



CONSERVATOIRE  
BOTANIQUE NATIONAL  
MASSIF CENTRAL

## PROTOCOLE DE SUIVI DES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES

Élaboration d'un protocole pour les pelouses  
sèches de la RNR du Jolan et de la Gazelle

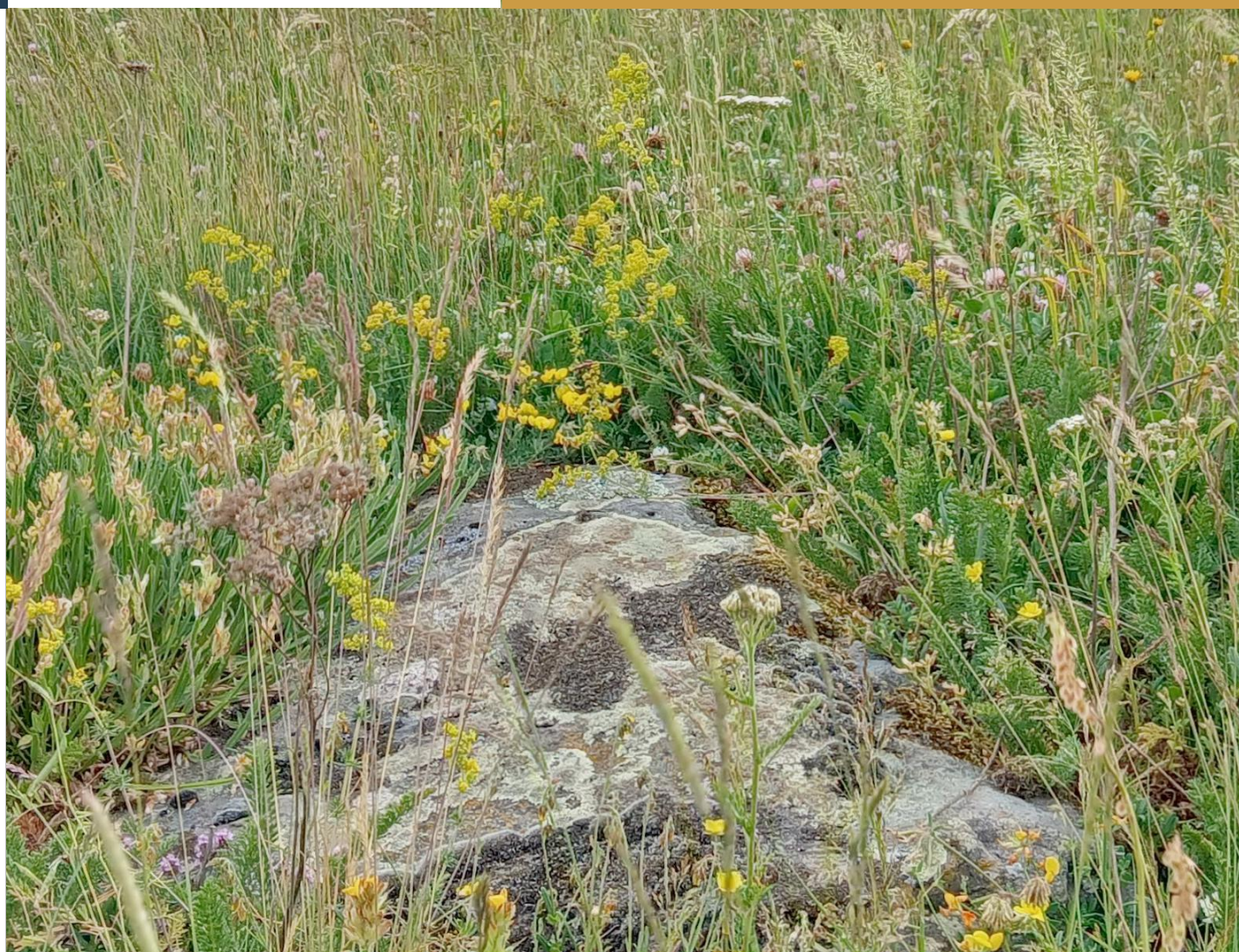


Figure 1 : Faciès relevant du *Betonico officinalis* – *Galietum veri* sur le site du Jolan – ©MONLYADE L. – CBN Massif central

# REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier chaleureusement Guillaume Papuga, pour son aide précieuse dans l'analyse des données. Nos échanges ont joué un rôle déterminant dans l'avancement de mes réflexions sur les questions d'échantillonnage et de puissance statistique.

Mes remerciements vont aussi à Julien Pottier pour nos discussions constructives autour des protocoles de suivi.

Je tiens à remercier aussi Rémi Landeau, pour sa disponibilité, l'accès au site d'étude et les échanges essentiels permettant de mieux comprendre l'unité de gestion étudiée.

Je tiens également à remercier mon père, Dwight Barkley pour son aide dans les aspects statistiques — notamment sur la puissance statistique à l'échelle de la communauté et la mise en œuvre des simulations de communautés spatiales — m'a permis d'avancer avec confiance et sérénité dans les étapes les plus techniques de ce travail.

Mes remerciements vont aussi à Colin Hostein pour son expertise sur les suivis de communautés végétales et pour nos échanges, qui ont enrichi la construction méthodologique de ce travail.

Je souhaite adresser mes remerciements les plus sincères à Lorrain Monlyade, qui a été un véritable pilier tout au long de cette année. Son encadrement attentif, ses relectures méthodiques de mes rédactions et ses conseils constants m'ont apporté une rigueur indispensable. Sa disponibilité et la qualité de nos échanges ont profondément enrichi ma réflexion et contribué de manière déterminante à la réussite de ce travail.

# SOMMAIRE

|                                                                                                                              |    |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| REMERCIEMENTS.....                                                                                                           | 2  |
| INTRODUCTION .....                                                                                                           | 5  |
| Enjeux écologiques et contexte réglementaire du suivi des communautés végétales agropastorales .....                         | 5  |
| Le suivi à l'échelle de l'unité de gestion : un problème d'échantillonnage en milieu hétérogène .....                        | 6  |
| Pratiques actuelles et évolutions méthodologiques au Conservatoire botanique national du Massif central .....                | 8  |
| Le site de la Réserve naturelle régionale du Jolan et de la Gazelle : un terrain d'expérimentation méthodologique .....      | 10 |
| Problématique.....                                                                                                           | 11 |
| Objectifs du présent rapport.....                                                                                            | 11 |
| PERIMETRE D'ETUDE .....                                                                                                      | 13 |
| Le site d'étude.....                                                                                                         | 13 |
| La végétation ciblée .....                                                                                                   | 13 |
| COLLECTE DES DONNÉES .....                                                                                                   | 14 |
| Plan d'échantillonnage de l'expérimentation sur le terrain.....                                                              | 14 |
| Modalités d'échantillonnage testées .....                                                                                    | 14 |
| Déroulement de la campagne de terrain .....                                                                                  | 17 |
| ANALYSES DES DONNÉES .....                                                                                                   | 18 |
| Plan d'échantillonnage : faut-il stratifier les relevés selon les gradients abiotiques ? .....                               | 18 |
| Comparaison des différentes tailles de quadrat .....                                                                         | 20 |
| Critère 1 – Représentativité floristique .....                                                                               | 20 |
| Critère 2 – Précision des estimations : capacité à avoir des estimations stables malgré le hasard de l'échantillonnage ..... | 21 |
| Critère 3 – Sensibilité temporelle : capacité à détecter un changement réel dans le temps .....                              | 22 |
| Comparaison des différentes modalités de lecture .....                                                                       | 25 |
| Critère 1 – Redondance et complémentarité de l'information .....                                                             | 26 |
| Critère 2 – Précision des estimations .....                                                                                  | 27 |
| Critère 3 – Sensibilité temporelle à effort constant .....                                                                   | 28 |
| Comparaison du mode fixe vs non fixe .....                                                                                   | 28 |
| RÉSULTATS .....                                                                                                              | 29 |
| Plan d'échantillonnage.....                                                                                                  | 29 |
| Comparaison des différentes tailles de quadrats .....                                                                        | 30 |
| Critère 1 – Représentativité floristique .....                                                                               | 30 |

|                                                                                                 |    |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Critère 2 – Précision des estimations .....                                                     | 34 |
| Critère 3 – Sensibilité temporelle : capacité à détecter un changement réel dans le temps ..... | 35 |
| Comparaison des différentes modalités de lecture .....                                          | 39 |
| Critère 1 - Redondance et complémentarité de l'information .....                                | 39 |
| Critère 2 – Précision des estimations .....                                                     | 39 |
| Critère 3 - Sensibilité temporelle.....                                                         | 40 |
| Comparaison du mode fixe vs non fixe .....                                                      | 43 |
| DISCUSSION .....                                                                                | 45 |
| Plan d'échantillonnage : où placer les quadrats ?.....                                          | 45 |
| Taille des quadrats : quelle surface pour décrire la communauté végétale ? .....                | 46 |
| Modalité de lecture : présence/absence, fréquence locale ou recouvrement ? .....                | 48 |
| Mode de suivi dans le temps : placettes fixes ou non fixes ? .....                              | 50 |
| Effort d'échantillonnage : combien de relevés pour un suivi fiable ?.....                       | 51 |
| Limites de l'étude et transférabilité des résultats .....                                       | 53 |
| Conclusion de la discussion : apports scientifiques et recommandations .....                    | 55 |
| PROTOCOLE RECOMMANDÉ POUR LE SUIVI DES PELOUSES SÈCHES A L'ECHELLE DE L'UNITE DE GESTION .....  | 57 |
| Finalité du protocole.....                                                                      | 57 |
| Plan d'échantillonnage.....                                                                     | 57 |
| Effort d'échantillonnage .....                                                                  | 59 |
| Taille des quadrats.....                                                                        | 60 |
| Modalité de lecture .....                                                                       | 60 |
| Mode de suivi temporel (fixe ou non fixe).....                                                  | 60 |
| Fréquence de passage .....                                                                      | 61 |
| CONCLUSION .....                                                                                | 62 |
| BIBLIOGRAPHIE .....                                                                             | 63 |
| ANNEXES .....                                                                                   | 66 |

# INTRODUCTION

Les milieux agropastoraux abritent des communautés végétales dont la composition et la structure changent en permanence, en réponse aux pratiques de gestion, aux conditions environnementales et à des processus naturels. Pour les gestionnaires d'espaces naturels, suivre ces communautés dans le temps est essentiel : cela permet d'évaluer si les actions mises en place produisent les effets attendus, de détecter d'éventuelles dégradations et d'ajuster les pratiques en conséquence. Pourtant, mettre en place un tel suivi soulève des questions méthodologiques complexes : comment s'assurer que les données collectées reflètent fidèlement l'état réel de la végétation et ses évolutions ? Comment garantir que les observations restent comparables d'une campagne à l'autre, malgré les changements d'observateurs ou les variations de conditions de terrain ? Et comment concilier ces exigences de qualité avec les contraintes de temps et de moyens disponibles ?

Ces questions se posent tout particulièrement lorsque l'objet du suivi est constitué de pelouses sèches agropastorales. Ces habitats, façonnés par des pratiques extensives, abritent des communautés végétales d'une grande diversité floristique mais présentent une forte variabilité spatiale interne, rendant délicate l'interprétation des évolutions observées entre deux campagnes de relevés. Les protocoles de suivi doivent ainsi concilier des exigences souvent contradictoires : capturer la diversité floristique réelle sans multiplier indéfiniment les observations, obtenir des estimations stables permettant de détecter des changements écologiques fins, garantir la comparabilité temporelle des données, tout en restant réalisables sur le terrain avec des ressources limitées.

Le présent travail s'inscrit dans cette problématique. Il vise à comparer de manière empirique plusieurs combinaisons méthodologiques de suivi de la végétation — variant notamment par la taille des quadrats, les modalités de lecture et l'intensité d'échantillonnage — appliquées à une même unité de gestion de pelouse sèche, afin d'identifier les compromis offrant le meilleur équilibre entre qualité des données produites et contraintes opérationnelles.

## ENJEUX ECOLOGIQUES ET CONTEXTE REGLEMENTAIRE DU SUIVI DES COMMUNAUTES VEGETALES AGROPASTORALES

Les pelouses sèches agropastorales du Massif central sont le produit d'une longue histoire de coévolution entre activités humaines et dynamiques écologiques. Façonnées par des pratiques extensives — pâturage à faible charge, fauches tardives, absence de fertilisation — elles abritent des communautés végétales d'une diversité floristique exceptionnelle, avec un cortège d'espèces spécialisées souvent étroitement dépendantes de ces conditions particulières. Dans le Massif central, ces habitats, classés d'intérêt communautaire (6210-19), occupent une place importante du territoire et concentrent une part significative de la flore patrimoniale régionale.

Ces communautés végétales ne sont jamais figées. Elles évoluent en permanence sous l'effet combiné des pratiques de gestion, des contraintes environnementales et de processus stochastiques. Deux menaces principales pèsent sur elles, aux effets antagonistes. D'un côté, l'intensification agricole — augmentation de la charge pastorale, apports d'intrants — conduit à une banalisation floristique progressive, avec un enrichissement en espèces nitrophiles au détriment des espèces caractéristiques. De l'autre, l'abandon des usages traditionnels favorise une fermeture rapide du milieu : les espèces d'ourlets s'installent, les ligneux colonisent l'espace, et les espèces héliophiles spécialisées disparaissent progressivement.

Dans un contexte de gestion appliquée, le suivi de la végétation constitue un outil central d'aide à la décision, permettant d'évaluer l'efficacité des actions mises en œuvre et d'ajuster les pratiques de manière raisonnée. Contrairement à un

inventaire ponctuel, le suivi vise à produire une information comparable dans le temps, afin de détecter des changements écologiques, d'en estimer l'amplitude et, lorsque c'est possible, d'en interpréter les causes (Yoccoz et al., 2001 ; Buckley et al., 2016).

Ce besoin de suivi s'inscrit par ailleurs dans un cadre réglementaire explicite. La Directive « Habitats-Faune-Flore » (1992) prévoit le suivi des habitats d'intérêt communautaire après mise en œuvre des mesures de gestion. Plusieurs référentiels techniques, dont le Cahier technique 88, insistent sur la nécessité de protocoles robustes et reproductibles permettant d'évaluer les mesures de gestion mises en œuvre.

En France, les Conservatoires botaniques nationaux (CBN) jouent un rôle clé dans ce dispositif : leur mission consiste à développer la connaissance de la flore et des habitats, à contribuer à leur conservation et à apporter une expertise scientifique aux gestionnaires sur leur territoire d'agrément.

Ces suivis doivent cependant composer avec des contraintes opérationnelles fortes. Le temps disponible pour les relevés de terrain est généralement limité et la fréquence de passage est souvent quinquennale. Les moyens humains mobilisables ne permettent pas toujours de déployer des protocoles sophistiqués ou chronophages. Ces contraintes délimitent le cadre dans lequel les choix méthodologiques doivent s'inscrire.

