

# Des semences indigènes pour reconquérir la biodiversité



## Table des matières

### Table des matières

<b><i>Etat de l'art de l'utilisation des semences indigènes dans les écosystèmes Méditerranéen</i></b> .....	<b>3</b>
<i>Résumé</i> .....	3
<i>Préambule</i> .....	4
<b><i>Biodiversité et restauration des agrosystèmes</i></b> .....	<b>5</b>
<i>Agrosystèmes de cultures permanentes</i> .....	6
<i>Prairies méditerranéennes</i> .....	8
<i>Pourquoi utiliser des plantes sauvages d'origine locale ?</i> .....	9
<i>Collecte et production de semences indigènes</i> .....	10
<i>Le statut de conservation des plantes vasculaires menacées dans la région SUDOE</i> .....	12
<i>Les études et projets de la région SUDOE</i> .....	13
<i>Espèces indigènes adaptées aux agro-écosystèmes sous l'influence de la Méditerranée</i> .....	17
<i>Bibliographie</i> .....	17

# Etat de l'art de l'utilisation des semences indigènes dans les écosystèmes Méditerranéen

## 1.1. Résumé

L'objectif du groupe de travail 1 (GT1) du projet "Fleurs locales" est d'explorer l'état de l'art sur la restauration de la biodiversité par des espèces indigènes dans différentes zones biogéographiques du territoire SUDOE afin de capitaliser sur les connaissances existantes et d'identifier les éventuelles lacunes.

Pour cela, nous avons articulé notre travail en trois activités : tout d'abord, réaliser une revue de la littérature sur les espèces indigènes adaptées aux agroécosystèmes dans les conditions méditerranéennes. Ensuite, identifier les stocks de graines disponibles sur le marché, et enfin, sélectionner les espèces les plus prometteuses en fonction des spécificités de la restauration.

Nous avons donc passé en revue les utilisations qui sont faites des semences indigènes dans l'objectif d'atténuer les menaces sur la biodiversité végétale causées par le changement climatique et les activités humaines.

Nous abordons également dans ce document, les limites actuelles en matière d'approvisionnement en semences indigènes pour la restauration écologique et la gestion des agrosystèmes, ainsi que les directives pertinentes présentes dans la littérature pour surmonter ces limites en Europe.

En outre, nous rappelons ici le statut de "hotspot" mondial de biodiversité de la région Méditerranéenne. Nous soulignons également l'importance stratégique de l'utilisation de semences indigènes pour restaurer et maintenir des services écosystémiques et atténuer la simplification et l'homogénéisation des paysages principalement causée par l'intensification des pratiques agricoles. Ce document aborde enfin les bénéfices de l'utilisation des semences indigènes dans les agroécosystèmes ciblés par le projet "Fleurs locales" ; les contraintes observées en Europe concernant la collecte et la production de semences indigènes ainsi que la disponibilité des semences indigènes dans les trois pays de la région Sudoë.

## 1.2. Préambule

La biodiversité végétale est menacée par le changement climatique et les activités humaines (urbanisation, incendies, érosion des sols, agriculture intensive, surexploitation des ressources naturelles, invasions biologiques, etc.) et entraîne des effets négatifs tels que l'altération de la dynamique et de l'aire de répartition des populations, la modification de la structure des écosystèmes, l'extinction d'espèces et la fragmentation des habitats. Ces effets sont accentués par le changement climatique. Le projet Interreg SUDOE "Fleurs locales" vise à promouvoir des alternatives pour atténuer l'érosion massive de la biodiversité qui à l'œuvre tout en tenant compte des défis du changement climatique. Notre objectif principal est soutenu par la sensibilisation de la société civile à l'urgence de ces mesures. En plus des défis environnementaux, la restauration de la biodiversité et son adaptation au changement climatique sont essentielles pour la relance des activités économiques. La nouvelle prise de conscience des risques du changement climatique nécessite, entre autres, le développement d'initiatives de restauration des agrosystèmes basées sur une couverture végétale adaptée et résiliente.

Une espèce végétale indigène (ou autochtone) peut être définie comme une espèce existant dans son aire de distribution et de dispersion naturelle. Ces dernières années, l'importance de l'utilisation de semences indigènes de provenance locale est devenue une pratique très répandue dans les projets de restauration, mais cela ne se traduit pas toujours par une situation idéale sur le terrain. Les limites peuvent venir du manque de connaissances mais aussi du fait que la quantité de semences locales n'est pas suffisante pour approvisionner les utilisateurs finaux. Au mieux, on peut espérer des semences provenant de la même région ou du même pays plutôt que du district ou de la vallée la plus proche du site de restauration (Ladouceur et al. 2017).

Plusieurs projets de restauration (par exemple Ecovars, Alp'Grains, SOS Praderas, etc.) utilisant des espèces indigènes ont été mis en œuvre pour maintenir ou augmenter la biodiversité de différents écosystèmes, cependant, les études portant sur l'utilisation d'espèces indigènes, de la collecte à son utilisation finale, sont encore peu nombreuses dans la littérature.

La conservation de la biodiversité, l'atténuation des effets négatifs et l'adaptation au changement climatique sont à l'ordre du jour des Nations unies, de l'UE et d'autres initiatives institutionnelles. Le lien entre les services écosystémiques et la société (objectif 14) et la restauration de 15 % des écosystèmes dégradés dans le monde (objectif 15) ont été soulignés dans le plan stratégique pour la biodiversité 2011-2020 de la Convention des Nations unies sur la diversité biologique (CDB) (CDB 2015 ; CDB 2016).

Les cadres politiques actuels en Europe concernant l'approvisionnement en semences indigènes d'espèces herbacées sont généralement insatisfaisants pour les producteurs et les utilisateurs (Abbandonato et al. 2017). Les auteurs ont signalé qu'à l'origine, ces politiques ont été conçues pour des espèces fourragères et se limitent à la distinction, l'uniformité et la stabilité des espèces : des traits qui ne reflètent pas l'hétérogénéité génétique des espèces indigènes requises pour mener des programmes de restauration écologique.

Récemment, des normes de certification plus adaptées ont été conçues pour multiplier les semences fourragères afin de préserver l'environnement naturel. Cependant, en raison de la disparité du marché des semences en Europe, ces outils sont rarement adaptés et ne parviennent pas à englober toutes les espèces indigènes herbacées, ce qui entraîne souvent des ventes de semences non réglementées. Le marché des semences d'espèces indigènes en Europe est souvent qualifié de « non réglementé » et la mauvaise qualité des semences qui y sont échangées est un phénomène courant (Marin et al. 2017). De grandes quantités de semences indigènes sont pourtant nécessaires pour la restauration écologique à grande échelle et la demande ne peut être satisfaite en s'appuyant uniquement sur les ressources sauvages (Merritt & Dixon 2014). Les coûts d'approvisionnement en semences peuvent imposer des contraintes financières importantes aux projets de restauration, car le rendement et la qualité des semences (y compris la dormance) fluctuent en fonction de l'intervariabilité et de l'intravariabilité du flux de pollen, des perturbations naturelles et de la variabilité climatique (Merritt & Dixon 2014 ; Broadhurst et al. 2016 ; Abbandonato et al. 2017).

Dans une étude récente (Ladouceur et al. 2017) où l'on évalue l'offre de semences indigènes et le pool d'espèces de restauration disponibles en Europe, les auteurs proposent : " (1) une expansion substantielle de la recherche et du développement sur la qualité, la viabilité et la production des semences indigènes ; (2) un transfert de connaissances libre de droit entre les secteurs et (3) la création d'une politique de soutien destinée à stimuler la demande de semences biodiversifiées ".

D'autres études indiquent que l'industrie européenne des semences indigènes se compose principalement de petites et moyennes entreprises (De Vitis et al. 2017). Elles indiquent par ailleurs une offre nettement insuffisante d'espèces de semences indigènes pour la restauration des écosystèmes et des agroécosystèmes.

