGlinn D, & Ouellette M, Ribeiro Cunha E, Smith T, Stier A, Ter Braak C, Weedon J. (2024). *vegan: Community Ecology Package*.
- Pavon, D. (2012). Flore et végétation de l'île du Grand Rouveau et des îlots satellites. Note naturaliste Initiative PIM.
- Pavon, D., Croze, T. & Casanova, N. (2012). Contribution à la connaissance et à la conservation de la flore des îles et îlots de l'archipel des Embiez (Six-Fours-les-Plages, Var). *Bull. Société Bot. Cent.-Ouest*, Nouvelle Série, 137–160.
- Pedraza, F. & Martorell, C. (2019). Allocating species in Grime's strategy space: an alternative to trait-based approaches. *Bot. Sci.*, 97, 649–660.
- R Core Team. (2023). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Core Team.
- Rapport d'activité 2012 – 2022 : Point sur les 10 ans d'actions de l'Initiative PIM sur l'île du Grand Rouveau. (2022). .
- Rohr, J.R., Bernhardt, E.S., Cadotte, M.W. & Clements, W.H. (2018). The ecology and economics of restoration: when, what, where, and how to restore ecosystems. *Ecol. Soc.*, 23, art15.
- Ruffino, L., Krebs, E., Passetti, A., Aboucaya, A., Affre, L., Fourcy, D., *et al.* (2015). Eradications as scientific experiments: progress in simultaneous eradication of two major invasive taxa from a

- Mediterranean island: Simultaneous pest eradications in the Mediterranean. *Pest Manag. Sci.*, 71, 189–198.
- Shiels, A.B. (2011). Frugivory by introduced black rats (*Rattus rattus*) promotes dispersal of invasive plant seeds. *Biol. Invasions*, 13, 781–792.
- Van der Maarel, E., Orlóci, L. & Pignatti, S. (Eds.). (1980). Transformation of Cover-Abundance Values in Phytosociology and its Effects on Community Similarity. In: *Data-processing in phytosociology: Report on the activities of the Working-group for data-processing in phytosociology of the International society for vegetation science, 1969–1978*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 133–150.
- Varone, L., Catoni, R., Bonito, A., Gini, E. & Gratani, L. (2017). Photochemical performance of *Carpobrotus edulis* in response to various substrate salt concentrations. *South Afr. J. Bot.*, 111, 258–266.
- Vilà, M., Tessier, M., Suehs, C.M., Brundu, G., Carta, L., Galanidis, A., *et al.* (2006). Local and regional assessments of the impacts of plant invaders on vegetation structure and soil properties of Mediterranean islands. *J. Biogeogr.*, 33, 853–861.
- Vincent RIVIERE. (2016). Restauration écologique de l'île du Grand Rouveau (Var) Bilan de 4 années d'intervention Perspectives.
- Weber, E. & D'Antonio, C.M. (1999). Germination and growth responses of hybridizing *Carpobrotus* species (Aizoaceae) from coastal California to soil salinity. *Am. J. Bot.*, 86, 1257–1263.
- Westoby, M. (1998). A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme.

ANNEXES



Annexe 1 : schéma d'une placette de suivi de la végétation.



Annexe 2 : Evolution du nombre de couples de *Larus michahellis* nichant sur le Grand Rouveau (Initiative PIM 2025).