Dans ce contexte, le suivi de la végétation s'effectue généralement à l'échelle de secteurs opérationnels définis pour la gestion, appelés unités de gestion. Une unité de gestion correspond à une zone spatialement délimitée, soumise à une modalité de gestion homogène — type de pratique, intensité et calendrier d'intervention — au sein de laquelle l'évolution de la végétation est évaluée.

Cette échelle présente des avantages évidents pour la gestion. Elle permet d'établir un lien direct entre les pratiques mises en œuvre et la réponse de la végétation, condition indispensable pour évaluer l'efficacité des actions. Elle facilite la comparaison entre modalités de gestion contrastées et l'ajustement progressif des interventions. Elle constitue enfin un compromis pragmatique entre finesse écologique et faisabilité, correspondant à l'échelle à laquelle les gestionnaires raisonnent et interviennent concrètement.

Cependant, cette pertinence opérationnelle s'accompagne de difficultés méthodologiques majeures. Les dynamiques de la végétation ne sont ni linéaires ni homogènes dans l'espace, et leur interprétation à l'échelle de l'unité de gestion est loin d'être immédiate. La réponse des communautés végétales aux changements de pratiques peut être subtile, en particulier à court terme, et s'exprimer de manière très hétérogène dans l'espace. À l'échelle fine, des micro-variations de sol, d'exposition, de topographie ou d'historique de perturbation engendrent une mosaïque floristique au sein de laquelle la composition spécifique peut varier considérablement sur quelques mètres.

Ces difficultés soulèvent directement la question de la manière dont la végétation est observée et échantillonnée au sein de l'unité de gestion. **Elles rendent nécessaire une réflexion explicite sur les choix méthodologiques mobilisés pour décrire de manière fiable l'état et la dynamique des communautés végétales à cette échelle.**

## LE SUIVI A L'ECHELLE DE L'UNITE DE GESTION : UN PROBLEME D'ECHANTILLONNAGE EN MILIEU HETEROGENE

Observer l'évolution de communautés végétales hétérogènes à l'échelle de l'unité de gestion implique nécessairement de recourir à un échantillonnage. La qualité des informations produites dépend alors étroitement de la manière dont cet échantillonnage est conçu.

À l'intérieur d'une unité de gestion, la mosaïque floristique évoquée précédemment implique qu'une observation ponctuelle ou trop localisée risque de ne refléter qu'un faciès particulier, sans rendre compte de la variabilité réelle de l'unité suivie. Observer exhaustivement l'ensemble de la végétation étant irréaliste, le suivi repose nécessairement sur une démarche d'**échantillonnage** : la composition et la structure floristique sont observées sur un nombre limité de surfaces standardisées – les quadrats ou relevés – réparties au sein de l'unité.

Chaque relevé constitue ainsi une observation partielle de la communauté globale. Les indicateurs calculés à partir de ces relevés – richesse spécifique moyenne, abondance de certains groupes d'espèces, indices de composition – ne sont que des **estimations** d'un état réel sous-jacent. Comme toute estimation fondée sur un échantillon, ils sont affectés par une incertitude, liée à la variabilité intrinsèque de la végétation et au caractère incomplet de l'observation (Yoccoz et al., 2001).

La question centrale devient alors : **comment décrire de manière fiable l'état moyen d'une communauté végétale à l'échelle d'une unité de gestion ?** Comment s'assurer que les évolutions observées entre deux campagnes traduisent une dynamique écologique globale liée à la gestion, et non des fluctuations locales ou des artefacts méthodologiques ? C'est précisément à ce niveau que le choix du protocole de suivi – et en particulier des modalités d'échantillonnage – devient déterminant (Buckley et al., 2016).

La qualité des informations issues d'un suivi dépend directement d'un ensemble de choix méthodologiques, qui conditionnent à la fois la nature des données produites et les conclusions qu'il est possible d'en tirer. Ces choix ne sont ni neutres ni indépendants les uns des autres.

**Le plan d'échantillonnage** détermine la façon dont les relevés sont répartis dans l'espace. Un tirage aléatoire – simple ou stratifié – vise à maximiser la représentativité spatiale de l'échantillon, en augmentant la probabilité d'échantillonner l'ensemble des micro-habitats présents. À l'inverse, un placement subjectif, centré sur des faciès jugés représentatifs, tend à réduire la variabilité observée mais introduit un biais systématique, en sous-représentant certaines composantes de la végétation (Archaux et al., 2007).

**La taille des quadrats** constitue un autre paramètre clé. Elle conditionne le nombre d'espèces détectées par relevé, la capacité à intégrer ou à discriminer les micro-variations spatiales, ainsi que la facilité d'observation sur le terrain. Des quadrats de grande surface intègrent une portion plus large de communauté, mais tendent à lisser l'hétérogénéité fine de la végétation. À l'inverse, des quadrats de petite taille rendent compte plus directement des micro-patches floristiques, au prix d'une plus grande variabilité inter-relevés.

**Le nombre de relevés** – autrement dit l'intensité de l'échantillonnage – joue également un rôle déterminant. Il conditionne la capacité à réduire l'incertitude associée aux estimations moyennes. Selon les principes statistiques classiques, l'augmentation du nombre de relevés permet de diminuer la variance d'échantillonnage et d'obtenir une estimation plus stable de l'état moyen de la communauté (Yoccoz et al., 2001).

**La modalité de lecture** influe sur la nature de l'information collectée. Un relevé en présence/absence fournit une information robuste et rapide, mais peu sensible aux changements structuraux précoces. Les estimations de recouvrement offrent une information plus riche, mais au prix d'une plus grande variabilité entre observateurs. Des approches intermédiaires, comme la fréquence d'occurrence, cherchent à standardiser l'observation afin de limiter la subjectivité tout en conservant une sensibilité suffisante aux variations d'abondance (Klimeš, 2003).

Enfin, **le mode de suivi dans le temps** – placettes fixes ou mobiles – conditionne la comparabilité temporelle. Le rééchantillonnage strict d'un même emplacement permet de suivre finement la trajectoire locale de la végétation, mais repose sur la qualité du choix initial et sur la précision de la relocalisation. À l'inverse, un repositionnement des relevés à chaque campagne améliore la couverture spatiale globale, mais introduit une part de variabilité supplémentaire susceptible de masquer des changements écologiques de faible amplitude (Buckley et al., 2016).

Ces paramètres agissent de manière conjointe. Modifier la taille des quadrats, par exemple, influe sur le nombre de relevés réalisables dans un temps donné, et donc sur la précision globale des estimations. De même, le choix d'une modalité de lecture plus détaillée peut améliorer la finesse écologique des données, tout en réduisant l'intensité de l'échantillonnage possible. Ainsi, les choix méthodologiques conditionnent non seulement ce qui est observé, mais aussi **ce qui devient détectable ou, au contraire, invisible**.

Un protocole de suivi ne peut être évalué uniquement à l'aune de la quantité de données produites ou de la finesse apparente des relevés. Sa qualité se juge à sa capacité à fournir une information fiable, interprétable et comparable dans le temps. Pour cela, plusieurs dimensions complémentaires doivent être considérées (Yoccoz et al., 2001 ; Morrison et al., 2006).

**La représentativité** correspond à la capacité du protocole à fournir une estimation fidèle et non biaisée de l'état réel de la communauté végétale. Un suivi représentatif maximise la probabilité d'échantillonner l'ensemble des composantes de la communauté, y compris les espèces rares, structurantes ou indicatrices. À l'inverse, un protocole biaisé peut conduire à une estimation systématiquement décalée de la réalité écologique, et donc à des diagnostics erronés.

**La précision** traduit la stabilité des estimations produites par le protocole. Une méthode précise génère des valeurs peu dispersées autour de leur moyenne, ce qui se traduit par une faible variabilité inter-relevés et une incertitude réduite sur l'estimation de l'état moyen de la communauté. La précision dépend étroitement de l'effort d'échantillonnage : à méthode donnée, l'augmentation du nombre de relevés permet de réduire la variance d'échantillonnage.

**La sensibilité**, ou capacité de détection, correspond à l'aptitude du protocole à mettre en évidence des changements réels de la communauté végétale lorsqu'ils surviennent. Elle est directement liée à la notion de puissance statistique, définie comme la probabilité de détecter un effet réel d'une amplitude donnée. Dans un contexte opérationnel, une puissance d'au moins 80 % est généralement considérée comme un seuil acceptable (Cohen, 1988 ; Di Stefano, 2001). Un protocole peu sensible peut masquer des évolutions écologiques pourtant effectives.

**La reproductibilité** désigne la capacité du protocole à produire des résultats comparables lorsqu'il est appliqué par différents observateurs ou à différentes périodes. Elle conditionne la comparabilité temporelle du suivi : une variation observée entre deux campagnes ne doit pas résulter d'une différence de méthode ou d'interprétation, mais bien d'une évolution de la végétation elle-même. Les sources de non-reproductibilité sont multiples — subjectivité dans l'estimation du recouvrement, difficultés taxonomiques, erreurs de relocalisation — et peuvent induire des biais difficiles à dissocier d'un signal écologique réel (Vittoz et al., 2006 ; Archaux et al., 2007).

Enfin, **la faisabilité opérationnelle** constitue une dimension incontournable. Elle intègre le temps de terrain nécessaire, les moyens humains mobilisables, la complexité de mise en œuvre et la capacité du protocole à être répété dans la durée. Un dispositif scientifiquement robuste mais trop coûteux ou chronophage risque de ne pas être appliqué de manière pérenne, compromettant ainsi la continuité des séries temporelles (Yoccoz et al., 2001).

Ces différentes dimensions ne varient pas indépendamment. Au contraire, elles sont souvent en tension, et l'optimisation d'un critère peut se faire au détriment d'un autre. L'enjeu n'est donc pas d'optimiser isolément chacun de ces critères, mais de définir un **équilibre cohérent**, adapté aux objectifs du suivi et aux contraintes du contexte. Dans une perspective de gestion adaptative, la valeur d'un protocole réside moins dans sa sophistication méthodologique que dans sa capacité à fournir, de manière répétée et fiable, une information suffisamment robuste pour orienter les décisions.

## PRATIQUES ACTUELLES ET EVOLUTIONS METHODOLOGIQUES AU CONSERVATOIRE BOTANIQUE NATIONAL DU MASSIF CENTRAL

Historiquement, les suivis floristiques mis en œuvre au sein du Conservatoire botanique national du Massif central (CBN MC) reposaient majoritairement sur les méthodes phytosociologiques classiques. Celles-ci consistaient le plus souvent en la réalisation d'un relevé unique par unité de gestion, de grande surface — généralement comprise entre 15 et 100 m<sup>2</sup> — positionné de manière subjective dans un faciès jugé représentatif de la végétation. Cette approche, largement éprouvée pour la caractérisation typologique des habitats, permettait de documenter rapidement la composition floristique dominante et d'identifier les syntaxons ou groupements végétaux présents.

Si ces méthodes se révèlent efficaces pour décrire un habitat à un instant donné, elles montrent rapidement leurs limites lorsqu'il s'agit de mettre en place un suivi temporel visant à détecter des évolutions fines. Le choix subjectif des emplacements tend à privilégier des zones homogènes ou facilement accessibles, introduisant un biais systématique dans l'échantillonnage. Ce biais peut conduire à une sous-représentation de la variabilité interne de l'unité de gestion et, par conséquent, à une estimation partielle de l'état réel de la communauté végétale (Chytrý & Otypková, 2003).

Par ailleurs, la réalisation d'un nombre très limité de relevés empêche toute évaluation de la variabilité spatiale. Cette absence de réplication rend délicate la distinction entre une variation locale et une évolution globale liée à la gestion. À cela s'ajoutent des difficultés pratiques, telles que la relocalisation précise des placettes d'une campagne à l'autre ou la forte variabilité inter-observateurs dans l'estimation visuelle du recouvrement, qui peuvent compromettre la comparabilité temporelle des données (Archaux et al., 2007 ; Vittoz et al., 2006).

Ainsi, si l'héritage phytosociologique constitue une base solide pour la connaissance des habitats, il apparaît moins adapté aux objectifs actuels de suivi quantitatif à l'échelle des unités de gestion, en particulier lorsque l'enjeu est de détecter des changements progressifs ou de faible amplitude.

Face à ces constats, une réflexion méthodologique a été engagée au sein du CBN MC afin de faire évoluer les pratiques de suivi, en particulier pour les milieux agropastoraux. Plusieurs pistes ont été identifiées.

La première consiste à **réduire la taille des unités d'échantillonnage**, en recourant à des quadrats de plus petite surface (de l'ordre de 0,25 à 1 m<sup>2</sup>). Cette réduction vise à limiter les biais d'estimation liés à l'observation de grandes surfaces, à améliorer la reproductibilité entre observateurs et à faciliter la détection des espèces discrètes ou de faible recouvrement. La perte de surface individuelle est alors compensée par une augmentation du nombre de relevés, permettant d'améliorer la précision globale des estimations à l'échelle de l'unité de gestion (Kenkel & Podani, 1991).

Une seconde piste repose sur la **diversification des modalités de lecture**. L'utilisation de méthodes standardisées telles que la présence/absence ou la fréquence d'occurrence vise à réduire la subjectivité inhérente aux estimations visuelles de recouvrement, tout en conservant une information suffisamment sensible aux variations de structure floristique. Ces modalités sont par ailleurs souvent plus rapides à mettre en œuvre, ce qui permet d'augmenter l'effort d'échantillonnage à temps de terrain constant (Klimeš, 2003).

Enfin, la question du **placement des relevés et de leur suivi dans le temps** constitue un troisième axe de réflexion. Le recours à un tirage aléatoire — simple ou stratifié — vise à garantir une meilleure représentativité spatiale et à limiter les biais de sélection liés au choix subjectif des placettes. L'utilisation de relevés mobiles, renouvelés à chaque campagne, permet en outre de s'affranchir partiellement des contraintes de relocalisation et d'adapter l'échantillonnage à l'évolution de la mosaïque d'habitats, au prix toutefois d'une comparabilité temporelle potentiellement moindre (Kapfer et al., 2017).

Ces pistes méthodologiques visent à répondre à un objectif central : mesurer de manière reproductible et quantitative l'état moyen d'une communauté végétale et son évolution dans le temps, en tenant explicitement compte de la variabilité spatiale et des contraintes opérationnelles.

Les méthodes envisagées — réduction de la taille des quadrats, diversification des modalités de lecture, tirage aléatoire des emplacements, recours à des relevés mobiles — n'ont encore jamais été comparées de manière systématique au sein

du CBN Massif central. Elles restent par ailleurs peu documentées dans les réseaux français de suivi floristique appliqués à des contextes de gestion opérationnelle. Plusieurs questions restent ouvertes :

- Dans quelle mesure la multiplication de petits relevés compense-t-elle réellement la perte d'information liée à la réduction de surface ?
- Les modalités de lecture simplifiées (présence/absence, fréquence) produisent-elles des estimations aussi fiables que les relevés détaillés en recouvrement ?
- Le gain de temps permis par ces simplifications permet-il effectivement d'augmenter l'intensité de l'échantillonnage de manière significative ?
- Quel est l'effet du tirage aléatoire sur la variabilité inter-relevés et, par conséquent, sur la puissance de détection des changements temporels ?