Le projet a identifié une communauté de parties prenantes dans l'espace SUDOE qui sont des utilisateurs potentiels de semences indigènes. Cependant, les volumes de semences nécessaires ne peuvent être obtenus par la seule récolte dans la nature et le marché actuel des semences n'offre pas de réponse adéquate, en raison du manque de production de matériel végétal indigène d'origine géographique locale. Les expériences menées dans le cadre de programmes antérieurs (comme Ecovars par exemple) ont montré que la multiplication de graines récoltées dans le milieu naturel était pourtant possible.

Avec ce projet, nous espérons promouvoir l'utilisation de semences indigènes dans les milieux naturels et les agrosystèmes en répondant aux principales limites actuelles. Les gestionnaires du paysage, les scientifiques, les producteurs de semences et les usagers finaux identifieront les principales lacunes techniques et économiques.

### **1.3. Biodiversité et restauration des agrosystèmes**

L'agriculture dépend considérablement des conditions météorologiques et climatiques, par conséquent, elle est l'un des secteurs les plus vulnérables face au changement climatique mondial. Le bassin méditerranéen est reconnu comme l'un des "hotspots" mondiaux de biodiversité. Il s'agit de l'une des zones biogéographiques les plus remarquables au monde avec une grande diversité d'espèces et un taux d'endémisme élevé (Myers et al. 2000). Le bassin méditerranéen est l'une des régions où les effets du changement climatique auront le plus d'impacts négatifs pour l'agriculture. Par exemple, il a été signalé que cette région est exposée à un risque élevé de sécheresse (Carrão et al., 2016), et il a été estimé qu'un réchauffement climatique supérieur à 1,5°C entraînera les écosystèmes méditerranéens au-delà de la variabilité holocène (Aguilera et al. 2020). Les agroécosystèmes méditerranéens sont également menacés par l'érosion des sols liée aux activités humaines, après des décennies de labourage et d'utilisation d'herbicides (Laguna et Giráldez, 1990).

Les services écosystémiques rendus par la biodiversité, y compris les services culturels, sont essentiels à la production agricole. Dans les paysages agricoles, les pesticides et la mécanisation menacent la biodiversité, entraînent une homogénéisation du paysage et donc la diminution des services écosystémiques. D'autre part, les consommateurs sont de plus en plus conscients des enjeux environnementaux de la production alimentaire (Hervé et al. 2017). Ces changements ont des impacts considérables sur la biodiversité protégée par les directives européennes. Récemment, des programmes agro-environnementaux et des mesures d'amélioration de l'habitat de la faune sauvage ont été instaurés pour prévenir la perte de biodiversité, bien que seule une petite partie de leur budget total soit directement destinée à la conservation de la biodiversité. Les mesures en faveur de la faune sauvage sont généralement limitées à des zones restreintes pour une période de courte durée et, dans la plupart des cas, n'ont pas été évaluées ou correctement appliquées (Sokos et al. 2013). Les importantes menaces provoquées par le changement climatique et les activités humaines ont un réel impact sur les agroécosystèmes méditerranéens. La résilience et l'adaptation de ces milieux déterminera permettrait le maintien à long terme de l'agriculture et de la production alimentaire en Méditerranée (Iglesias et al., 2010 ; Aguilera et al. 2020). En guise de réponse, l'agriculture de conservation valorise un ensemble de pratiques de gestion telles que le "non-travail du sol", le "travail réduit du sol" et la "couverture du sol" sur les cultures ligneuses afin de protéger le sol de l'érosion et d'améliorer la qualité de l'environnement (González-Sánchez et al., 2015 ; Jiménez-Alfaro et al. 2018).

#### **1.4. Agrosystèmes de cultures permanentes**

Les couvertures végétales sont particulièrement recommandées pour prévenir l'érosion des sols dans les cultures permanentes méditerranéennes. Cela se fait en couvrant la surface du sol avec des matières inertes, de la végétation spontanée ou en semant des graines (González-Sánchez et al., 2015), où elle produit de multiples avantages physicochimiques, écologiques et économiques (Pantera et al., 2018). L'utilisation de la couverture végétale a été identifiée comme l'une des stratégies les plus efficaces pour s'adapter au changement climatique, principalement par la réduction de la vulnérabilité à l'érosion, l'augmentation des options de gestion pendant les périodes de sécheresse et la rétention de l'azote minéralisé en raison du

réchauffement (Aguilera et al. 2020). Lors du semis d'une couverture végétale, l'espèce choisie doit être adaptée aux conditions environnementales de la région méditerranéenne, tels que les étés secs et chauds et la rareté de l'eau. Les traits souhaitables les plus importants pour les espèces de couverture végétale dans les cultures permanentes sont : capacité d'auto-ensemencement, hauteur faible, croissance rapide, capacité de lutte contre les adventices, développement de racines superficielles, absence de concurrence pour la ressource en eau, capacité de capter et de recycler les nutriments (macroéléments et microéléments), production élevée de biomasse, protection du sol contre l'érosion et le ruissellement, capacité de structurer le sol afin d'augmenter la porosité, la rétention d'eau et l'activité biologique, augmentation de la capacité portante du sol, ressource pour les insectes pollinisateurs, facilité de fauche/abattage/écrasement, compatibilité avec les semoirs et persistance sous forme de matière morte sur le sol. Il est particulièrement important que les couvre-sols se développent pendant la saison hivernale, assurant une protection efficace du sol et une production élevée de biomasse, tout en n'entrant pas en concurrence, pour l'eau, avec la culture ligneuse pendant l'été (Alcántara et al. 2011 ; Jiménez-Alfaro et al. 2018).

Bien que des recherches supplémentaires soient encore nécessaires pour mieux comprendre les effets des différents types de couverture végétale lorsqu'ils sont employés comme outils de conservation de la faune (Rollan et al., 2018), différents auteurs ont noté une augmentation des espèces animales sauvages associées à la présence de couvertures végétales, y compris des espèces d'intérêt pour la conservation (Carpio et al., 2017 ; Castro-Caro et al., 2015 ; Giralt et al., 2018, Barbaro et al., 2021, Hendershot et al. 2020). La gestion des couvertures végétales dans les cultures permanentes vise à trouver un équilibre entre la fourniture de services écosystémiques et une faible concurrence pour la couverture du sol et la ressource en eau avec la culture principale (Garcia et al., 2018). Compte tenu de l'augmentation de la limitation de la ressource en eau et de la croissance des cultures en contexte de changement climatique, une gestion adaptative des couvertures végétales est primordiale dans les systèmes de culture de ligneux méditerranéens, ce qui souligne la nécessité d'une recherche spécifique dans chaque condition agro-climatique pour identifier les espèces et les pratiques de gestion des cultures par une couverture du sol plus appropriée (Delpuech et Metay, 2018 ; Robačar et al., 2016 ; Aguilera et al. 2020). L'intensification agricole des cultures ligneuses méditerranéennes (vignobles, oliveraies et arbres fruitiers) a considérablement modifié les paysages traditionnels qui étaient relativement durables jusqu'au XXe siècle. Les oliveraies (*Olea europaea* L.) sont un exemple d'agroécosystèmes adaptés aux pratiques régénératives, car il s'agit de systèmes culturels pérennes actuellement dégradés par l'érosion, la désertification et la perte de biodiversité (Jiménez-Alfaro et al. 2020). Le maintien de la couverture herbacée au sol (principale mesure agro-environnementale dans les oliveraies) est un investissement rentable permettant la récupération des pollinisateurs lorsqu'on cible les exploitations oléicoles situées dans des paysages de complexité intermédiaire (Martínez-Núñez et al. 2020). De même, la dégradation des sols dans les vignobles constitue un contexte extrêmement favorable à la perte de sol par rapport à d'autres terres agricoles (Le Bissonais et al., 2002, Brenot et al., 2006, Quiquerez et al. 2008). Le changement climatique a déjà provoqué un réchauffement significatif dans la plupart des zones viticoles du

monde, et les conditions climatiques déterminent, dans une large mesure, les cépages qui peuvent être cultivés ainsi que la qualité du vin.