Pour répondre à ces questions, une approche comparative appliquée à un même site, dans des conditions contrôlées d'effort de terrain, est nécessaire. C'est précisément dans cette perspective que s'inscrit le présent travail.

## LE SITE DE LA RESERVE NATURELLE REGIONALE DU JOLAN ET DE LA GAZELLE : UN TERRAIN D'EXPERIMENTATION METHODOLOGIQUE

La Réserve naturelle régionale des tourbières du Jolan et de la Gazelle est située sur les plateaux basaltiques du Cézallier cantalien, à environ 1 130 m d'altitude, sur la commune de Ségur-les-Villas (Cantal). Ce site, d'une superficie d'environ 200 ha, constitue un ensemble écologique remarquable, associant un noyau humide d'importance régionale — les tourbières — à un cortège diversifié de milieux agropastoraux, incluant des prairies et des pelouses sèches. L'ensemble est géré dans le cadre d'un plan de gestion quinquennal, visant à concilier conservation des habitats, maintien des usages pastoraux et valorisation du patrimoine naturel.

Parmi ces milieux, les pelouses xérophiles à mésoxérophiles occupent une place centrale. Classées en habitat d'intérêt communautaire (6210-19), elles sont caractéristiques des pratiques agropastorales traditionnelles et se distinguent par une richesse floristique élevée ainsi que par la présence d'un cortège d'espèces spécialisées et patrimoniales. Leur maintien repose sur un équilibre fin entre ouverture du milieu, pression de pâturage et limitation des apports trophiques, ce qui les rend particulièrement sensibles aux changements de gestion.

À l'échelle du site, ces pelouses présentent la mosaïque floristique caractéristique décrite précédemment, résultant à la fois de gradients environnementaux locaux — topographie, profondeur de sol, hydromorphie ponctuelle — et de l'histoire des usages.

La gestion des pelouses sèches de la réserve repose sur des objectifs écologiques explicites : maintenir ou restaurer des communautés végétales diversifiées, riches en espèces caractéristiques. Ces objectifs sont définis à l'échelle d'unités de gestion, c'est-à-dire de secteurs cohérents soumis à une modalité de gestion homogène — type de pratique, intensité, calendrier. Chaque unité de gestion est suivie de manière indépendante, afin d'évaluer la trajectoire de la végétation en lien avec les pratiques mises en œuvre.

Dans ce cadre, le suivi de la végétation constitue un outil central d'aide à la décision. Il doit permettre d'évaluer dans quelle mesure les pratiques orientent effectivement la trajectoire des communautés dans la direction attendue, et d'identifier

rapidement d'éventuels écarts entre l'état visé et l'état observé. À terme, l'enjeu est de disposer d'un retour d'expérience objectif, permettant d'ajuster les modalités de gestion de manière raisonnée et adaptative.

Ces attentes s'inscrivent toutefois dans un contexte opérationnel contraint. Le temps de terrain mobilisable pour le suivi est limité – de l'ordre d'une journée par unité de gestion – et la fréquence de passage est quinquennale, conformément aux exigences du plan de gestion et aux moyens disponibles. Le protocole de suivi doit donc être suffisamment robuste pour détecter des évolutions écologiques pertinentes à cette échelle temporelle, tout en restant compatible avec ces contraintes logistiques.

La Réserve naturelle régionale du Jolan et de la Gazelle offre un contexte particulièrement favorable pour tester et comparer différentes approches méthodologiques de suivi de la végétation. Les pelouses sèches qu'elle abrite combinent plusieurs caractéristiques clés pour une étude pilote : une sensibilité marquée aux pratiques de gestion et des objectifs de conservation clairement définis à l'échelle des unités de gestion.

Au-delà du seul site étudié, l'enjeu est plus large. Il s'agit de produire des résultats susceptibles d'alimenter une réflexion méthodologique transversale, visant à définir des référentiels de suivi adaptés aux pelouses sèches à l'échelle de l'unité de gestion. En ce sens, le Jolan joue un rôle de site pilote, permettant d'objectiver les relations entre effort d'échantillonnage, qualité des données produites et capacité de détection des changements, dans une perspective de transférabilité à d'autres sites et à d'autres contextes de gestion confrontés à des problématiques similaires.

## PROBLEMATIQUE

Mettre en place un suivi de la végétation à l'échelle d'une unité de gestion implique de faire des choix méthodologiques structurants, dans un contexte où les objectifs écologiques sont élevés mais les contraintes opérationnelles fortes. Dans les pelouses sèches agropastorales, la forte variabilité spatiale de la végétation complique encore davantage l'exercice : une partie importante de la variabilité floristique s'exprime à des échelles fines, tandis que les changements liés à la gestion peuvent être progressifs et de faible amplitude.

Dans ce contexte, un suivi écologique n'a de sens que s'il permet de distinguer un signal écologique réel – traduisant une évolution de la communauté végétale liée aux pratiques – d'une variabilité induite par l'échantillonnage, la méthode ou l'observateur. La conception du protocole devient alors une question centrale : comment s'assurer que les résultats obtenus reflètent fidèlement la dynamique de la végétation, et non les limites du dispositif choisi ?

La problématique générale de ce travail peut ainsi être formulée comme suit :

À l'échelle d'une unité de gestion de pelouses sèches sur le site du Jolan, quelle combinaison de **taille de quadrat** \* **modalité de lecture** \* **plan d'échantillonnage** \* **mode fixe ou non fixe** réalisable dans un temps limité permet d'obtenir des résultats suffisamment représentatifs de l'hétérogénéité floristique de la végétation de pelouses sèches, et capable de détecter des changements liés à la gestion ?

## OBJECTIFS DU PRESENT RAPPORT

Cette étude a pour objectifs :

- de collecter des données floristiques sur une végétation de pelouse sèche selon différentes modalités d'échantillonnage, appliquées à une même unité de gestion ;

- de comparer ces modalités à l'aide de critères permettant d'évaluer la qualité des informations produites ;
- d'identifier les combinaisons méthodologiques offrant le meilleur compromis entre qualité écologique des résultats et contraintes de terrain ;
- de proposer un **protocole de suivi**, reproductible et opérationnel, applicable à moyen terme sur les pelouses sèches du site du Jolan ;
- et de contribuer, plus largement, à l'élaboration d'un cadre méthodologique transposable à d'autres unités de gestion présentant des enjeux similaires.

# PERIMETRE D'ETUDE

## LE SITE D'ÉTUDE

La Réserve naturelle régionale des tourbières du Jolan et de la Gazelle, classée en 2018, s'étend sur 155 ha sur la commune de Ségur-les-Villas (Cantal), à environ 1130 m d'altitude. Le site est marqué par une forte hétérogénéité écologique : milieux tourbeux, prairies humides et mésophiles, boisements, et pelouses sèches y coexistent dans une mosaïque structurée en grande partie par les pratiques agropastorales extensives (pâturage et fauche). Ce contexte d'interface entre milieux humides et milieux ouverts agricoles confère à la réserve une richesse floristique notable et un fort enjeu de conservation.

Parmi les menaces identifiées, l'eutrophisation progressive des tourbières, liée à l'assèchement estival et aux apports en nutriments depuis le bassin versant (192 ha), souligne l'importance d'un pilotage fin des végétations liées aux pratiques pour maintenir des pelouses sèches diversifiées.

## LA VÉGÉTATION CIBLÉE

L'étude se concentre sur les communautés des pelouses sèches. Sur le site, la cartographie d'habitats réalisée par UniVegE en 2019 (Loss, 2020) décrit des pelouses mésoxérophiles riches en espèces, maintenues par un pâturage extensif sur les pentes de l'association du *Stachys officinalis-Galium verum* (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Ce type de pelouse est relativement bien représenté sur le site (environ 33 ha).

Il s'agit d'une pelouse vivace oligotrophiles (végétation sur des milieux pauvres en éléments minéraux nutritifs) à mésotrophe (moyennement riche en nutriments), d'allure continue et moyennement haute, développée sur des sols moyennement profonds à tendance acidocline, issus de roches basaltiques. Elle est dominée par des graminées telles que *Agrostis capillaris*, *Festuca lemanii*, et abrite des espèces caractéristiques comme *Galium verum*, *Sanguisorba minor*, *Rhinanthus minor*, *Thymus pulegioides* ou *Genista sagittalis*.

**Tableau 1 : Classification phytosociologique et correspondances typologiques de l'habitat étudié**

| Niveau             | Nom                                                                                    |
|--------------------|----------------------------------------------------------------------------------------|
| Classe             | <i>Festuco valesiacae-Brometea erecti</i>                                              |
| Ordre              | <i>Brometalia erecti</i>                                                               |
| Alliance           | <i>Bromion erecti</i>                                                                  |
| Sous-alliance      | <i>Chamaespartio sagittalis-Agrostidenion tenuis</i>                                   |
| Association        | <i>Stachyo officinalis-Galietum veri</i>                                               |
| Code EUNIS         | E1.262                                                                                 |
| Cahiers d'habitats | 6210-19 - Pelouses calcicoles mésophiles acidoclines du Massif central et des Pyrénées |

# COLLECTE DES DONNÉES

Afin de répondre à la problématique posée, un dispositif expérimental a été mis en place afin de collecter, sur le terrain, des données permettant de comparer différentes modalités d'échantillonnage de la végétation des pelouses sèches.

L'expérimentation a été conduite sur une **unité de gestion de 2,53 ha**, caractérisée par une pente modérée, majoritairement orientée nord à nord-est, et par une végétation typique des pelouses sèches, dominée par le cortège *Stachys officinalis* – *Galium verum*. Cette unité présente une hétérogénéité floristique marquée, représentative des enjeux de suivi et de gestion de ce type de milieu.

## PLAN D'ÉCHANTILLONNAGE DE L'EXPÉRIMENTATION SUR LE TERRAIN

Afin de garantir une bonne représentativité de la diversité écologique de l'unité de gestion, un **plan d'échantillonnage stratifié** a été mis en place préalablement au tirage des placettes.

La stratification repose sur un Modèle Numérique de Terrain (MNT) de résolution 1 m, à partir duquel trois variables topographiques susceptibles d'influencer la composition et la structure floristique ont été dérivées :

- la **pente**, classée en trois niveaux (faible, moyenne, forte) ;
- l'**orientation**, répartie en quatre classes cardinales ;
- l'**altitude**, découpée en classes de 10 m.

La combinaison de ces trois variables a permis de définir des **strates environnementales** au sein de l'unité de gestion. Cette étape vise à s'assurer que l'échantillonnage intègre l'ensemble des situations topographiques rencontrées, et à éviter une sur- ou sous-représentation de certains secteurs. Elle permet ainsi de mieux capter l'hétérogénéité floristique liée aux gradients environnementaux, tout en conservant une logique de tirage aléatoire.

Une fois les strates définies, le nombre de placettes par strate a été déterminé de façon proportionnelle à la surface occupée par chaque strate au sein de l'unité de gestion. Au sein de chaque strate, les placettes ont ensuite été positionnées par tirage aléatoire, afin de limiter les biais liés au choix des emplacements, selon les contraintes suivantes :

- une distance minimale de **2 m** entre deux relevés, afin d'assurer une indépendance fonctionnelle entre relevés et d'éviter que plusieurs relevés décrivent la même micro-variabilité locale de la végétation ;
- une distance minimale de **10 m** par rapport aux bordures de l'unité de gestion, afin de limiter les effets de bordure et l'échantillonnage de zones potentiellement perturbées.

La localisation des placettes d'échantillonnage est présentée en annexe (Annexe 1).

## MODALITÉS D'ÉCHANTILLONNAGE TESTÉES

Une fois le cadre spatial de l'échantillonnage défini, l'expérimentation a consisté à comparer différentes manières de décrire la végétation au sein des placettes, en faisant varier à la fois la **taille des quadrats** et le **type d'information relevée**.

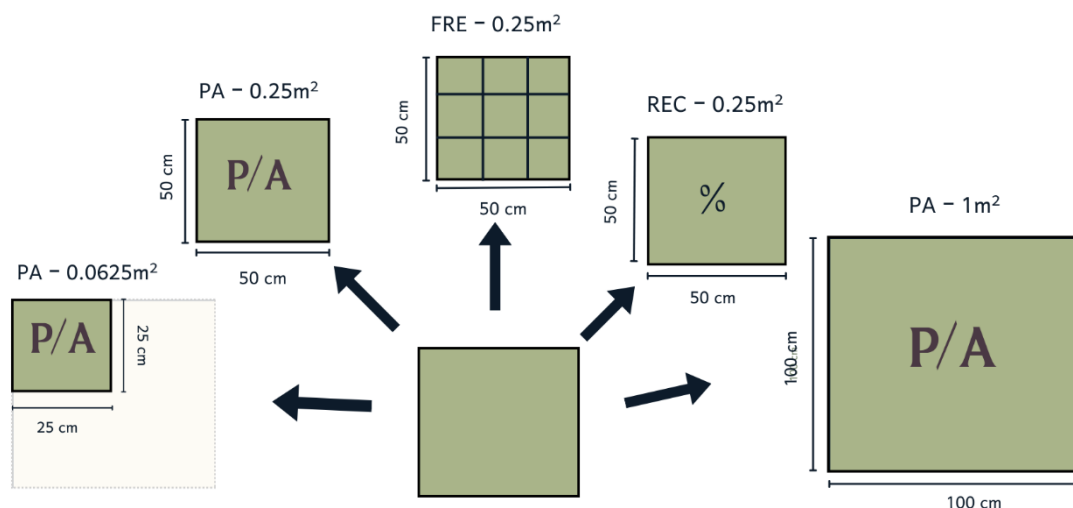
Trois **tailles de quadrats** ont été testées :

- 25 × 25 cm (0,0625 m<sup>2</sup>),
- 50 × 50 cm (0,25 m<sup>2</sup>),
- 1 × 1 m (1 m<sup>2</sup>).

Chaque quadrat correspond à une surface carrée au sein de laquelle l'identité des espèces présentes a été relevée, ainsi que des informations de structure selon la modalité de lecture testée (Figure 2).

Trois **modalités de lecture** de la végétation ont été évaluées pour le quadrat de taille intermédiaire (0,25m<sup>2</sup>) :

- Présence/absence, où chaque espèce est notée comme présente ou absente dans le quadrat ;
- Fréquence locale, basée sur la subdivision du quadrat en une grille de 3 × 3 cellules (soit 9 cellules). Chaque espèce reçoit une valeur correspondant au nombre de cellules dans lesquelles elle est observée ;
- Recouvrement visuel, estimé pour chaque espèce sous forme de classes de recouvrement (0-5 %, 5-10 %, puis classes de 10 %).



**Figure 2 : Schéma synthétique des différents dispositifs d'échantillonnage testés dans l'étude, combinant tailles de quadrats et modalités de lecture floristique.**

Les différentes tailles de quadrats ont été mises en œuvre selon un **dispositif emboîté** (Figure 3 p.16). Le quadrat de 25 × 25 cm est ainsi inclus dans le quadrat de 50 × 50 cm, lui-même inclus dans le quadrat de 1 m<sup>2</sup>.

Ce dispositif permet de comparer directement les tailles de quadrats à partir d'un même point d'échantillonnage, en limitant les effets liés au positionnement spatial.



**Figure 3 : Exemple de dispositifs de quadrats utilisés lors des relevés floristiques, illustrant les différentes tailles et modalités de lecture testées. De gauche à droite : Quadrat de 25 × 25 cm (0,0625 m<sup>2</sup>) utilisé en modalité présence/absence, positionné à partir d'un point GPS central ; Quadrat de 50 × 50 cm subdivisé en 9 cellules pour la lecture en fréquence locale, permettant d'estimer la proportion d'occupation des espèces à l'intérieur du quadrat ; Association de quadrats de 25 × 25 cm et 50 × 50 cm, illustrant la superposition des différentes tailles testées et leur emboîtement spatial.**

La comparaison des différentes modalités repose sur un effort d'échantillonnage suffisant pour que les différences observées reflètent les propriétés des méthodes testées, et non un simple effet du nombre de relevés réalisés.

L'effort d'échantillonnage a ainsi été défini de manière à atteindre, pour chaque méthode, une surface totale relevée d'environ 15 m<sup>2</sup>. Cette valeur correspond à un ordre de grandeur classiquement mobilisé en phytosociologie pour ce type de végétation et s'approche de l'**aire minimale**, définie comme la surface au-delà de laquelle l'augmentation de l'effort n'entraîne plus qu'un gain marginal en richesse spécifique.

Dans cette optique, le dispositif prévoyait :

- **60 placettes complètes** incluant les trois tailles de quadrats emboîtés ainsi que la réalisation conjointe des **trois modalités de lecture** sur les mêmes quadrats pour la taille **50 × 50 cm** ;
- Un complément de **180 quadrats indépendants en 25 × 25 cm**, visant à augmenter l'intensité spatiale pour cette taille de quadrat et d'atteindre les 15m<sup>2</sup>.

Le tableau ci-dessous (Tableau 2 P.17) récapitule, pour chaque taille de quadrat et modalité de lecture, les effectifs **théoriques** prévus et les effectifs **réalisés** lors des tests de terrain. Les écarts observés entre effectifs prévus et réalisés résultent de contraintes opérationnelles rencontrées sur le terrain et restent limités, sans remettre en cause la logique globale du dispositif ni l'ordre de grandeur de la surface totale échantillonnée par méthode.

**Tableau 2 : Synthèse des dispositifs d'échantillonnage testés dans l'étude, présentant pour chaque combinaison de taille de quadrat et de modalité de lecture : la surface échantillonnée, le caractère emboîté ou non du dispositif, ainsi que le nombre de relevés initialement prévu et effectivement réalisé.**

| Taille du quadrat | Surface               | Modalité de lecture                                       | Dispositif emboîté | Nombre de relevés prévus | Nombre de relevés réalisés |
|-------------------|-----------------------|-----------------------------------------------------------|--------------------|--------------------------|----------------------------|
| 25 × 25 cm        | 0,0625 m <sup>2</sup> | Présence/absence                                          | oui                | 60                       | 64                         |
|                   |                       |                                                           | non                | 180                      | 100                        |
| 50 × 50 cm        | 0,25 m <sup>2</sup>   | Présence/absence                                          | oui                | 60                       | 64                         |
|                   |                       | Fréquence locale (grille 3×3 soit 9 cellules par quadrat) | oui                | 60                       | 64                         |
|                   |                       | Recouvrement visuel (en classe de recouvrement)           | oui                | 60                       | 64                         |
| 1 × 1 m           | 1 m <sup>2</sup>      | Présence/absence                                          | oui                | 60                       | 64                         |

## DEROULEMENT DE LA CAMPAGNE DE TERRAIN

La campagne de terrain s'est déroulée entre le 23 juin et le 1er juillet 2025. Les relevés ont été réalisés par deux opérateurs constants (un observateur et un rapporteur), afin de limiter les biais liés à l'identification des espèces et à l'estimation visuelle des abondances.

Chaque quadrat a été **géoréférencé** à l'aide d'un GPS différentiel (précision  $\pm 2$  cm), en vue de permettre un repositionnement précis lors de futures campagnes.

Le **temps de mise en œuvre** a été chronométré sur un sous-échantillon de 15 quadrats, incluant à la fois la mise en place et la lecture des relevés, pour chacune des modalités testées (tailles de quadrats et modalités de lecture). Cette mesure a permis d'estimer, pour chaque modalité, le nombre de quadrats réalisables à **effort de terrain constant**.

# ANALYSES DES DONNÉES

L'objectif des analyses présentées ci-après est d'identifier, parmi les méthodes testées, celles qui sont les plus adaptées à un **suivi opérationnel** de la végétation des pelouses sèches du site du Jolan.

À l'échelle d'une unité de gestion, le choix d'une méthode de suivi repose sur un compromis entre la qualité de l'information produite et les contraintes de mise en œuvre sur le terrain. Une méthode pertinente n'est donc pas nécessairement celle qui décrit le plus finement la végétation, mais celle qui permet de maximiser l'information avec un temps de terrain limité.

Les analyses ont été structurées de manière progressive afin de répondre aux questions méthodologiques suivantes :

- **Le plan d'échantillonnage doit-il être stratifié ou un tirage aléatoire simple est-il suffisant pour représenter la diversité des situations floristiques de la végétation cible à l'échelle de l'unité de gestion ?**
- **Quelle taille de quadrat offre le meilleur compromis entre information floristique collectée et effort de terrain ?**
- **Quelle modalité de lecture de la végétation est la plus pertinente pour détecter des changements liés à la gestion ?**
- **Le recours à des placettes fixes améliore-t-il réellement la capacité à détecter des changements temporels ?**

Pour certaines de ces questions (notamment concernant la taille de quadrat ou les modalités de lecture), les méthodes ont été comparées à **effort de terrain constant**, afin de raisonner dans des conditions réalistes de suivi. Concrètement, il s'agit de comparer les méthodes en fonction du nombre de relevés réalisables au cours d'une même journée de terrain.

## PLAN D'ÉCHANTILLONNAGE : FAUT-IL STRATIFIER LES RELEVÉS SELON LES GRADIENTS ABIOTIQUES ?

Avant de comparer les différentes méthodes d'échantillonnage (tailles de quadrats, modalités de lecture, mode fixe ou non fixe), une question préalable devait être tranchée : **la façon dont les quadrats sont positionnés dans l'espace influence-t-elle réellement la composition floristique observée ?**

Autrement dit, le suivi doit-il reposer sur :

- un **tirage aléatoire simple** des placettes, ou
- un **échantillonnage stratifié**, tenant compte de gradients environnementaux susceptibles de structurer la végétation ?

Cette question est déterminante pour la suite du protocole. Si la végétation est fortement organisée selon des gradients abiotiques, un plan d'échantillonnage stratifié est nécessaire pour garantir que l'ensemble de la variabilité écologique de l'unité de gestion soit correctement représenté. À l'inverse, si ces gradients n'expliquent qu'une part marginale de la variabilité floristique, un tirage aléatoire simple permet de conserver un protocole plus léger, sans perte d'information significative.

L'hypothèse posée est que **certains gradients abiotiques structurent la composition floristique des pelouses sèches**, et contribuent à expliquer les différences observées entre relevés.

Pour répondre à cela, trois variables environnementales ont été étudiées :

- La pente, qui influence le ruissellement de l'eau et la stabilité des sols ;
- L'orientation, qui conditionne le microclimat (ensoleillement, température, sécheresse) ;
- L'altitude, utilisée ici comme un proxy du niveau hydrique et des conditions thermiques générales.

Ces variables ont été dérivées d'un Modèle Numérique de Terrain de résolution 1 m, garantissant une description fine du contexte topographique à l'échelle de l'unité de gestion.

Pour évaluer l'influence de ces gradients sur la composition floristique, la végétation observée sur les différents relevés a été comparée en termes de ressemblance floristique entre quadrats. L'objectif est de déterminer si les différences observées entre quadrats sont en partie expliquées par les gradients topographiques considérés.

Concrètement, l'analyse vise à vérifier si **des relevés proches sur le plan environnemental présentent des compositions et structures floristiques similaires** et, inversement, si **des contrastes floristiques marqués correspondent à des différences de pente, d'exposition ou d'altitude**.

Les analyses reposent sur :

- Des **mesures de dissimilarité floristique** entre relevés, adaptées au type de données utilisées (Indice de dissimilarité Jaccard pour les données de présence /absence et indice de dissimilarité Bray-Curtis pour les données de recouvrement ou de fréquence locale) ;
- Des **représentations synthétiques des variations floristiques** (ordinations PCoA sur les matrices de distance issues de l'étape précédente), permettant de visualiser les principaux contrastes entre relevés ;
- Et des **tests d'association** (envfit) évaluant si les gradients environnementaux sont significativement liés à ces variations floristiques.

Ces outils permettent d'évaluer, de manière globale, le rôle structurant ou non des gradients abiotiques à l'échelle du site.

Un gradient environnemental est considéré comme structurant pour la végétation si son effet sur la composition floristique est statistiquement significatif et s'il explique une part non négligeable de la variabilité observée entre relevés (au-delà d'un seuil de 10 %).

Ces critères permettent d'apporter une réponse opérationnelle à la question initiale : **la prise en compte explicite des gradients environnementaux apporte-t-elle un gain suffisant pour justifier un plan d'échantillonnage stratifié ?**

## COMPARAISON DES DIFFÉRENTES TAILLES DE QUADRAT

Une fois le plan d'échantillonnage spatial défini, la seconde question méthodologique concerne **la taille des quadrats utilisés pour décrire la végétation**. La question posée est la suivante :

**Quelle taille de quadrat permet, à effort de terrain constant, de produire l'information la plus pertinente pour le suivi des pelouses sèches ?**

Trois tailles de quadrats ont été comparées : **25 × 25 cm, 50 × 50 cm et 1 m<sup>2</sup>**.

La taille du quadrat détermine directement ce que l'on observe sur le terrain. Un quadrat de grande taille couvre une surface plus importante et a donc plus de chances d'inclure un nombre élevé d'espèces, y compris des espèces peu fréquentes (Kenkel & Podani, 1991). À l'inverse, un quadrat de petite taille ne capture qu'une fraction réduite de la végétation. Dans des pelouses sèches marquées par une forte micro-hétérogénéité, deux quadrats peuvent alors présenter des compositions très différentes, non pas en raison d'un changement écologique réel, mais parce qu'ils interceptent des fragments distincts de la communauté.

Dans un contexte de suivi, cette variabilité entre relevés constitue un enjeu important, car elle complique l'interprétation des différences observées entre deux campagnes. Plus cette variabilité est élevée, plus il est difficile de distinguer un bruit d'échantillonnage d'un changement réel de la végétation lié à l'évolution des conditions écologiques ou des pratiques de gestion.

Une manière de limiter cet effet est de **multiplier le nombre de relevés**. En augmentant le nombre de quadrats, les variations locales tendent à se compenser et la description globale de la communauté devient plus représentative de l'état moyen de la végétation. Cela améliore la capacité à détecter des changements réels dans le temps, même si chaque relevé pris isolément reste variable.

Cependant, le nombre de relevés réalisables est directement contraint par le **temps disponible sur le terrain**. Les quadrats de grande taille nécessitent plus de temps de mise en œuvre, ce qui limite le nombre de quadrats pouvant être inventoriés lors d'une campagne.

L'hypothèse testée est donc que :

- **Les quadrats de grande taille fournissent une information plus complète à l'échelle du relevé ;**
- **Mais que des quadrats plus petits permettent, à effort de terrain constant, de multiplier les relevés et d'atteindre une surface totale échantillonnée suffisante pour représenter l'hétérogénéité floristique de l'unité de gestion et améliorer la détection des changements temporels.**

Dans cette optique, la meilleure taille de quadrat n'est pas nécessairement celle qui fournit le plus d'informations par relevé, mais celle qui offre le **meilleur compromis entre information collectée et effort de terrain**.

### Critère 1 – Représentativité floristique

La première étape de la comparaison porte sur la capacité de chaque taille de quadrat à représenter la diversité floristique des pelouses sèches de l'unité de gestion.

Cette représentativité a été évaluée à travers trois aspects complémentaires :

- La **richesse spécifique détectée**, visant à comparer la quantité d'information floristique collectée ;
- La **détection des espèces rares**, souvent très sensibles à des changements écologiques (Chytrý & Otypková, 2003 ; Magurran, 2004) ;
- La détection des **espèces caractéristiques de la classe phytosociologique des Festuco-Brometea**, souvent indicatrices d'un bon état de conservation des pelouses sèches.

Ce critère a été évalué à l'aide de **courbes d'accumulation d'espèces**, qui décrivent l'évolution du nombre total d'espèces observées en fonction de l'ajout progressif de relevés. Dans un premier temps, chaque nouveau quadrat apporte de nombreuses espèces nouvelles. Puis, à mesure que l'échantillonnage progresse, le nombre d'espèces supplémentaires détectées diminue, jusqu'à atteindre un **plateau**. Ce plateau traduit le fait que la majorité des espèces présentes sur l'unité de gestion a été détectée, et que la méthode mise en œuvre permet une description représentative de la diversité floristique.

Les courbes d'accumulation permettent ainsi de comparer, entre méthodes, la richesse spécifique totale atteinte, mais aussi la capacité à détecter des espèces rares ou indicatrices, en fonction du nombre de relevés réalisés. En combinant ces courbes avec les estimations du **nombre de relevés réalisables par jour** pour chaque taille de quadrat, les comparaisons ont été effectuées à **effort de terrain constant**, ce qui permet d'évaluer la représentativité réelle des différentes modalités dans un contexte opérationnel.

## Critère 2 – Précision des estimations : capacité à avoir des estimations stables malgré le hasard de l'échantillonnage

La seconde dimension évaluée concerne la **précision des estimations**, entendue comme la stabilité des résultats obtenus malgré le caractère aléatoire de l'échantillonnage spatial.

La précision reflète la dispersion des estimations autour de leur moyenne : une méthode précise produit des estimations peu variables, associées à une faible incertitude. Cette variabilité provient à la fois de la variabilité intrinsèque de la végétation (fluctuations spatiales et temporelles) et des aléas liés à l'échantillonnage (Yoccoz et al., 2001). À méthode donnée, l'augmentation du nombre de relevés permet de réduire cette incertitude par diminution de la variance d'échantillonnage, conformément aux principes statistiques classiques.

Dans un contexte de suivi, la précision conditionne directement la capacité à détecter des changements écologiques de faible amplitude : plus la variabilité des estimations est faible, plus le protocole est sensible aux évolutions réelles de la communauté végétale.

### Évaluation de la précision multivariée

L'évaluation de la précision a porté sur la stabilité de l'estimation de la **composition moyenne de la communauté**. Les analyses ont été réalisées exclusivement à partir des données de présence/absence, les données quantitatives (recouvrement et fréquence locale) n'étant pas directement comparables en raison de l'utilisation d'indices de dissimilarité différents (Jaccard vs Bray-Curtis).