L'utilisation de plantes de couverture reste contraignante dans les régions méditerranéennes, où les faibles précipitations estivales et la forte évaporation entraînent généralement une sécheresse estivale sévère, car les couvertures végétales vivantes entrent en concurrence pour l'eau du sol, entraînant un stress hydrique plus élevé pour la vigne (Celette et al., 2009) et, par conséquent, une croissance et un rendement plus faibles. Cependant, des rapports récents ont montré que les vignobles avec des plantes de couverture indigènes présentaient une richesse globale en espèces végétales significativement plus élevée que les vignobles avec des plantes de couverture exotiques et des sols nus (Eckert et al. 2020). Néanmoins, l'utilisation de l'eau de source par les cultures de couverture pourrait aider à contrôler le développement de la canopée de la vigne, améliorant ainsi le microclimat de la grappe (Dokoozlian et Kliewer, 1996), et par conséquent la qualité du raisin et du vin (Ingels et al. 2005).

Par conséquent, l'utilisation couverture végétale pour contrôler le développement important de la vigne au printemps pourrait devenir un outil agronomique intéressant pour une gestion plus durable de disponibilité du sol et en eau, c'est-à-dire si les réductions de rendement sont compensées par des augmentations de la qualité du raisin et du moût (Matthews et al. 1990 ; Pou et al. 2011).

L'utilisation d'engrais, la suppression de la végétation non cultivée et les pratiques modernes d'irrigation ont maximisé la production végétale au détriment de la santé des sols, compromettant la durabilité d'un secteur économique stratégique dans les pays méditerranéens (Gómez et al. 2017). À son tour, la combinaison du travail du sol et de l'utilisation d'herbicides a conduit à de grandes étendues de sol nu (Vicente-Vicente et al. 2016) par la perte des couches herbacées qui ont couvert les oliveraies pendant des siècles. Ces pratiques augmentent la dépendance à l'eau et la perte progressive de matière organique du sol, d'où la nécessité de restaurer les couvertures végétales et d'équilibrer la production végétale avec la préservation des services naturels et culturels (Power et al. 2010). Il a été largement suggéré que les variétés commerciales utilisées pour les couvre-sols sont mal adaptées au climat méditerranéen et entrent en compétition avec la culture pour l'humidité du sol, alors que les espèces indigènes, en particulier les annuelles d'hiver, pourraient fournir les avantages des couvre-sols sans les aspects négatifs des espèces exotiques (Nunes et al. 2016 ; Gómez et al. 2017 ; Jiménez-Alfaro et al. 2020).

## 1.5 Prairies méditerranéennes

Les prairies sont une composante importante du paysage de la zone SUDOE. Ces milieux ouverts ont été créés par les activités humaines au cours des derniers milliers d'années.

Ces prairies sont, pour la plupart, des écosystèmes anthropiques maintenus en équilibre dynamique par la culture et le pâturage (Henkin, 2016). À l'heure actuelle, la conversion de parcelles cultivées, par exemple des vignobles abandonnés, en écosystèmes prairiaux fonctionnels présentant une résistance élevée à l'intensité



du pâturage et également une résilience importante par rapport aux aléas climatiques (Sternberg et al. 2015) elle reste une option intéressante pour de nombreux propriétaires fonciers.

La réhabilitation ou la restauration des prairies s'inspire des successions écologiques naturelles, basée sur l'implantation d'espèces annuelles et biennuelles pendant les deux premières années, qui sont suivies par l'établissement de communautés végétales pérennes. Les effets de priorité donnent un avantage aux espèces qui s'établissent tôt et affectent considérablement le déroulement de la succession. *L'effet durable du semis initial confirme la contingence de la voie de succession sur la pression des propagules au moment du début de la succession en raison des effets de priorité* (Švamberková et al., 2019).

Fréquemment, les communautés annuelles et biennuelles sont particulièrement riches en fleurs et donc d'un grand intérêt pour les pollinisateurs, les autres invertébrés et les prédateurs associés. Ainsi, la stratégie de restauration devrait se concentrer sur la disponibilité de semences indigènes non seulement pour la prairie pérenne comme objectif à moyen terme, mais aussi sur les semences pour les premiers stades.

Les pâturages européens, en particulier dans les environnements méditerranéens, sont soumis à un double processus d'abandon dans les zones les moins productives et d'intensification dans les zones plus productives ou accessibles. L'abandon du pâturage affecte la composition floristique, les traits fonctionnels tels que la hauteur de la canopée, le poids sec des feuilles, le début de la floraison, la forme de vie et la masse des graines, la diversité fonctionnelle globale des communautés et de nombreux aspects environnementaux tels que la qualité et l'intensité de la lumière et les caractéristiques du sol (examiné par Carmona et al. 2012). Cependant, les impacts écologiques du pâturage dépendent du type d'écosystème, de la communauté végétale et des conditions d'un site particulier. L'un des impacts écologiques du pâturage est le surpâturage, qui est largement connu pour avoir un effet sur la composition et la structure des communautés végétales et des croûtes biologiques du sol en réduisant la biomasse, l'enrichissement en nutriments du sol et la régénération globale.

### **1.5. Pourquoi utiliser des plantes sauvages d'origine locale ?**

Notre approche est basée sur le principe que les plantes indigènes peuvent former un couvert végétal idéal parce qu'elles ont une meilleure adaptation aux conditions météorologique, pédologique et écologique du système. En supposant qu'elles peuvent être cultivées pour produire une quantité adéquate de graines pour établir et restaurer les couvre-sols, et qu'elles sont capables d'établir des communautés de prairies pérennes résilientes. Comme l'indiquent Jiménez-Alfaro et al. (2020), toutes les études sur les plantes indigènes ont évalué les caractéristiques écologiques pertinentes pour leur valeur en tant que couvert végétal (par exemple, l'auto-ensemencement, le développement en hauteur, la forme de croissance, la couverture herbacée, le développement des racines ou la fixation de l'azote), mais aucune n'a pris en compte le potentiel de culture des graines. Il s'agit d'une lacune importante dans la recherche car le besoin d'un approvisionnement en

semences est une priorité pour l'établissement de couverture du sol (Nunes et al. 2016 ; Gómez et al. 2017 ; Jiménez-Alfaro et al. 2020).

L'identification de marqueurs fonctionnels liés à la fourniture de services peut nous aider à sélectionner des espèces ou des communautés qui pourraient servir de compromis intéressants entre plusieurs services grâce à une combinaison adaptée de marqueurs connexes. Les traits fonctionnels peuvent également fournir des indications pour la sélection des plantes afin de sélectionner des espèces végétales indigènes qui sont optimales pour différents types d'agrosystèmes dans le but de fournir des services agro-écosystémiques.

Les variétés de semences industrielles proposées dans le commerce, et utilisées pour la plupart comme couverture du sol des agrosystèmes, sont mal adaptées au climat méditerranéen et entrent en concurrence avec la culture pour la ressource en eau du sol, alors que les espèces indigènes, en particulier les annuelles d'hiver, pourraient fournir les avantages de couverture du sol sans les aspects négatifs des espèces exotiques. Les faiblesses des variétés de semences commerciales ou les risques qui leur sont associés sont révélés très rapidement :

- Un couvert végétal qui ne se reconstitue pas de manière durable ;
- Un faible taux de germination.
- La nécessité d'utiliser des doses importantes de semences et d'engrais et autres produits chimiques ;
- Une concurrence avec la flore sauvage locale qui peut conduire à des disparitions locales, avec un risque accru lorsque des plantes originaires d'autres régions climatiques sont introduites ;
- Des risques d'hybridation ou de contamination génétique avec la flore sauvage entraînant une perte d'adaptation aux conditions pédoclimatiques locales ;
- Un intérêt moindre pour les pollinisateurs locaux et les autres animaux qui interagissent avec la végétation.

Il est donc recommandé de gérer les agrosystèmes et de restaurer les prairies tant annuelles que pérennes avec des plantes sauvages d'origine locale.

## **1.6. Collecte et production de semences indigènes**

La stratégie de l'Union européenne pour la biodiversité à l'horizon 2020 vise à restaurer au moins 15% des écosystèmes dégradés d'ici 2020 et souligne l'importance du secteur des semences indigènes ainsi que la nécessité d'améliorer la production à grande échelle et la disponibilité de semences indigènes de qualité. Pour des objectifs aussi ambitieux, une pénurie de matériel végétal local a été reconnue comme une limite critique pour mener à bien la restauration écologique à l'échelle donnée (Tischew et al. 2011 ; Merritt, et al. 2011). En

Europe, le commerce et l'utilisation des graines d'herbacées sont moins réglementés que le matériel de reproduction forestier (Vander et al. 2010 ; De Vitis et al. 2017).

La culture de semences d'espèces végétales indigènes est cruciale pour atteindre les objectifs de restauration, mais elle peut être entravée par la déconnexion de la recherche universitaire en matière de science des semences et l'absence de politiques efficaces qui réglementent la production/l'approvisionnement en semences indigènes. Pour illustrer ce problème, Ladouceur et ses collègues (2017) ont identifié 1 122 espèces végétales importantes pour les prairies européennes dont la conservation est préoccupante et ont constaté que seulement 32 % d'entre elles disposent à la fois de données fondamentales sur la germination des graines et peuvent être achetées sous forme de graines. Le " pool d'espèces de restauration ", ou ensemble d'espèces disponibles dans la pratique, agit comme un filtre de sélection de la biodiversité important pour l'utilisation des espèces dans les projets de restauration.

Pour mettre en œuvre l'utilisation de semences d'origine locale, la délimitation géographique des zones de semences, dans lesquelles les semences doivent être collectées, propagées et semées, peut être critique (Nevill et al. 2016 ; Durka et al. 2017). En Europe, les premières tentatives de délimitation de zones de semences nationales pour les plantes herbacées n'ont été faites que récemment (Durka et al. 2017). La définition de zones de semences transnationales peut être cruciale pour assurer l'adaptation écologique des espèces végétales au lieu de la fixation actuelle sur les frontières administratives qui ont souvent peu de pertinence au sens écologique ou biologique. Une évaluation récente de l'industrie européenne des semences indigènes (De Vitis et al. 2017) a conclu que la production de matériel végétal indigène semble être limitée par les coûts de production élevés et le manque d'expérience en matière de propagation/production. En particulier, la production de mélanges de semences spécifiques au site nécessitant des lignées pures est nettement plus coûteuse et plus risquée que pour la production de semences conventionnelles (Krautzer et al. 2010). D'autre part, de nombreux problèmes liés à la production, au stockage et à l'utilisation des semences ont été résolus par la pratique et l'expérience, mais il reste de nombreuses lacunes dans les connaissances, qui nécessitent des recherches scientifiques supplémentaires (Merritt et al. 2011 ; De Vitis et al. 2017). Le secteur privé de la production de semences indigènes s'est récemment organisé en créant l'ENSPA (Association européenne des producteurs de semences indigènes), regroupant sous un code de conduite les initiatives européennes engagées dans ce mode de production et ses limites.

L'approvisionnement, la collecte, la production et le stockage des semences indigènes sont plus difficiles que pour les espèces agricoles (Bischoff et al. 2010 ; Broadhurst et al. 2008) pour lesquelles les cultivars ont été sélectionnés pour être stables, uniformes et distincts (Ladouceur et al. 2017). Selon Pedrini et al. (2020), il existe trois approches principales pour fournir des semences indigènes aux projets de restauration : (1) la collecte de semences auprès de populations naturelles/sauvages, (2) la récolte auprès de populations gérées, et (3) les systèmes de production de semences cultivées (comme les fermes de semences indigènes). Ces trois stratégies d'approvisionnement en semences se situent sur un continuum où des apports croissants sont

nécessaires. Une approche similaire devrait être suivie pour la fourniture de semences indigènes destinées à être utilisées dans les agrosystèmes et la restauration des prairies.

L'établissement de cultures de semences locales, où ces dernières sont produites dans des contextes de culture (semblables à la production agricole ou horticole), a le potentiel de répondre à la demande croissante de semences indigènes (Delpratt & Gibson-Roy 2015 ; Nevill et al. 2016 ; Jiménez-Alfaro et al. 2020 ; Pedrini et al. 2020). La multiplication des semences indigènes à l'aide d'approches de production cultivée employant des pratiques agricoles et/ou horticoles est désormais un secteur émergent dans de nombreuses régions du monde (De Vitis et al. 2017 ; Gibson-Roy 2018 ; Hancock et al. 2020). Bien que dans les régions biogéographiques d'intervention de ce projet, la production est presque inexistante. Le développement de systèmes de production de semences indigènes cultivées, de la petite à la grande exploitation sur le terrain, permet la multiplication de collections initialement petites qui améliorent considérablement l'approvisionnement en semences indigènes et préviennent ou réduisent les impacts de la surexploitation des populations naturelles (Kiehl et al. 2014 ; Gibson-Roy et Delpratt 2015 ; Pedrini et al. 2020).

Les rendements en graines et la germination des espèces sauvages peuvent être naturellement faibles et variables (Fenner, 2000), et si la culture d'espèces indigènes peut faciliter la production contrôlée, certains traits écologiques des graines peuvent déterminer des obstacles à la récolte (Fenner et Thompson 2005). Toutes les espèces sauvages ne sont pas candidates à la production commerciale, car la variation des traits morphologiques des semences nécessite l'utilisation d'équipements de récolte et de conditionnement appropriés, dont les coûts peuvent être très élevés si un grand nombre d'espèces sont produites. Une bonne gestion des semences, de la collecte au stockage post-conditionnement, est essentielle pour maintenir la viabilité des semences, qui est variable selon les fournisseurs et peut être très faible (Marin et al. 2017, Ladouceur et al. 2017).

Ainsi, le grand défi est de promouvoir la biodiversité associée à l'agriculture - l'agrobiodiversité - qui renforcera la résilience des écosystèmes mais atténuera certains des impacts qui empêchent les agro-écosystèmes de fournir davantage de biens et services. L'incorporation des principes scientifiques associés à l'écologie dans les pratiques agricoles, comme l'agriculture de conservation, ou la lutte intégrée contre les ravageurs, a montré que l'intensification de la production peut être améliorée par la gestion durable des écosystèmes et l'utilisation des services écosystémiques au profit de l'agriculture (Branquinho et al. 2017).

### **1.7. Le statut de conservation des plantes vasculaires menacées dans la région SUDOE**

Les résultats de la première Liste rouge des plantes vasculaires du Portugal continental (Carapeto et al. 2020), qui n'a été réalisée pour environ un cinquième de la flore vasculaire du Portugal continental, sont alarmants : 381 espèces végétales ont été classées dans l'une des trois catégories de menaces de l'UICN - Vulnérable (VU), En danger (EN) ou En danger critique d'extinction (CR) - et 19 espèces sont considérées comme éteintes

au Portugal, dont deux sont éteintes au niveau mondial. Les causes de ces chiffres sont les activités humaines, sous leurs multiples formes, qui constituent la principale menace à l'origine d'importants déclin et qui ont provoqué l'extinction de nombreuses espèces. Citons par exemple l'étalement urbain et le développement des infrastructures (principalement sur la côte), l'expansion rapide de l'agriculture industrielle au cours de la dernière décennie (principalement dans l'Alentejo et l'Algarve, mais aussi dans l'ouest et le nord) et les pratiques néfastes de gestion de la végétation (par exemple l'utilisation d'herbicides et les pratiques récurrentes de défrichage des arbustes). D'autres menaces plus naturelles constituent également des problèmes importants pour de nombreuses espèces. Parmi celles-ci, le changement climatique et l'expansion des espèces exotiques envahissantes figurent parmi les menaces les plus importantes, car elles modifient gravement les conditions environnementales et écologiques dans de nombreuses régions du pays, entraînant progressivement le déclin de l'habitat de nombreuses espèces. Le changement climatique peut être particulièrement menaçant pour les espèces vivant dans les montagnes et les marais en raison de la diminution attendue des chutes de neige et de la gravité accrue des sécheresses. Les espèces envahissantes ont un impact sur divers environnements, mais sont particulièrement graves dans les zones fortement touchées par les perturbations humaines, comme les zones dévastées à plusieurs reprises par des incendies de forêt et/ou soumises à des pratiques forestières intensives, ainsi que le long des environnements côtiers. Cela souligne l'importance de préserver et d'accroître la biodiversité, en particulier dans les agroécosystèmes soumis à d'intenses perturbations humaines.