La précision multivariée a été évaluée à l'aide de la **pseudo-erreur standard multivariée (MULT SE)**, proposée par Anderson & Santana-Garcón (2015). La MULT SE est l'analogue multivarié de l'erreur standard univariée : elle quantifie la variabilité de la position moyenne des relevés (centroïde) dans l'espace défini par un indice de dissimilarité. Plus la MULT SE est faible, plus l'estimation de la composition moyenne est stable pour un effort d'échantillonnage donné.

Les estimations ont été réalisées à l'aide du package **SSP** (Simulation-based Sampling Protocols ; Guerra-Castro et al., 2021), selon un protocole reposant sur :

- la simulation de jeux de données réalistes à partir des relevés pilotes ;
- des sous-échantillonnages répétés de taille croissante ;
- le calcul de la MULT SE pour chaque sous-échantillon ;
- l'agrégation des résultats sur l'ensemble des simulations, avec estimation d'intervalles de confiance.

Les courbes de MULT SE obtenues en fonction du nombre de relevés permettent de comparer la vitesse à laquelle chaque taille de quadrat atteint une précision satisfaisante. Ces courbes ont ensuite été interprétées **à effort de terrain constant**, afin d'identifier la taille de quadrat maximisant la précision dans des conditions opérationnelles comparables.

### Comparaison entre méthodes

À ce jour, la littérature ne propose pas de seuil absolu de MULT SE permettant de définir une précision « acceptable ». De plus, les valeurs de MULT SE ne sont comparables qu'entre méthodes utilisant le même type de données et le même indice de dissimilarité. Pour contourner cette limite, le package SSP propose un indicateur complémentaire fondé sur le **gain relatif de précision** obtenu à chaque unité d'échantillonnage supplémentaire.

Dans cette approche, des seuils de gain (10 %, 5 % et 2,5 %) sont utilisés pour identifier le point à partir duquel l'amélioration de la précision devient marginale et ne justifie plus un effort d'échantillonnage supplémentaire. Cette métrique permet de comparer indirectement les performances des différentes tailles de quadrats en termes de rentabilité statistique à effort constant, sans comparer directement des valeurs absolues non homogènes.

### Critère 3 – Sensibilité temporelle : capacité à détecter un changement réel dans le temps

Au-delà de la représentativité floristique, un protocole de suivi doit avant tout être capable de **détecter une évolution réelle de la végétation entre deux campagnes**. La seconde dimension évaluée concerne donc la sensibilité temporelle des différentes tailles de quadrat.

La question posée est la suivante :

**Quelle taille de quadrat permet, à effort de terrain constant, de détecter les changements les plus faibles dans la végétation lorsqu'un changement existe réellement ?**

Cet enjeu est central pour la gestion des pelouses sèches. Les changements qui affectent ces milieux – eutrophisation progressive, fermeture par les ourlets – sont souvent graduels et de faible amplitude entre deux campagnes de suivi. Sans un protocole suffisamment sensible, ces évolutions passent inaperçues jusqu'à un stade avancé de dégradation.

Ainsi, dans un contexte de suivi, la question n'est pas seulement de savoir *quelles espèces sont observées*, mais bien : **quelle méthode permet de détecter précocement une trajectoire de changement écologique**, avant que les transformations ne deviennent difficilement réversibles.

Dans ce contexte de forte micro-hétérogénéité spatiale, la variabilité entre relevés constitue un bruit d'échantillonnage susceptible de masquer un changement réel entre deux campagnes. La sensibilité temporelle d'un protocole dépend donc directement de sa capacité à compenser cette variabilité, notamment par le nombre de relevés réalisables à effort de terrain constant.

L'hypothèse testée est que :

- **Les méthodes permettant un grand nombre de relevés (en particulier les quadrats de petite taille) offrent, à effort de terrain constant, une meilleure capacité de détection des changements, même si chaque relevé pris isolément contient moins d'information ;**
- **À l'inverse, les quadrats de grande taille apportent une information plus fine par relevé, mais leur coût en temps limite le nombre de répétitions possibles, ce qui peut réduire la capacité globale à détecter un changement écologique.**

L'analyse de la sensibilité temporelle vise ainsi à déterminer si le gain d'information apporté par de grands quadrats compense, ou non, la perte de répétitions associée à leur mise en œuvre.

Afin d'évaluer cette capacité de détection des changements dans le temps, deux approches complémentaires ont été mises en œuvre.

La première repose sur un **indicateur écologique synthétique**, fréquemment utilisé en gestion, permettant de résumer l'état trophique de la végétation par une valeur unique. Cette approche permet de répondre à une question simple et directement opérationnelle : *une méthode donnée permet-elle de détecter une évolution globale de l'état trophique de la végétation ?*

La seconde approche vise à aller au-delà d'un indicateur unique, en évaluant la capacité des méthodes à détecter un **changement de la composition et structure floristique dans son ensemble**. Elle permet de tester si un protocole est capable d'identifier une modification globale de la communauté végétale, même lorsque celle-ci est diffuse et répartie entre plusieurs espèces.

### **Approche 1 – Détection d'un changement d'indice écologique**

Dans un premier temps, la capacité des différentes tailles de quadrat à détecter un changement écologique a été évaluée à l'aide d'un indicateur synthétique : l'indice de trophie moyen par relevé. Cet indice est issu du référentiel Baseflore (Julve, 1998), qui attribue à chaque espèce un score compris entre 1 et 9, reflétant son affinité pour des milieux plus ou moins riches en nutriments :

- 1 à 3 : espèces caractéristiques de milieux pauvres,
- 4 à 6 : espèces de milieux intermédiaires,
- 7 à 9 : espèces nitrophiles indicatrices d'eutrophisation.

Pour chaque quadrat, l'indice de trophie a été calculé comme la **moyenne des scores attribués aux espèces observées**. Cet indice ne constitue pas une mesure directe de la trophie du sol, mais une estimation indirecte du positionnement trophique apparent de la végétation, dérivée de la composition floristique et des valeurs bioindicatrices des espèces.

Afin d'évaluer la capacité des méthodes à détecter une évolution dans le temps, des **changements simulés de cet indice moyen** ont été appliqués. Concrètement, des décalages progressifs de la moyenne de l'indice ont été introduits, correspondant à des augmentations de +5 %, +10 %, +20 % et +30 %, afin de représenter différents niveaux de modification de la composition floristique compatibles avec une trajectoire d'eutrophisation progressive entre deux campagnes de suivi.

Cette analyse répond à la question :

**Quelle taille de quadrat permet, à effort de terrain constant, de détecter une variation donnée de la valeur moyenne de l'indice trophique floristique, même lorsque cette variation est faible ?**

La performance des différentes modalités a été évaluée à l'aide de la **puissance statistique**, définie comme la probabilité de détecter un changement réel lorsqu'il existe effectivement (Cohen, 1988 ; Di Stefano, 2001). Concrètement, la puissance correspond à la proportion de simulations pour lesquelles la variation de l'indice est identifiée comme statistiquement significative ( $p < 0,05$ ).

La puissance a été estimée en fonction du **nombre de quadrats réalisables** pour chaque taille de quadrat ainsi que de **l'intensité du changement simulé** (augmentation de la moyenne de l'indice de trophie de 5 %, de 10 %, de 20 % et de 30).

L'interprétation des résultats repose sur trois niveaux de puissance (Tableau 3), à visée opérationnelle :

**Tableau 3 : Interprétation opérationnelle des niveaux de puissance statistique**

| Niveau de puissance | Interprétation               | Conséquence pour le suivi                  |
|---------------------|------------------------------|--------------------------------------------|
| < 0,5               | Faible capacité de détection | Méthode peu adaptée au suivi               |
| 0,5 – 0,8           | Sensibilité modérée          | Méthode acceptable sous contraintes fortes |
| > 0,8               | Forte capacité de détection  | Méthode recommandée                        |

Les résultats sont interprétés à **effort de terrain constant**, afin de comparer équitablement les tailles de quadrat dans des conditions réalistes de mise en œuvre.

## **Approche 2 – Détection d'un changement de composition floristique**

La seconde approche vise à évaluer la capacité des différentes tailles de quadrat à détecter un changement de la composition floristique à l'échelle de l'ensemble de la communauté végétale, et non plus à travers l'évolution d'un indicateur synthétique unique. L'objectif est ici de mesurer la **sensibilité globale des méthodes**, c'est-à-dire leur aptitude à mettre en évidence une modification réelle de la structure et de la composition de la végétation au cours du temps. Une présentation plus détaillée de la méthode est disponible en annexe (Annexe 2).

### **Simulation d'une communauté réaliste**

À partir des relevés réalisés en 2025, une communauté végétale spatialisée a été simulée à l'aide du package Mobsim sous R (May et al., 2018). Cette étape permet de générer une communauté initiale ( $T_0$ ) reproduisant fidèlement les caractéristiques écologiques observées sur le site, notamment :

- la richesse spécifique totale,
- les abondances relatives des espèces,
- et leur organisation spatiale, typique des pelouses sèches (agrégation, dominance locale, rareté de certaines espèces).

Cette communauté simulée  $T_0$  constitue un état initial réaliste, à partir duquel les capacités de détection des différentes méthodes peuvent être testées dans des conditions comparables à celles du terrain.

### Simulation de scénarios de changement écologique ( $T_2$ )

Afin de tester la sensibilité des méthodes, plusieurs scénarios de changement écologique ont été simulés à partir de la communauté initiale  $T_0$ . Ces scénarios correspondent à une eutrophisation progressive de la végétation, se traduisant par des modifications différentielles de l'abondance ou de la fréquence des espèces. Dans ce travail, la communauté végétale initiale est notée  $T_0$ , correspondant à l'état de référence avant tout changement simulé. Les communautés modifiées sont quant à elles notées  $T_2$ , afin de représenter un état ultérieur, correspondant à une seconde campagne de suivi.

Ce choix de notation vise à éviter l'ambiguïté fréquente associée à  $T_1$ , parfois utilisé dans la littérature pour désigner soit l'état initial, soit la première mesure post-changement selon les contextes. En ne conservant que  $T_0$  (état initial) et  $T_2$  (état modifié), on distingue clairement les deux temps comparés, sans risque de confusion sur la chronologie des simulations.

Les espèces ont été réparties en cinq catégories fonctionnelles selon leur réponse attendue au processus d'eutrophisation :

- **espèces favorisées**, dont l'abondance augmente progressivement ;
- **espèces régressives**, dont l'abondance diminue ;
- **espèces colonisatrices**, absentes à  $T_0$  et apparaissant à  $T_2$  avec une faible fréquence initiale ;
- **espèces disparaissantes**, dont l'abondance est fixée à zéro ;
- **espèces neutres**, dont l'abondance et la fréquence sont maintenues constantes entre  $T_0$  et  $T_2$ .

Sept scénarios successifs ont été simulés, correspondant à des intensités croissantes de changement, allant d'une modification faible à une transformation marquée de la communauté végétale entre  $T_0$  et  $T_2$ .

### Application des méthodes et évaluation de la capacité de détection

Pour chaque scénario simulé ( $T_2$ ), la végétation a été échantillonnée à  $T_0$  et à  $T_2$  selon les mêmes modalités, en faisant varier la taille des quadrats ( $1\text{ m}^2$ ,  $0,25\text{ m}^2$  et  $0,0625\text{ m}^2$ ) ainsi que le nombre de quadrats.

Pour chaque combinaison *scénario × taille de quadrat × nombre de quadrats*, **30 répétitions indépendantes** ont été réalisées afin de limiter l'influence du caractère aléatoire de l'échantillonnage et d'obtenir une estimation robuste des performances des méthodes.

La capacité à détecter un changement réel de composition floristique entre  $T_0$  et  $T_2$  a été évaluée à l'aide de **tests de comparaison de communautés (PERMANOVA)**.

Comme pour l'approche précédente, l'indicateur retenu est la **puissance statistique**, définie comme la proportion de simulations pour lesquelles le changement simulé est effectivement détecté ( $p < 0,05$ ).

Afin de permettre une comparaison équitable des différentes tailles de quadrat dans un contexte de suivi de terrain, les résultats ont été exprimés en fonction du **nombre de relevés réalisables par jour**, plutôt qu'en fonction du seul nombre de quadrats. Ce choix permet d'intégrer explicitement les contraintes opérationnelles du suivi (temps de mise en place, temps de lecture), et de comparer les performances des méthodes à effort de terrain constant.

## COMPARAISON DES DIFFERENTES MODALITES DE LECTURE

Une fois la taille de quadrat offrant le meilleur compromis identifiée, une autre question méthodologique essentielle concerne **la manière dont la végétation est décrite à l'intérieur du quadrat**.

La question posée est la suivante :

**Quelle modalité de lecture permet, à effort de terrain constant, de produire une information suffisamment pertinente pour le suivi écologique des pelouses sèches ?**

Trois modalités de lecture ont été testées :

- la **présence/absence**, qui indique uniquement si une espèce est présente ou non dans le quadrat ;
- la **fréquence locale**, qui renseigne sur la proportion du quadrat occupée par chaque espèce à travers une subdivision en cellules (9 cellules) ;
- le **recouvrement visuel**, qui estime la part de surface couverte par chaque espèce.

Ces modalités ne décrivent pas la végétation de la même façon. Elles produisent donc des informations de nature différente, avec des implications directes pour le suivi. Plus la modalité de lecture est détaillée, plus elle permet de décrire finement la **structure de la communauté végétale**, notamment la dominance ou le recul de certaines espèces dans le temps (Legendre & Legendre, 2012 ; Milberg et al., 2008). En contrepartie, ces modalités plus structurantes :

- Demandent davantage de temps de mise en œuvre sur le terrain et limitent donc le nombre de relevés réalisables lors d'une campagne, c'est notamment le cas pour la fréquence locale qui est chronophage (Klimeš, 2003 ; Perret et al., 2023) ;
- Peuvent, pour certaines, être plus sensibles à des différences entre observateurs (notamment pour l'estimation du recouvrement des espèces : Archaux et al., 2007 ; Klimeš, 2003 ; Lloyd, 2016 ; Morrison et al., 2020) ;

À l'inverse, une modalité simple comme la présence/absence permet de collecter rapidement un grand nombre de relevés. Si chaque relevé fournit une information plus grossière, la multiplication des observations peut compenser ce manque de détail en améliorant la robustesse globale du signal détecté.

Ainsi, dans un contexte de suivi, plus de détail par relevé ne signifie pas automatiquement une meilleure capacité de détection d'un changement écologique, notamment lorsque ce gain est compensé par une réduction du nombre de relevés.

L'hypothèse posée est donc que :

- **Les modalités intégrant une information de structure (fréquence locale et recouvrement) décrivent plus finement la communauté végétale et pourraient être plus sensibles à des changements écologiques subtils ;**
- **Toutefois, à effort de terrain constant, la modalité la plus simple (présence/absence) pourrait bénéficier d'un nombre plus élevé de répétitions, augmentant sa capacité globale à détecter un changement réel.**

Le choix optimal d'une modalité de lecture repose ainsi sur un **compromis entre niveau d'information et efficacité opérationnelle**.