L'Espagne abrite une grande proportion d'espèces menacées au niveau européen. La liste rouge européenne des plantes vasculaires indique que 26 % des 839 espèces de plantes vasculaires évaluées en Espagne sont considérées comme menacées au niveau européen. La liste rouge 2008 de la flore vasculaire espagnole, indique une augmentation des menaces pour 229 plantes par rapport à la liste rouge 2000. En outre, il y a eu des cas de plantes qui ont connu une très forte augmentation de leur niveau de risque pendant cet intervalle. Par exemple, 31 taxons sont passés de la catégorie VU à la catégorie CR et 56 taxons pour lesquels on disposait auparavant de peu d'informations (DD) sont désormais considérés comme CR ou EN. Les principales causes de la diminution de la biodiversité végétale sont les mêmes que celles mentionnées ci-dessus.

La liste rouge 2012 de la flore vasculaire française, couvrant un total de 878 espèces, a montré des résultats similaires à ceux du Portugal et de l'Espagne, avec 329 espèces classées dans l'une des trois catégories menacées de l'UICN (VU, EN et CR). La destruction et la modification des milieux naturels font partie des principales menaces qui pèsent sur la flore de la France métropolitaine.

## **1.8. Les études et projets de la région SUDOE**

Différents rapports ont abordé l'utilisation de couvert végétal offrant de multiples services écosystémiques (Corleto & Cazzato, 2008 ; Alcántara et al. 2011 ; Martínez-Sastre et al. 2017 ; Guzmán et al. 2019 ; Jiménez-Alfaro et al. 2020 et références ici). Cependant, très peu d'études incluent des espèces végétales indigènes

(Jiménez-Alfaro et al. 2020 et références ici). On peut également trouver des projets de restauration écologique utilisant des espèces indigènes, cependant les expériences dans les agrosystèmes avec des couvertures du sol constituées d'espèces indigènes sont peu nombreuses et surtout limitées à des études universitaires (Liébanas & Castillo, 2004 ; Alcántara et al., 2009 ; Gómez et al., 2013 ; Jiménez-Alfaro et al. 2020). Ces derniers auteurs présentent un processus complet de sélection d'espèces adaptées à la région et soulignent les considérations relatives à la production de semences. En utilisant les oliveraies comme système cible, les auteurs ont conclu que 85 % des graminées et des herbes annuelles évaluées (tableau 1) présentent une collection de traits écologiques et de production qui peuvent être adaptés pour répondre aux exigences des agriculteurs, des producteurs de semences et des agences environnementales.

**Table 1. Adaptabilité de 8 graminées et 27 herbacées évaluées comme couvert végétal dans les oliveraies méditerranéennes (d'après Jiménez-Alfaro et al. 2020)**

Type	Species	Olive Farming	Seed Farming	Final suitability
Graminée	<i>Bromus hordeaceus</i>	Bon	Excellent	Excellent
Graminée	<i>Bromus scoparius</i>	Bon	Excellent	Excellent
Graminée	<i>Anisantha madritensis</i>	Bon	Moyen	Bon
Graminée	<i>Anisantha rubens</i>	Bon	Moyen	Bon
Graminée	<i>Hordeum murinum</i>	Bon	Moyen	Bon
Graminée	<i>Trachynia distachya</i>	Moyen	Excellent	Bon
Graminée	<i>Cynosurus echinatus</i>	Moyen	Moyen	Moyen
Graminée	<i>Lolium multiflorum</i>	Moyen	Moyen	Moyen
Herbacée	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	Bon	Excellent	Excellent
Herbacée	<i>Misopates orontium</i>	Bon	Excellent	Excellent
Herbacée	<i>Nigella damascena</i>	Bon	Excellent	Excellent
Herbacée	<i>Salvia verbenaca</i>	Bon	Excellent	Excellent
Herbacée	<i>Trifolium angustifolium</i>	Bon	Excellent	Excellent
Herbacée	<i>Biscutella auriculata</i>	Bon	Moyen	Bon
Herbacée	<i>Cleonia lusitanica</i>	Bon	Moyen	Bon
Herbacée	<i>Glebionis segetum</i>	Moyen	Excellent	Bon
Herbacée	<i>Medicago orbicularis</i>	Bon	Moyen	Bon
Herbacée	<i>Medicago polymorpha</i>	Bon	Moyen	Bon
Herbacée	<i>Moricandia moricandioides</i>	Moyen	Excellent	Bon
Herbacée	<i>Papaver dubium</i>	Bon	Moyen	Bon
Herbacée	<i>Silene colorata</i>	Bon	Bon	Bon
Herbacée	<i>Stachys arvensis</i>	Moyen	Excellent	Bon

Herbacée	<i>Tordylium maximum</i>	Moyen	Excellent	Bon
Herbacée	<i>Trifolium hirtum</i>	Bon	Moyen	Bon
Herbacée	<i>Trifolium lappaceum</i>	Bon	Moyen	Bon
Herbacée	<i>Trifolium stellatum</i>	Excellent	Moyen	Bon
Herbacée	<i>Vaccaria hispanica</i>	Moyen	Excellent	Bon
Herbacée	<i>Anthemis cotula</i>	Moyen	Moyen	Moyen
Herbacée	<i>Calendula arvensis</i>	Excellent	Pauvre	Moyen
Herbacée	<i>Crepis capillaris</i>	Moyen	Moyen	Moyen
Herbacée	<i>Echium plantagineum</i>	Moyen	Bon	Moyen
Herbacée	<i>Scabiosa atropurpurea</i>	Moyen	Moyen	Moyen
Herbacée	<i>Silene gallica</i>	Moyen	Bon	Moyen
Herbacée	<i>Tolpis barbata</i>	Moyen	Pauvre	Pauvre
			Pauvre/Moy	
Herbacée	<i>Anthyllis vulneraria</i>	Bon	en	Moyen/Bon

Très peu de projets de grande échelle, utilisant des semences indigènes comme couverture végétale dans les agrosystèmes méditerranéens ont été mis en œuvre. Un exemple est le projet CUVrEN-Olivar (Ground Covers of Native Species in Olive groves) qui vise à établir des couvre-sols avec des semences sauvages ibériques d'annuelles d'hiver et de plantes à cycle précoce dans les oliveraies des provinces espagnoles de Séville, Cordoue et Jaén. Le projet Interreg SUDOE SOS Praderas utilise également des espèces indigènes, afin de promouvoir la gestion durable des prairies de fauche mésophiles sur le territoire SUDOE. Un travail similaire a été accompli en relation avec les prairies de montagne des Alpes françaises, suisses et italiennes par le projet Alp'Grain (FEDER ALCOTRA 2007-2013, Koch et al., 2015).

Enfin, dans les Pyrénées françaises, un travail important a été réalisé sur la production et la certification de plantes indigènes pour la restauration des Graminées subalpines et alpines (Dupin et al., 2014).

La possibilité d'améliorer les pâturages dans les terres marginales en semant de la luzerne sauvage (*Medicago sativa* L.) et des luzernes annuels (*M. polymorpha* L., *M. truncatula* Gaertn. et *M. rigidula* All.) a été étudiée sur des terres non cultivées dans plusieurs pays comme l'Espagne et la France (Henkin, 2016).