## Critère 1 – Redondance et complémentarité de l'information

Avant de comparer la capacité des différentes modalités de lecture à détecter un changement écologique dans le temps, une question préalable devait être examinée : **les modalités de lecture décrivent-elles la structure de la végétation de manière similaire, ou produisent-elles des informations fondamentalement différentes ?**

Autrement dit, lorsque la végétation est décrite avec des niveaux de détail croissants — de la simple présence des espèces à leur abondance relative — observe-t-on les **mêmes contrastes floristiques entre relevés**, ou certaines modalités mettent-elles en évidence des différences qui n'apparaissent pas avec des données plus simples ?

Cette question est essentielle dans un contexte de suivi opérationnel. Si plusieurs modalités restituent des structures floristiques très proches, le choix d'une modalité plus simple n'entraîne pas nécessairement une perte d'information écologique majeure. À l'inverse, si certaines modalités révèlent des patrons spécifiques absents des autres, leur emploi devient difficilement contournable malgré un coût terrain plus élevé.

### Principe général de l'analyse

Pour répondre à cette question, les relevés réalisés sur des quadrats de **50 × 50 cm (0,25 m<sup>2</sup>)** ont été analysés selon trois modalités de lecture : **présence/absence, fréquence locale et recouvrement**.

La structure floristique globale des relevés a été comparée entre modalités à l'aide de **représentations multivariées** (ordinations PCoA), construites à partir de chaque type de données. Ces représentations permettent de visualiser les principaux contrastes floristiques entre relevés : quels relevés sont proches les uns des autres, lesquels sont très différents, et comment s'organisent les relevés dans l'espace écologique.

La **congruence entre ces structures** a ensuite été évaluée afin de déterminer si les grands patrons d'organisation floristique sont similaires d'une modalité à l'autre, ou si certaines modalités modifient la perception de la structure de la végétation. Une forte similarité entre ordinations indique que les relations entre relevés sont conservées.

Il s'agit d'évaluer le degré de similarité entre les modalités de lecture. Une forte corrélation entre les ordinations (supérieure à environ 80 %) et statistiquement significative ( $p < 0,05$ ) est interprétée comme le signe que les modalités décrivent des **organisations très proches des relevés dans l'espace floristique**, c'est-à-dire des **relations de proximité et de contraste comparables entre relevés** (relevés floristiquement proches, relevés fortement différenciés). Elles conduisent ainsi à des représentations concordantes de la structure floristique globale des communautés, indépendamment du niveau de détail des données mobilisées.

Cette analyse permet ainsi d'évaluer si le recours à des modalités plus détaillées apporte une information structurelle réellement nouvelle, ou si les grandes tendances de la végétation sont déjà correctement décrites par une modalité plus simple. L'objectif de ce critère n'est pas de désigner directement la meilleure modalité de lecture, mais de vérifier si un choix opérationnel plus simple **entraîne ou non une perte d'information écologique majeure**. Le choix final peut alors être raisonné principalement en fonction de la capacité effective des modalités à **détecter un changement dans le temps**, à effort de terrain constant.

Cette étape constitue donc un préalable indispensable à l'évaluation de la **sensibilité temporelle des modalités de lecture**, qui est examinée dans le critère suivant.

### Critère 2 – Précision des estimations

Ici la précision des différentes méthodes n'a pas été comparée directement par la valeur de la MULT SE mais par la valeur relative de la MULT SE par rapport à la valeur minimale possible et le gain relatif d'un échantillon supplémentaire pour atteindre cette valeur. En effet, la valeur de la MULT SE diminue de façon asymptotique (lorsque l'effort, ou nombre de relevés est faible la précision augmente fortement. Un relevé supplémentaire permet de gagner fortement en précision,

lorsque le nombre de relevés est important le gain en précision par relevé supplémentaire devient faible). L'objectif est ici de comparer les différentes modalités de lecture dans leur gain relatif

### Critère 3 – Sensibilité temporelle à effort constant

La capacité des différentes modalités à détecter un changement écologique réel dans le temps a ensuite été évaluée selon les mêmes principes que pour la taille des quadrats, afin de garantir la comparabilité des résultats.

Deux approches complémentaires ont été mobilisées (voir section précédente sur la comparaison des tailles de quadrats) :

- **Approche 1 : détection d'un changement d'indice écologique**, à travers la variation de l'indice de trophie moyen par relevé. Pour les modalités intégrant une information d'abondance (recouvrement ou fréquence locale), la valeur de trophie de chaque espèce a été **pondérée par son importance relative dans le relevé**, de manière à refléter plus fidèlement la structure de la végétation observée. À l'inverse, pour la modalité en présence/absence, l'indice correspond à la moyenne simple des valeurs de trophie des espèces recensées, sans pondération ;
- **Approche 2 : détection d'un changement de composition floristique**, cette approche repose sur des scénarios de changement simulés et sur des tests de comparaison de communautés (PERMANOVA), permettant de comparer la composition floristique entre un état initial ( $T_0$ ) et un état modifié ( $T_2$ ).

Dans les deux cas, la performance des modalités a été exprimée en termes de **puissance statistique**, définie comme la probabilité de détecter un changement réel avec  $p < 0,05$ , en fonction du nombre de relevés réalisables pour chaque modalité à effort de terrain constant.

Cette approche permet d'évaluer si le gain de précision par relevé offert par les modalités structurantes compense, ou non, la réduction du nombre de répétitions possibles lors d'une journée de terrain.

## COMPARAISON DU MODE FIXE VS NON FIXE

**Au-delà du contenu de chaque relevé, un protocole de suivi repose sur une décision structurante supplémentaire : faut-il revenir exactement sur les mêmes quadrats au cours du temps (mode fixe), ou renouveler leur position à chaque campagne (mode non fixe) ?**

Ces deux stratégies répondent à des logiques différentes :

- Un échantillonnage fixe permet de contrôler la variabilité spatiale et de suivre finement l'évolution locale de la végétation (Chytrý et al., 2014 ; Kapfer et al., 2017) ;
- Un échantillonnage non fixe vise plutôt à représenter l'état moyen de la communauté végétale à chaque campagne, au prix d'une variabilité spatiale accrue.

L'hypothèse posée est que :

- **Un suivi sur placettes fixes devrait offrir une meilleure sensibilité à des changements écologiques de faible ampleur, en réduisant la variance liée au positionnement spatial ;**
- **À l'inverse, un suivi non fixe pourrait diluer le signal temporel dans une forte hétérogénéité spatiale, en particulier dans les pelouses sèches, caractérisées par une forte micro-hétérogénéité floristique.**

La comparaison entre mode fixe et non fixe a été conduite exclusivement sur la capacité à détecter un changement de composition et structure floristique, à l'aide de communautés simulées (scénarios  $T_0 \rightarrow T_2$ , voir section sur la comparaison des tailles de quadrats).

Afin d'isoler l'effet du mode de positionnement des placettes, les deux stratégies ont été comparées à méthodes, tailles de quadrats et nombre de relevés identiques.

Pour chaque scénario :

- Les mêmes méthodes d'échantillonnage (taille de quadrat, nombre de quadrat et modalité de lecture) ont été appliquées selon un mode fixe ou non fixe ;
- Les différences de composition floristique entre  $T_0$  et  $T_2$  ont été testées à l'aide d'un test de PERMANOVA ;
- La performance a été évaluée en termes de puissance statistique, définie comme la proportion de simulations pour lesquelles un changement réel est détecté avec  $p < 0,05$ .

Les contraintes opérationnelles associées au mode fixe ne sont pas évaluées quantitativement dans cette analyse et seront discutées ultérieurement, au regard des gains potentiels en capacité de détection. Les résultats ont été exprimés à nombre identique de relevés par campagne, le temps de mise en place d'un dispositif avec des quadrats fixe n'étant pas disponible.

# RÉSULTATS

## PLAN D'ÉCHANTILLONNAGE

**Tableau 4 : Résultats de l'analyse envfit : relation entre gradients topographiques et composition floristique. \* relation significative ( $p < 0,05$ ). Les coefficients  $R^2$  indiquent la part de variance expliquée par chaque gradient environnemental. Les valeurs de  $p$  sont issues de tests de permutation (envfit).**

| Lecture          | Taille               | n  | Pente ( $R^2$ / $p$ ) | Altitude ( $R^2$ / $p$ ) | Exposition ( $R^2$ / $p$ ) |
|------------------|----------------------|----|-----------------------|--------------------------|----------------------------|
| Présence/Absence | 0,0625m <sup>2</sup> | 64 | 0.001 / 0.928         | 0.021 / 0.203            | 0.0002 / 0.989             |
| Présence/Absence | 0,25m <sup>2</sup>   | 64 | 0.0558 / 0.165        | 0.0546 / 0.171           | 0.0157 / 0.629             |
| Présence/Absence | 1m <sup>2</sup>      | 64 | 0.0482 / 0.241        | 0.0482 / 0.645           | <b>0.1022 / 0.034 *</b>    |
| Fréquence locale | 0,25m <sup>2</sup>   | 64 | 0.0411 / 0.263        | 0.0319 / 0.384           | 0.0180 / 0.601             |
| Recouvrement     | 0,25m <sup>2</sup>   | 64 | 0.0586 / 0.166        | 0.0296 / 0.407           | 0.0139 / 0.654             |

L'effet des principaux gradients abiotiques (pente, orientation et altitude) sur la composition floristique des pelouses sèches a été évalué afin de déterminer si un **plan d'échantillonnage stratifié** était nécessaire à l'échelle de l'unité de gestion.

Dans l'ensemble des configurations testées (tailles de quadrat et modalités de lecture), les gradients abiotiques étudiés expliquent **une part très limitée de la variabilité floristique observée entre relevés** (Tableau 4).

Aucune relation significative n'a été mise en évidence entre la composition floristique et :

- l'altitude,
- ou la pente,

quel que soit le type de données utilisé (présence/absence, fréquence locale ou recouvrement), et quelle que soit la taille de quadrat considérée.

Une seule relation significative a été détectée : pour l'exposition, **uniquement pour les données de présence/absence relevées dans les quadrats de 1 m<sup>2</sup>** ( $R^2 = 0,102$  ;  $p = 0,034$ ). Toutefois, même dans ce cas, la part de variance expliquée par ce gradient reste faible (environ 10 %), ce qui indique une structuration floristique limitée.

Ces résultats indiquent que, dans le contexte considéré, **les gradients topographiques ne constituent pas des facteurs structurants majeurs de la composition floristique**, à l'échelle de l'unité de gestion étudiée.

La faible part de variance expliquée par les variables environnementales suggère que la végétation des pelouses sèches est principalement structurée par d'autres facteurs, tels que la micro-hétérogénéité locale, l'histoire de gestion ou des variations fines non captées par les variables topographiques issues du MNT.

Dans ces conditions, la stratification de l'échantillonnage selon la pente, l'orientation ou l'altitude ne semble pas apporter un gain d'information suffisant pour justifier une complexification du protocole.

### **Conséquences pour le protocole de suivi**

À l'échelle de cette unité de gestion, ces résultats plaident en faveur du recours à un **échantillonnage aléatoire simple**, qui apparaît suffisant pour représenter la variabilité floristique observée.

## COMPARAISON DES DIFFÉRENTES TAILLES DE QUADRATS

La question posée est la suivante : **quelle taille de quadrat permet de détecter les changements les plus faibles de la végétation des pelouses sèches, dans des conditions opérationnelles réalistes ?**

Les résultats présentés ci-dessous reposent sur deux angles de lecture complémentaires :

- la capacité à détecter une évolution d'un indicateur écologique synthétique (indice de trophie) ;
- la capacité à détecter un changement global de la composition floristique.

Ces deux approches permettent de distinguer les tailles de quadrat performantes pour repérer un signal écologique ciblé de celles plus efficaces pour détecter une transformation plus globale de la communauté végétale.

### **Critère 1 – Représentativité floristique**

Cette première analyse vise à déterminer **quelle taille de quadrat permet, pour un temps de terrain donné, de représenter le plus efficacement la diversité floristique des pelouses sèches de l'unité de gestion.**

La représentativité floristique a été évaluée selon trois aspects complémentaires à la **richesse spécifique totale** détectée, la **détection des espèces rares** ainsi que la **détection des espèces caractéristiques des pelouses sèches (*Festuco-Brometea*)**.

Les résultats sont présentés en raisonnant exclusivement à **effort de terrain constant**, c'est-à-dire en tenant compte du nombre réaliste de relevés réalisables en une journée pour chaque taille de quadrat.

### Richesse spécifique totale

À effort de terrain constant, **les quadrats de taille intermédiaire ( $0,25\text{m}^2$ )** apparaissent comme les plus performants pour détecter la richesse floristique totale (Figure 4 et Tableau 5 p.32). **Avec environ 55 relevés réalisables par journée de terrain**, les quadrats  **$0,25\text{m}^2$**  permettent de détecter en moyenne  $\approx 86$  espèces, contre  $\approx 80$  espèces pour les petits quadrats de  $0,0625\text{m}^2$  ( $\approx 80$  relevés)  $\approx 85$  espèces pour les quadrats de  $1\text{m}^2$  ( $\approx 30$  relevés).

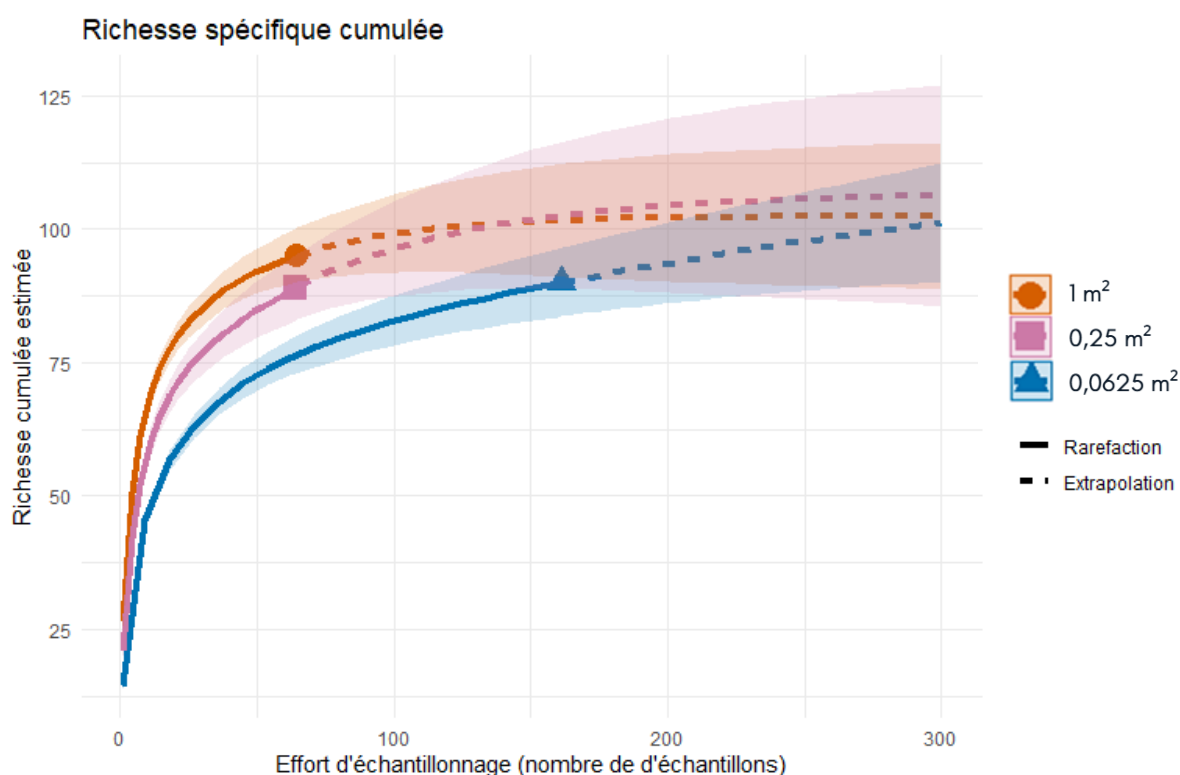


Figure 4 : Courbes de richesse spécifique cumulée estimée en fonction du nombre de relevés réalisés, pour trois tailles de quadrats  $25 \times 25$  cm ( $0,0625\text{m}^2$ ) en bleu,  $50 \times 50$  cm ( $0,25\text{m}^2$ ) en rose,  $1 \times 1$  m ( $1\text{m}^2$ ) en orange. Les lignes pleines correspondent à la rarefaction (interpolation à partir des données observées), tandis que les lignes pointillées indiquent l'extrapolation au-delà de l'effort d'échantillonnage effectivement réalisé. Les enveloppes colorées représentent les intervalles de confiance autour des estimations. Les symboles pleins indiquent l'effort d'échantillonnage réellement atteint pour chaque configuration.

Bien que les intervalles de confiance se chevauchent partiellement entre modalités, les quadrats de  **$0,25\text{m}^2$**  présentent de manière cohérente les valeurs les plus élevées pour un investissement terrain comparable.

### Détection des espèces rares et très rares

La même tendance est observée pour la détection des **espèces rares** (< 5 % des relevés). À effort de terrain constant, les quadrats de 0,25m<sup>2</sup> permettent de détecter en moyenne **≈ 27 espèces rares**, des valeurs très proches de celles obtenues avec les quadrats de 1 m<sup>2</sup> (≈ 28 espèces), mais pour une surface totale prospectée plus faible.

Pour les **espèces très rares** (< 2 % des relevés), les performances des quadrats de 0,25m<sup>2</sup> et de 1 m<sup>2</sup> sont également proches (≈ 12 espèces), et supérieures à celles obtenues avec les plus petits quadrats. Ces résultats indiquent que les quadrats intermédiaires offrent un bon compromis entre capacité de détection des espèces peu fréquentes et faisabilité opérationnelle.

### Espèces caractéristiques des pelouses sèches

**Tableau 5 : Richesse spécifique estimée et détection des espèces rares selon la taille des quadrats et l'effort d'échantillonnage.** Pour chaque taille de quadrat, le tableau présente les estimations de richesse spécifique totale, d'espèces rares (< 5 % des relevés) et d'espèces très rares (< 2 %), calculées pour deux niveaux d'effort d'échantillonnage : un effort minimal, correspondant au nombre de relevés jugé réalisable dans une journée de terrain et un effort maximal, correspondant à une augmentation réaliste de cet effort. Les valeurs sont accompagnées de leurs intervalles de confiance à 95 %, estimés par rarefaction/extrapolation.

| Taille de quadrat    |     | Nombre de relevés réalisables par jour | Richesse totale estimée | IC95 % inf. | IC95 % sup. | Espèces rares <5 % | IC95 % inf. | IC95 % sup. | Espèces très rares <2 % | IC95 % inf. | IC95 % sup. |
|----------------------|-----|----------------------------------------|-------------------------|-------------|-------------|--------------------|-------------|-------------|-------------------------|-------------|-------------|
| 0,0625m <sup>2</sup> | Min | 50                                     | 72.71                   | 69.47       | 75.96       | 17.09              | 14.36       | 19.81       | 5.24                    | 3.36        | 7.12        |
|                      | Max | 80                                     | 79.64                   | 75.75       | 83.53       | 22.97              | 18.91       | 27.02       | 8.08                    | 4.43        | 11.73       |
| 0,25m <sup>2</sup>   | Min | 35                                     | 79.18                   | 74.65       | 83.72       | 20.35              | 16.94       | 23.75       | 7.91                    | 4.42        | 11.40       |
|                      | Max | 55                                     | 86.45                   | 80.48       | 92.43       | 27.46              | 21.76       | 33.16       | 12.15                   | 7.17        | 17.14       |
| 1m <sup>2</sup>      | Min | 20                                     | 79.10                   | 76.03       | 82.16       | 22.05              | 19.07       | 25.03       | 8.36                    | 5.80        | 10.92       |
|                      | Max | 30                                     | 85.24                   | 81.67       | 88.81       | 28.08              | 24.71       | 31.45       | 11.59                   | 8.79        | 14.39       |

Concernant les espèces caractéristiques des pelouses sèches (*Festuco-Brometea*), le raisonnement à effort de terrain constant renforce l'intérêt des quadrats de 0,25m<sup>2</sup>.

Avec 55 relevés de 0,25m<sup>2</sup>, la richesse spécifique moyenne en espèces caractéristiques atteint ≈ 16,5 espèces, contre ≈ 12,9 espèces pour les petits quadrats de 0,0625m<sup>2</sup> et ≈ 15,3 espèces pour les quadrats de 1 m<sup>2</sup>.

Les quadrats intermédiaires permettent ainsi de capter une part plus importante du cortège caractéristique, essentiel pour le diagnostic d'état de conservation et le suivi des trajectoires écologiques.

### Synthèse – Représentativité floristique

À effort de terrain constant, les résultats montrent que les petits quadrats bénéficient d'un nombre élevé de relevés, mais captent moins efficacement les espèces structurantes alors que les grands quadrats fournissent une information riche par relevé, mais sont pénalisés par un nombre limité de répétitions. Les **quadrats intermédiaires de 0,25m<sup>2</sup>** offrent le **meilleur compromis opérationnel**, combinant une bonne détection de la richesse floristique totale, des espèces rares et des espèces caractéristiques, pour un temps de terrain donné.

Ces résultats indiquent que, dans un contexte de suivi opérationnel des pelouses sèches, la taille **50 × 50 cm** maximise le rapport *information floristique / effort de terrain*, et constitue la taille de quadrat la plus pertinente du point de vue de la représentativité.

## Critère 2 – Précision des estimations

### Valeurs absolues de MULT SE

Parmi les tailles de quadrats, les relevés en présence absence de 100cm x 100cm sont plus précis à nombre d'échantillons égal.

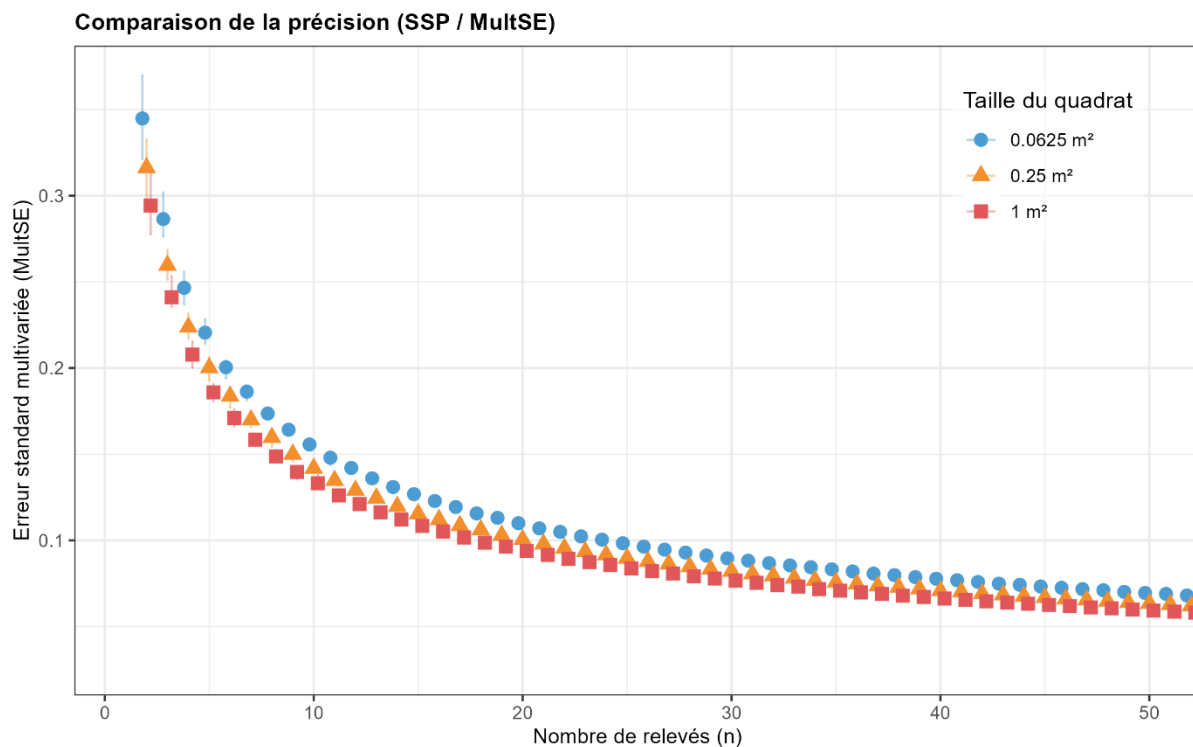


Figure 5 : Pseudo-erreur standard multivariée selon l'effort d'échantillonnage en nombre de relevé (n) et selon la méthode de relevé

Lorsqu'on raisonne non plus à nombre de relevés égal, mais à effort de terrain constant (nombre de relevés réalisables en une journée), le classement des modalités évolue (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Les quadrats PA 25 × 25 cm, bien que moins précis pris individuellement, peuvent être relevés à un rythme soutenu – jusqu'à 80/jour – et atteignent ainsi la meilleure précision globale sur une journée de terrain (MULT SE ≈ 0,055 pour 80 relevés). Les quadrats de 50 × 50 cm aboutissent à une précision finale équivalente, légèrement inférieure à celle obtenue avec les PA 25 × 25 cm. À l'inverse, les grands quadrats PA 100 × 100 cm, limités à environ 30 relevés/jour (MULT SE ≈ 0,077), demeurent nettement moins précis dans ce contexte.

### Analyse par gain relatif de précision (approche SSP)

Lorsqu'on raisonne en termes de **gain relatif de précision**, les résultats apparaissent **très similaires entre les différentes tailles de quadrats**, malgré des niveaux de MULT SE absolus contrastés.

Pour les **quadrats de 25 × 25 cm**, les gains relatifs décroissent progressivement avec l'augmentation du nombre de relevés. Le seuil de **10 % de gain marginal** est atteint dès **5 relevés**, celui de **5 %** à **7 relevés**, et le seuil de **2,5 %** autour de **10 relevés**.

Les **quadrats de 50 × 50 cm** présentent une dynamique quasi identique. Les seuils de **10 %**, **5 %** et **2,5 % de gain relatif** sont atteints respectivement à **5**, **7** et **11 relevés**, indiquant une convergence très forte des profils de rendement décroissant avec ceux observés pour les petits quadrats.

De même, pour les **quadrats de 100 × 100 cm**, les seuils de **10 %**, **5 %** et **2,5 % de gain** sont atteints pour des tailles d'échantillon comparables (**5**, **7** et **10 relevés**). La dynamique de décroissance du gain relatif est ainsi globalement superposable à celle observée pour les autres tailles de quadrats.

### **Critère 3 – Sensibilité temporelle : capacité à détecter un changement réel dans le temps**

Au-delà de la représentativité floristique, l'efficacité d'un protocole de suivi repose avant tout sur sa capacité à détecter une évolution réelle de la végétation entre deux campagnes. Cette analyse examine donc la sensibilité temporelle des différentes tailles de quadrat, en raisonnant à effort de terrain constant.

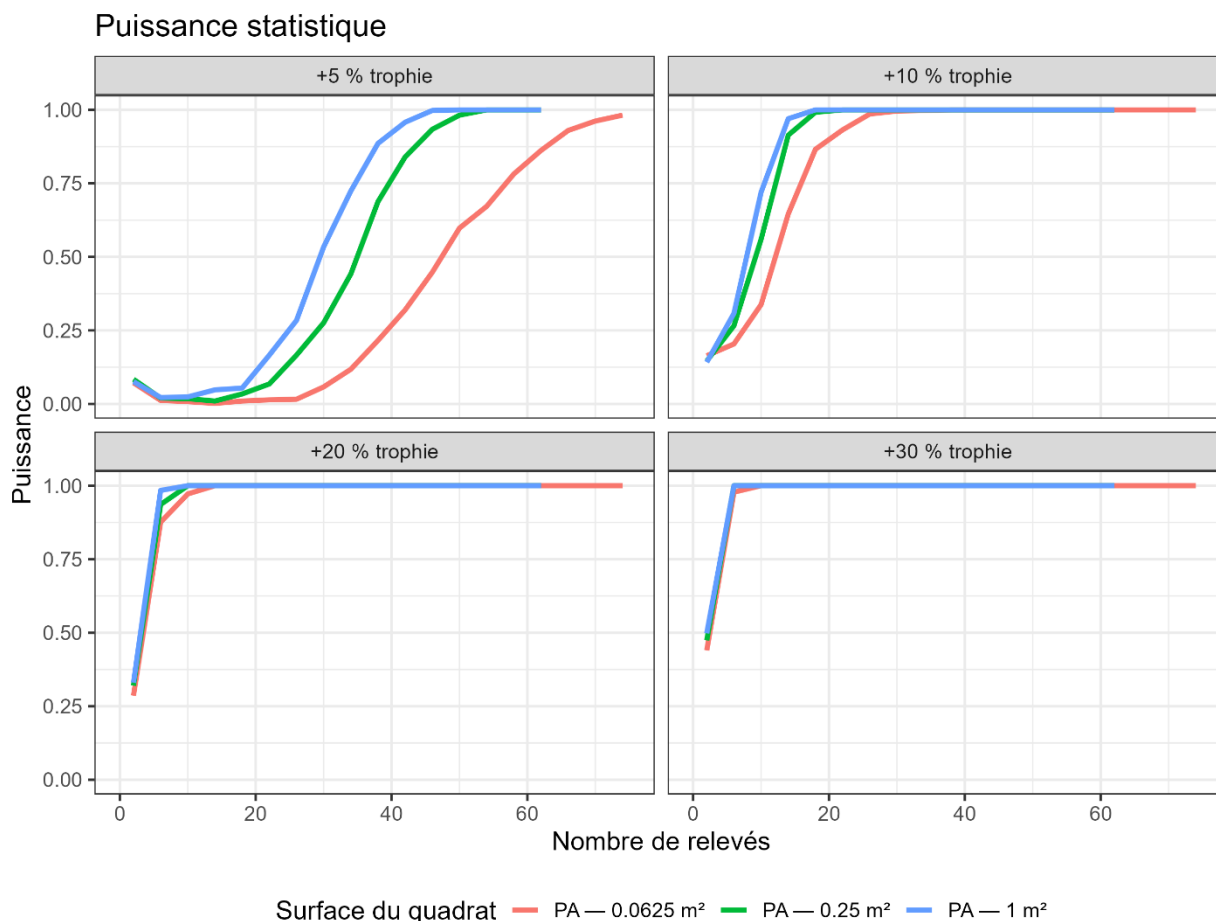
#### **Approche 1 – Détection d'un changement de l'indice moyen de trophie**

L'analyse de puissance appliquée à l'indice moyen de trophie montre que, si les valeurs moyennes estimées sont proches entre tailles de quadrat, leur capacité à détecter un changement faible varie fortement.