### 1.9. Banques de graines et semences indigènes des producteurs

Au Portugal, à notre connaissance, les couvre-sols établis dans les agrosystèmes utilisent presque exclusivement des variétés non indigènes. Cela peut être dû au faible marché des semences d'espèces indigènes. La banque de semences A.L. Belo (<https://www.museus.ulisboa.pt/pt-pt/colecao-banco-de-sementes>) est la plus grande et la plus ancienne banque de semences d'espèces indigènes du Portugal continental, avec plus de 1200 espèces et sous-espèces de plantes indigènes du Portugal. Plus orientée vers

les ressources génétiques agricoles, la Banque portugaise de germoplasme végétal (BPGV- <https://www.inia.pt/bpgv>) a pour mission de collecter, conserver, caractériser, documenter et valoriser les ressources génétiques, afin de garantir la diversité biologique et la production agricole durable. Bien que ces deux institutions publiques tiennent un vaste catalogue d'espèces, leur rôle n'est pas de fournir des semences indigènes pour la restauration écologique ou l'utilisation agricole. Le marché devrait assurer l'approvisionnement en semences indigènes, bien que seuls deux producteurs aient été identifiés au Portugal (De Vitis, et al. 2017). L'objectif du projet " Fleurs locales " d'identifier les stocks d'espèces de semences indigènes disponibles dans les banques de semences et les producteurs a permis de connaître leur absence au Portugal pour les propositions de restauration.

Le Redbag (réseau espagnol de banques de gènes de plantes sauvages), auquel sont associées plus de 25 banques de semences, a été créé et développé en réponse à la nécessité de conserver les ressources phytogénétiques telles que les cultures, les variétés locales et les parents sauvages. Bien que son rôle dans l'établissement de mécanismes pour le transfert d'informations concernant les caractéristiques biologiques liées à la reproduction, les systèmes de propagation, les protocoles de germination, les techniques de culture, la distribution et la démographie, les risques d'extinction, les méthodes de conservation, les programmes de restitution et le cadre juridique pour la conservation du germoplasme des plantes espagnoles, toute information est disponible dans le site de l'organisation. La caractérisation de l'industrie européenne des semences indigènes par De Vitis, et al. (2017) indique 10 producteurs de semences indigènes en Espagne, indiquant un marché plus actif qu'au Portugal. Malgré le nombre considérablement élevé de producteurs de semences indigènes, l'offre de semences indigènes appropriées nécessaires à l'établissement de couvertures de sol herbacées dans les cultures ligneuses méditerranéennes est actuellement encore faible par rapport aux besoins.

Contrairement au Portugal et à l'Espagne, le marché des semences indigènes en France est réglementé par la marque "Végétal local", il s'agit d'une marque qui a été créée à l'initiative de trois réseaux : les Conservatoires botaniques nationaux, l'Afac-Agroforesteries et Plante et Cité en 2015. Elle est le résultat d'un appel à projets du ministère en charge de l'écologie lancé en 2011 dans le cadre de la Stratégie nationale pour la biodiversité et intitulé " Conservation et utilisation durable des espèces végétales indigènes pour développer les filières locales ". La marque " Végétal local " est un outil de traçabilité des plantes sauvages et locales naturellement présentes dans la région d'origine considérée. Cette marque regroupe 61 producteurs de semences associés des 11 régions biogéographiques définies dans le cadre qui présentent des



caractéristiques écologiques, pédologiques, géologiques et climatiques très typiques (<https://www.vegetal-local.fr/vegetaux-producteurs/recherche>).

### **1.10. Espèces indigènes adaptées aux agro-écosystèmes sous l'influence de la Méditerranée**

Alors que dans les prairies méditerranéennes, les espèces indigènes pérennes sont plus tolérantes à la sécheresse que les annuelles méditerranéennes (Vaughn et al. 2011), dans les agrosystèmes de cultures pérennes, les couvertures végétales entrent en compétition avec la culture principale pour l'eau contenue dans le sol. Ainsi, une sélection judicieuse des espèces indigènes à utiliser comme couverture végétale dans les différents agrosystèmes ciblés est nécessaire. Pour les cultures pérennes ligneuses telles que les vignobles ou les oliveraies, il est souhaitable d'utiliser des plantes annuelles, car elles se dessèchent naturellement au début de la saison sèche de l'été et persistent sous forme de graines. Cela réduit la concurrence avec la culture pour l'humidité du sol et oblige les agriculteurs à gérer activement la couverture végétale, qui se régénère à partir de la banque de graines au début des pluies d'automne, lorsque la protection contre l'érosion est nécessaire. Comme nous l'avons déjà mentionné plus haut, la région méditerranéenne est riche en biodiversité végétale, mais la diminution de la diversité végétale peut mettre en danger le fonctionnement des services fournis par les écosystèmes. Tout écosystème ne fonctionne bien que s'il y a un mélange diversifié de plantes dans le paysage. Une stratégie efficace repose donc sur la "conception" et l'utilisation de mélanges d'espèces en fonction des différents environnements et systèmes agraires. En raison du rôle important du couvert végétal, il est essentiel de continuer à rechercher/envisager de nouvelles solutions pour les différents systèmes et environnements afin de maintenir leurs avantages tout en réduisant les coûts de gestion, c'est-à-dire les coûts de réduction de la biomasse produite. Malgré cela, il sera nécessaire de créer des mélanges de semences d'espèces qui, en plus d'avoir un cycle de vie court (avec une sénescence antérieure au moment de la production de la culture principale), présentent une grande capacité de couverture du sol et une vigueur végétative modérée à réduite, un port prostré, une faible plasticité phénotypique, une adaptation aux sols à fertilité corrigée.

Les espèces indigènes adaptées aux agrosystèmes à cultures pérennes doivent être compétitives pour la couverture des sols et résister au pâturage ou à la fauche en toutes saisons.

### **1.11. Bibliographie**

1. Abbandonato, H., Pedrini, S., Pritchard, H. W., De Vitis, M., & Bonomi, C. (2018). Native seed trade of herbaceous species for restoration: a European policy perspective with global implications. *Restoration Ecology*, 26(5), 820-826.

2. Aguilera, E., Díaz-Gaona, C., García-Laureano, R., Reyes-Palomo, C., Guzmán, G. I., Ortolani, L., ... & Rodríguez-Estévez, V. (2020). Agroecology for adaptation to climate change and resource depletion in the Mediterranean region. A review. *Agricultural Systems*, 181, 102809.
3. Alcántara, C., Pujadas, A., & Saavedra, M. (2011). Management of cruciferous cover crops by mowing for soil and water conservation in southern Spain. *Agricultural Water Management*, 98(6), 1071-1080.
4. Alcántara, C., Sánchez, S., Pujadas, A., & Saavedra, M. (2009). Brassica species as winter cover crops in sustainable agricultural systems in southern Spain. *Journal of sustainable agriculture*, 33(6), 619-635.
5. Barbaro et al., (2021), Organic management and landscape heterogeneity combine to sustain multifunctional bird communities in European vineyards. *Journal of applied ecology*, 1365-2664.13885
6. Bischoff, A., Steinger, T., & Müller-Schärer, H. (2010). The importance of plant provenance and genotypic diversity of seed material used for ecological restoration. *Restoration ecology*, 18(3), 338-348.
7. Branquinho, C., Proença, V., Grilo, F., Sardinha, I. D., Faria, M. L., Franco, J. C., ... & Santos-Reis, M. (2017). Como promover os serviços de ecossistema na agricultura usando a biodiversidade: o caso de estudo da percepção da fileira da vinha. *Cultivar. Cadernos de Análise e Prospetiva*.
8. Brenot, J., Quiquerez, A., Petit, C., Garcia, J. P., & Davy, P. (2006). Soil erosion rates in Burgundian vineyards. *Bollettino della Società Geologica Italiana*, 6, 169-173.
9. Broadhurst, L. M., Lowe, A., Coates, D. J., Cunningham, S. A., McDonald, M., Vesk, P. A., & Yates, C. (2008). Seed supply for broadscale restoration: maximizing evolutionary potential. *Evolutionary Applications*, 1(4), 587-597.
10. Broadhurst, L. M., Jones, T. A., Smith, F. S., North, T. O. M., & Guja, L. (2016). Maximizing seed resources for restoration in an uncertain future. *BioScience*, 66(1), 73-79.
11. Carapeto, A., Francisco, A., Pereira, P., & Porto, M. (2020). Lista vermelha da flora vascular de Portugal Continental. *Sociedade Portuguesa de Botânica, Associação Portuguesa de Ciência da Vegetação-PHYTOS e Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (coord.). Coleção" Botânica em Português*, 7, 374.
12. Carpio, A. J., Castro, J., Mingo, V., & Tortosa, F. S. (2017). Herbaceous cover enhances the squamate reptile community in woody crops. *Journal for Nature Conservation*, 37, 31-38.

13. Carrão, H., Naumann, G., & Barbosa, P. (2016). Mapping global patterns of drought risk: An empirical framework based on sub-national estimates of hazard, exposure and vulnerability. *Global Environmental Change*, 39, 108-124.
14. Carmona, C. P., Azcárate, F. M., de Bello, F., Ollero, H. S., Lepš, J., & Peco, B. (2012). Taxonomical and functional diversity turnover in Mediterranean Graminéelands: interactions between grazing, habitat type and rainfall. *Journal of Applied Ecology*, 49(5), 1084-1093.
15. Castro-Caro, J. C., Barrio, I. C., & Tortosa, F. S. (2015). Effects of hedges and herbaceous cover on passerine communities in Mediterranean olive groves. *Acta Ornithologica*, 50(2), 180-192.
16. Celette, F., Findeling, A., & Gary, C. (2009). Competition for nitrogen in an unfertilized intercropping system: The case of an association of grapevine and Graminée cover in a Mediterranean climate. *European Journal of Agronomy*, 30(1), 41-51.
17. Corleto, A., Cazzato, E., Tufarelli, V., Dario, M., & Laudadio, V. (2008). The effect of harvest date on the yield and forage quality of ensiling safflower biomass. In *Proceedings of the 7th International Safflower Conference, Wagga Wagga, New South Wales, Australia* (pp. 1-6).
18. De Vitis, M., Abbandonato, H., Dixon, K. W., Laverack, G., Bonomi, C., & Pedrini, S. (2017). The European native seed industry: characterization and perspectives in Graminéeland restoration. *Sustainability*, 9(10), 1682.
19. Delpratt, J., & Gibson-Roy, P. (2015). Sourcing seed for Graminéeland restoration. *Land of Sweeping Plains—Managing and Restoring the Native Graminéelands of South-eastern Australia* (eds N. Williams, A. Marshall and J. Morgan), 285-330.
20. Delpuech, X., & Metay, A. (2018). Adapting cover crop soil coverage to soil depth to limit competition for water in a Mediterranean vineyard. *European Journal of Agronomy*, 97, 60-69.
21. Dokoozlian, N. K., & Kliewer, W. M. (1996). Influence of light on grape berry growth and composition varies during fruit development. *Journal of the American Society for Horticultural Science*, 121(5), 869-874.
22. DUPIN B., MALAVAL S., COUËRON G., CAMBECEDDES J., LARGIER G., 2014. *Comment reconstituer la flore en montagne pyrénéenne ?* Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées, Bagnères de Bigorre, 71 p. [http://www.ecovars.fr/images/guides\\_pdf/guide\\_multiplication/Guide\\_multiplication\\_WE B.pdf](http://www.ecovars.fr/images/guides_pdf/guide_multiplication/Guide_multiplication_WE B.pdf)
23. Durka, W., Michalski, S. G., Berendzen, K. W., Bossdorf, O., Bucharova, A., Hermann, J. M., ... & Kollmann, J. (2017). Genetic differentiation within multiple common

- Graminéeland plants supports seed transfer zones for ecological restoration. *Journal of Applied Ecology*, 54(1), 116-126.
24. Eckert, M., Mathulwe, L. L., Gaigher, R., Joubert-van der Merwe, L., & Pryke, J. S. (2020). Native cover crops enhance arthropod diversity in vineyards of the Cape Floristic Region. *Journal of Insect Conservation*, 24(1), 133-149.
  25. Fenner, M. K., Fenner, M., & Thompson, K. (2005). *The ecology of seeds*. Cambridge University Press.
  26. Garcia, L., Celette, F., Gary, C., Ripoche, A., Valdés-Gómez, H., & Metay, A. (2018). Management of service crops for the provision of ecosystem services in vineyards: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 251, 158-170.
  27. Gibson-Roy, P. (2018). Restoring Graminéey ecosystems—Feasible or fiction? An inquisitive Australian's experience in the USA. *Ecological Management & Restoration*, 19, 11-25.
  28. Gibson-Roy P, Delpratt J (2015) The restoration of native Graminéelands. Pages 331–388. In: Williams N, Marshall A, Morgan J (eds) Land of sweeping plains. CSIRO Publishing, Melbourne, Australia
  29. Girartl, D., Robleño, I., Estrada, J., Mañosa, S., Morales, M. B., Traba, J., & Cabau, G. B. (2018). *Manual de gestión de barbechos para la conservación de aves esteparias*. Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya.
  30. Gonzalez-Sanchez, E. J., Veroz-Gonzalez, O., Blanco-Roldan, G. L., Marquez-Garcia, F., & Carbonell-Bojollo, R. (2015). A renewed view of conservation agriculture and its evolution over the last decade in Spain. *Soil and Tillage Research*, 146, 204-212.
  31. Guzmán, G., Cabezas, J. M., Sánchez-Cuesta, R., Lora, Á., Bauer, T., Strauss, P., ... & Gómez, J. A. (2019). A field evaluation of the impact of temporary cover crops on soil properties and vegetation communities in southern Spain vineyards. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 272, 135-145.
  32. Hancock, N., Gibson-Roy, P., Driver, M., & Broadhurst, L. (2020). The Australian native seed survey report. *Australian Network for Plant Conservation, Canberra*.
  33. Hendershot, J.N., Smith, J.R., Anderson, C.B. *et al.* (2020) Intensive farming drives long-term shifts in avian community composition. *Nature* **579**, 393–396 (2020). <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2090-6>
  34. Henkin Z. Rehabilitation of Mediterranean Graminéelands. In : Kyriazopoulos A.P. (ed.), López-Francos A. (ed.), Porqueddu C. (ed.), Sklavou P. (ed.). *Ecosystem services and socio-economic benefits of Mediterranean Graminéelands*. Zaragoza : CIHEAM, 2016. p. 375-386. (Options Méditerranéennes : Série A. Séminaires Méditerranéens; n. 114).
15. Meeting of the Mediterranean Sub-Network of the FAO-CIHEAM International

- Network for the Research and Development of Pastures and Fodder Crops, 2016/04/12-14, Orestiada (Greece). <http://om.ciheam.org/om/pdf/a114/00007549.pdf>
35. Iglesias, A., Quiroga, S., & Schlickerrieder, J. (2010). Climate change and agricultural adaptation: assessing management uncertainty for four crop types in Spain. *Climate Research*, 44(1), 83-94.
  36. Ingels, C. A., Scow, K. M., Whisson, D. A., & Drenovsky, R. E. (2005). Effects of cover crops on grapevines, yield, juice composition, soil microbial ecology, and gopher activity. *American journal of enology and viticulture*, 56(1), 19-29.
  37. Jiménez-Alfaro, B., Hernández-González, M., Fernández-Pascual, E., Toorop, P., Frischie, S., & Gálvez-Ramírez, C. (2018). Germination ecology of winter annual Graminéees in Mediterranean climates: Applications for soil cover in olive groves. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 262, 29-35.
  38. Jiménez-Alfaro, B., Frischie, S., Stolz, J., & Gálvez-Ramírez, C. (2020). Native plants for greening Mediterranean agroecosystems. *Nature plants*, 6(3), 209-214.
  39. Kiehl, K., Kirmer, A., & Shaw, N. (Eds.). (2014). *Guidelines for native seed production and Graminéeland restoration*. Cambridge Scholars Publishing.
  40. Koch E.-M., Spiegelberger T., Barrel A., Bassignana M. & Curtaz A., 2015. Les semences locales dans la restauration écologique en montagne. Production et utilisation de mélanges pour la préservation. Rapport de projet Alp'Grain, Éd. Institut Agricole Régional, Aoste, 96 p. [http://www.genieecologique.fr/sites/default/files/documents/biblio/alpgrain\\_fra.pdf](http://www.genieecologique.fr/sites/default/files/documents/biblio/alpgrain_fra.pdf)
  41. Krautzer, B., Graiss, W., & Blschka, A. (2010, August). Seed production of site-specific Graminéees and herbs in Austria. In *Proceedings of the 7th European Conference on Ecological restoration, Avignon, France* (pp. 23-27).
  42. Ladouceur, E., Jiménez-Alfaro, B., Marin, M., De Vitis, M., Abbandonato, H., Iannetta, P. P., ... & Pritchard, H. W. (2018). Native seed supply and the restoration species pool. *Conservation Letters*, 11(2), e12381.
  43. Laguna, A., & Giráldez, J. V. (1990, September). Soil erosion under conventional management systems of olive tree culture. In *Seminar on interaction between agricultural systems and soil conservation in the Mediterranean Belt*.
  44. Le Bissonnais, Y., Thorette, J., Bardet, C., & Daroussin, J. (2002). L'érosion hydrique des sols en France. *Rapport INRA, IFEN*, 106.
  45. Listopad, C. M., Köbel, M., Príncipe, A., Gonçalves, P., & Branquinho, C. (2018). The effect of grazing exclusion over time on structure, biodiversity, and regeneration of high nature value farmland ecosystems in Europe. *Science of the Total Environment*, 610, 926-936.

46. Marin, M., Toorop, P., Powell, A. A., & Laverack, G. (2017). Tetrazolium staining predicts germination of commercial seed lots of European native species differing in seed quality. *Seed Science and Technology*, 45(1), 151-166.
47. Martínez-Núñez, C., Manzaneda, A. J., Isla, J., Tarifa, R., Calvo, G., Molina, J. L., ... & Rey, P. J. (2020). Low-intensity management benefits solitary bees in olive groves. *Journal of Applied Ecology*, 57(1), 111-120.
48. Martínez-Sastre, R., Ravera, F., González, J. A., Santiago, C. L., Bidegain, I., & Munda, G. (2017). Mediterranean landscapes under change: Combining social multicriteria evaluation and the ecosystem services framework for land use planning. *Land Use Policy*, 67, 472-486.
49. Masson P. (2014). Une ressource fourragère oubliée : les “trevolets”; diversité et richesse des légumineuses annuelles méditerranéennes. *Mycologie et Botanique* 29, 5-8.
50. Matthews, M. A., Ishii, R., Anderson, M. M., & O'Mahony, M. (1990). Dependence of wine sensory attributes on vine water status. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 51(3), 321-335.
51. Merritt D. J., Dixon K. W. (2014). Seed availability for restoration. Pages 97 – 104. In: Thomas E, Jalonen R, Loo J, Boshier D, Gallo L, Caver S, Bordacs S, Smith P, Bozzano M (eds) Genetic considerations in ecosystem restoration using native tree species. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome, Italy
52. Merritt, D. J., & Dixon, K. W. (2011). Restoration seed banks—a matter of scale. *Science*, 332(6028), 424-425.
53. Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.
54. Nevill, P. G., Tomlinson, S., Elliott, C. P., Espeland, E. K., Dixon, K. W., & Merritt, D. J. (2016). Seed production areas for the global restoration challenge. *Ecology and Evolution*, 6(20), 7490-7497.
55. Nunes, A., Oliveira, G., Mexia, T., Valdecantos, A., Zucca, C., Costantini, E. A., ... & Branquinho, C. (2016). Ecological restoration across the Mediterranean Basin as viewed by practitioners. *Science of the Total Environment*, 566, 722-732.
56. Pantera, A., Burgess, P. J., Losada, R. M., Moreno, G., López-Díaz, M. L., Corroyer, N., ... & Malignier, N. (2018). Agroforestry for high value tree systems in Europe. *Agroforestry Systems*, 92(4), 945-959.
57. Pedrini, S., Gibson-Roy, P., Trivedi, C., Gálvez-Ramírez, C., Hardwick, K., Shaw, N., ... & Dixon, K. (2020). Collection and production of native seeds for ecological restoration. *Restoration Ecology*, 28, S228-S238.

58. Pou, A., Gullás, J., Moreno, M., Tomàs, M., Medrano, H., & Cifre, J. (2011). Cover cropping in *Vitis vinifera* L. cv. Manto Negro vineyards under Mediterranean conditions: Effects on plant vigour, yield and grape quality. *Oeno One*, 45(4), 223-234.
59. Power, A. G. (2010). Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philosophical transactions of the royal society B: biological sciences*, 365(1554), 2959-2971.
60. Quiquerez, A., Brenot, J., Garcia, J. P., & Petit, C. (2008). Soil degradation caused by a high-intensity rainfall event: implications for medium-term soil sustainability in Burgundian vineyards. *Catena*, 73(1), 89-97.
61. Robačar, M., Canali, S., Kristensen, H. L., Bavec, F., Mlakar, S. G., Jakop, M., & Bavec, M. (2016). Cover crops in organic field vegetable production. *Scientia Horticulturae*, 208, 104-110.
62. Rollan A., Hernandez-Matias A., Real J. (2018) Organic farming favours bird communities and their resilience to climate change in Mediterranean vineyards, *Agriculture, ecosystems and environment* 269, 107-115.
63. Sokos, C. K., Mamolos, A. P., Kalburtji, K. L., & Birtsas, P. K. (2013). Farming and wildlife in Mediterranean agroecosystems. *Journal for Nature Conservation*, 21(2), 81-92.
64. Sternberg M., Gishri N. and Mabjeesh S.J., 2006. Effects of Grazing on *Bituminaria bituminosa* (L) Stirton: A Potential Forage Crop in Mediterranean Graminéelands. In: *Journal of Agronomy and Crop Science*, 192, p. 399-407.
65. Sternberg M., Golodets C., Gutman M., Perevolotsky A., Ungar E.D., Jaime Kigel J. and Henkin, Z., 2015. Testing the limits of resistance: a 19-yr study of Mediterranean Graminéeland response to grazing regimes. In: *Global Change Biology*, 21, p. 1939-1950.
66. Švamberková, E., Doležal, J. & Lepš, J., 2019. The legacy of initial sowing after 20 years of ex-arable land colonisation. *Oecologia* 190, 459–469. <https://doi.org/10.1007/s00442-019-04415-y>
67. Tischew, S., Youtie, B., Kirmer, A., & Shaw, N. (2011). Farming for restoration: building bridges for native seeds. *Ecological Restoration*, 29(3), 219-222.
68. Vander Mijnsbrugge, K., Bischoff, A., & Smith, B. (2010). A question of origin: where and how to collect seed for ecological restoration. *Basic and Applied Ecology*, 11(4), 300-311.
69. Vaughn, K. J., Biel, C., Clary, J. J., de Herralde, F., Aranda, X., Evans, R. Y., ... & Savé, R. (2011). California perennial Graminéees are physiologically distinct from both Mediterranean annual and perennial Graminéees. *Plant and Soil*, 345(1), 37-46.

70. Vicente-Vicente, J. L., García-Ruiz, R., Francaviglia, R., Aguilera, E., & Smith, P. (2016). Soil carbon sequestration rates under Mediterranean woody crops using recommended management practices: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 235, 204-214.





[www.fleurslocales.eu](http://www.fleurslocales.eu)  
[info@fleurslocales.eu](mailto:info@fleurslocales.eu)



THE FLEURS LOCALES PROJECT IS CO-FINANCED  
BY THE INTERREG SUDOE PROGRAMME