Ces différences résultent principalement de deux facteurs combinés :

- la **variabilité des estimations de l'indice par relevé** ;
- et le **nombre de relevés réalisables** à effort de terrain constant.

Pour un changement simulé de faible amplitude (+5 %, correspondant à une augmentation de l'indice moyen de trophie d'environ 4,4 à environ 4,6), **aucune des tailles de quadrat n'atteint le seuil de 80 % de puissance** avec le nombre minimal de relevés estimé comme réalisable en une journée de terrain (Figure 6).



**Figure 6 : Puissance statistique pour la détection d'un changement de l'indice moyen de trophie selon la taille des quadrats et le nombre de relevés (données en présence/absence). La figure représente l'évolution de la puissance statistique (probabilité de détecter un changement réel avec  $p < 0,05$ ) en fonction du nombre de relevés, pour quatre amplitudes de changement simulé de l'indice moyen de trophie (+5 %, +10 %, +20 % et +30 %).**

Les **quadrats de 25 × 25 cm (0,0625 m<sup>2</sup>)** présentent la **meilleure capacité de détection à effort de terrain constant**. En effet, avec 50 relevés (cadence minimale estimée), la puissance atteint environ 0,61. Le seuil de 80 % de puissance serait atteint à partir d'environ 59 relevés, et une puissance proche de 100 % vers 80 relevés. Ces niveaux d'effort correspondent néanmoins à une cadence de terrain très exigeante, susceptible de limiter leur faisabilité opérationnelle.

Pour les **quadrats de 50 × 50 cm (0,25 m<sup>2</sup>)**, à la cadence minimale d'environ 35 relevés, la **puissance reste faible** (< 0,5). Le seuil de 80 % de puissance n'est atteint qu'au-delà d'environ 43 relevés, et une puissance proche de 1 autour de 55 relevés, correspondant au haut de la fourchette d'effort réalisable en une journée.

Enfin, bien que les **quadrats de 1 m<sup>2</sup>** présentent la plus faible variabilité par relevé, leur cadence est très limitée ( $\approx 20$  relevés/jour). À ce niveau d'effort, la **puissance est très faible** ( $\approx 0,11$ ), et reste modérée ( $\approx 0,51$ ) même avec 30 relevés. L'analyse indique que le seuil de 80 % de puissance ne serait atteint qu'à partir d'environ 36 relevés, un effort difficilement compatible avec le temps de mise en œuvre de cette taille de quadrat.

Pour la détection d'un changement trophique faible, le nombre de répétitions réalisables apparaît comme un levier déterminant de la puissance statistique, parfois plus encore que la précision intrinsèque de chaque relevé. Dans un contexte opérationnel courant, les seuils nécessaires pour atteindre 80 % de puissance restent, pour toutes les tailles de quadrat, supérieurs aux cadences minimales réalistes, soulignant **la difficulté de détecter des changements trophiques modestes sur des pas de temps courts**.

### **Approche 2 – Détection d'un changement de composition floristique**

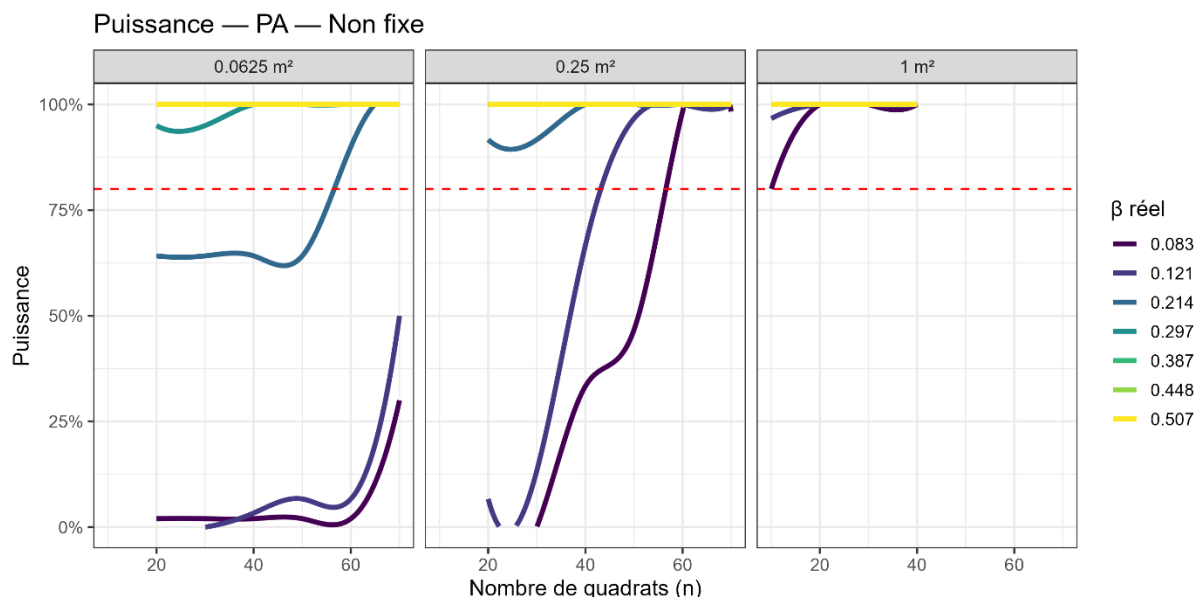
L'analyse de la puissance appliquée à la composition floristique globale confirme que la taille du quadrat joue un rôle déterminant dans la capacité à détecter un changement de la communauté végétale. La hiérarchie observée s'inverse toutefois de celle mise en évidence à partir de l'indice de trophie.

Les quadrats de **1 m<sup>2</sup>** présentent la meilleure sensibilité globale. Avec environ **20 relevés**, même des modifications relativement faibles de la composition floristique sont détectées avec une probabilité proche de **100 %** (Figure 7 p.38). La grande surface échantillonnée par relevé permet d'intégrer une part importante de la communauté et de lisser la micro-hétérogénéité caractéristique des pelouses sèches, ce qui facilite la détection des tendances affectant la communauté moyenne.

Les quadrats intermédiaires de **50 × 50 cm (0,25 m<sup>2</sup>)** montrent une sensibilité intermédiaire. Le seuil conventionnel de **80 % de puissance** n'est dépassé que lorsque le changement simulé est modéré à fort, ou lorsque le nombre de relevés est porté vers le haut de la fourchette réalisable à l'échelle d'une journée de terrain. Leur capacité de détection apparaît donc dépendante à la fois de l'intensité du signal écologique et de l'effort consenti.

À l'inverse, les quadrats de **25 × 25 cm (0,0625 m<sup>2</sup>)** sont les moins sensibles aux changements globaux de composition floristique. Même avec **50 relevés**, seuls des changements marqués de la communauté sont détectés avec une probabilité élevée, les signaux plus diffus restant largement masqués par la variabilité locale.

Cette hiérarchie s'explique par la **micro-hétérogénéité intrinsèque** des pelouses sèches. Plus le quadrat est petit, plus chaque relevé reflète des variations locales fines, souvent indépendantes de la trajectoire écologique globale du milieu. À l'inverse, **les quadrats de grande taille intègrent une fraction plus large de la communauté végétale et captent directement les modifications affectant sa structure moyenne, ce qui explique leur forte capacité de détection des changements de composition floristique**.



**Figure 7 : Puissance statistique de détection d'un changement de composition floristique en mode non fixe (présence/absence), selon la taille du quadrat, le nombre de relevés et l'amplitude réelle du changement ( $\beta$  réel).** La figure présente l'évolution de la puissance statistique (probabilité de détecter un changement réel entre  $T_0$  et  $T_2$  avec  $p < 0,05$ ) en fonction du nombre de quadrats échantillonnés, pour trois tailles de quadrats ( $0,0625 \text{ m}^2$ ,  $0,25 \text{ m}^2$  et  $1 \text{ m}^2$ ), en modalité présence/absence et en plan d'échantillonnage non fixe. Les courbes correspondent à différents niveaux de  $\beta$  réel, c'est-à-dire à l'ampleur effective du changement de composition floristique simulé entre  $T_0$  et  $T_2$ . La ligne horizontale pointillée indique le seuil conventionnel de puissance de 80 %, au-delà duquel la capacité de détection est considérée comme satisfaisante pour un suivi. Les courbes ont été lissées afin de faciliter la lecture des tendances générales.

### Synthèse sur la taille des quadrats et la sensibilité temporelle

Les deux approches convergent vers un même constat. La capacité d'un protocole à détecter des changements écologiques faibles et précoces dépend fortement de l'équilibre entre l'information apportée par chaque relevé et le nombre de relevés que l'on peut réaliser dans un temps de terrain donné.

Les quadrats de petite taille permettent de multiplier les relevés, ce qui favorise la détection de l'évolution d'un indicateur synthétique, comme l'indice de trophie. En revanche, ils restent peu efficaces pour détecter des transformations globales de la composition floristique, car une grande part de l'information reflète des variations locales très fines plutôt que la trajectoire d'ensemble du milieu.

À l'opposé, les quadrats de grande taille sont très performants pour détecter des changements de composition floristique. Leur grande surface permet de capter directement les évolutions touchant la communauté moyenne. Toutefois, le temps nécessaire à leur mise en œuvre limite fortement le nombre de relevés réalisables, ce qui réduit leur intérêt dans un suivi opérationnel régulier.

**Les quadrats de  $50 \times 50 \text{ cm}$**  se situent dans une **position intermédiaire**. Ils sont moins performants pour détecter des changements très faibles à court terme, mais deviennent suffisamment sensibles pour des transformations écologiquement pertinentes, tout en restant compatibles avec un effort de terrain réaliste et reproductible.

Dans l'ensemble, ces résultats montrent que le gain d'information apporté par l'augmentation de la taille du quadrat ne compense pas systématiquement la réduction du nombre de relevés possibles. Le choix de la taille de quadrat doit donc être directement adapté à la nature des changements que l'on cherche à détecter, ainsi qu'à l'échelle temporelle du suivi envisagé.

## COMPARAISON DES DIFFÉRENTES MODALITÉS DE LECTURE

### Critère 1 - Redondance et complémentarité de l'information

La comparaison entre les différentes modalités de lecture réalisées sur des quadrats de 50 × 50 cm met en évidence une forte convergence de l'information floristique, malgré des niveaux de détail contrastés dans la description de la végétation.

Les ordinations multivariées (PCoA) réalisées à partir de chaque modalité de lecture révèlent une organisation très similaire des relevés dans l'espace floristique. Les positions relatives des relevés sont largement conservées d'une modalité à l'autre, traduisant des structures de communauté comparables.

Les analyses de Procrustes confirment cette forte similarité, avec des corrélations élevées entre les structures ordonnées issues de la présence/absence, de la fréquence locale et du recouvrement (corrélations comprises entre 0,95 et 0,97 ;  $p = 0,001$ ). Ces résultats indiquent que les grands patrons de variation floristique entre relevés sont identifiés de manière cohérente, indépendamment de la modalité de lecture mobilisée. Une représentation graphique de cette analyse est disponible en annexe (Annexe 3).

Dans le cas des relevés de 50 × 50 cm, les trois modalités de lecture restituent une image très proche de la structure floristique de la végétation. Les contrastes majeurs entre relevés, les gradients de composition et les relations de proximité floristique sont conservés quel que soit les modalités de lecture.

Les modalités intégrant une information d'abondance (fréquence locale et recouvrement) permettent une description plus fine de la structure de la végétation et de l'importance relative des espèces, sans pour autant conduire à une relecture fondamentalement différente de l'organisation floristique du site par rapport à la présence/absence.

Ce résultat présente une implication opérationnelle importante pour le suivi des pelouses sèches. La **forte redondance observée entre les modalités de lecture indique que le recours à une modalité simple, telle que la présence/absence, n'entraîne pas la perte des grands patrons de variation floristique à l'échelle de l'unité de gestion.**

Ce critère ne permet pas, à lui seul, d'identifier la « meilleure » modalité de lecture, mais il répond à une question méthodologique préalable essentielle : le choix d'une modalité plus simple risque-t-il de masquer des informations structurales majeures ? Dans le contexte étudié, la réponse est négative.

Les structures floristiques décrites par les différentes modalités apparaissent largement convergentes. Cette convergence ouvre la possibilité de fonder le choix final de la modalité de lecture principalement sur d'autres critères déterminants pour le suivi, tels que la sensibilité à la détection des changements temporels, la robustesse du signal écologique détecté et la faisabilité opérationnelle des protocoles, aspects qui sont abordés dans l'analyse suivante.

### Critère 2 - Précision des estimations

Le gain relatif cumulé de précision correspond à la **diminution proportionnelle de la pseudo-erreur standard multivariée (MULT SE)** lorsque le nombre de relevés augmente, **par rapport à la valeur obtenue avec le plus faible effort d'échantillonnage simulé**. Il indique **quelle part de la variabilité initiale de l'estimation est réduite** lorsque des relevés supplémentaires sont ajoutés. Cette métrique repose sur une comparaison **relative au sein d'une même modalité de lecture** et ne dépend pas des valeurs absolues de MULT SE, qui ne sont pas directement comparables entre modalités en raison de l'utilisation d'indices de dissimilarité différents.

Lorsque l'on raisonne sur cette base relative, les **dynamiques de gain apparaissent très similaires entre modalités de lecture**, malgré des contraintes opérationnelles différentes.

Pour les relevés en **présence/absence**, les gains relatifs décroissent progressivement avec l'augmentation du nombre de relevés. Les seuils de **10 %**, **5 %** et **2,5 % de gain marginal** sont atteints respectivement à **5**, **7** et **11 relevés**. Pour un effort journalier compris entre **35 et 55 relevés**, le **gain relatif cumulé** atteint environ **76 à 81 %**, indiquant qu'une large part de la variabilité initiale est absorbée au cours de la journée.

Les relevés en **fréquence locale** présentent une dynamique quasi identique. Les seuils de **10 %** et **5 %** sont atteints aux mêmes tailles d'échantillon (**5** et **7 relevés**), et le seuil de **2,5 %** autour de **10 relevés**. À l'échelle d'un effort journalier compris entre **20 et 35 relevés**, le **gain relatif cumulé** atteint environ **65 à 76 %**.

Les relevés en **recouvrement** montrent une dynamique de rendement très comparable. Les seuils de **10 %**, **5 %** et **2,5 % de gain marginal** sont atteints à **5**, **7** et **11 relevés**, respectivement. Pour un effort journalier correspondant à **30 à 40 relevés**, le **gain relatif cumulé** est compris entre **72 et 78 %**.

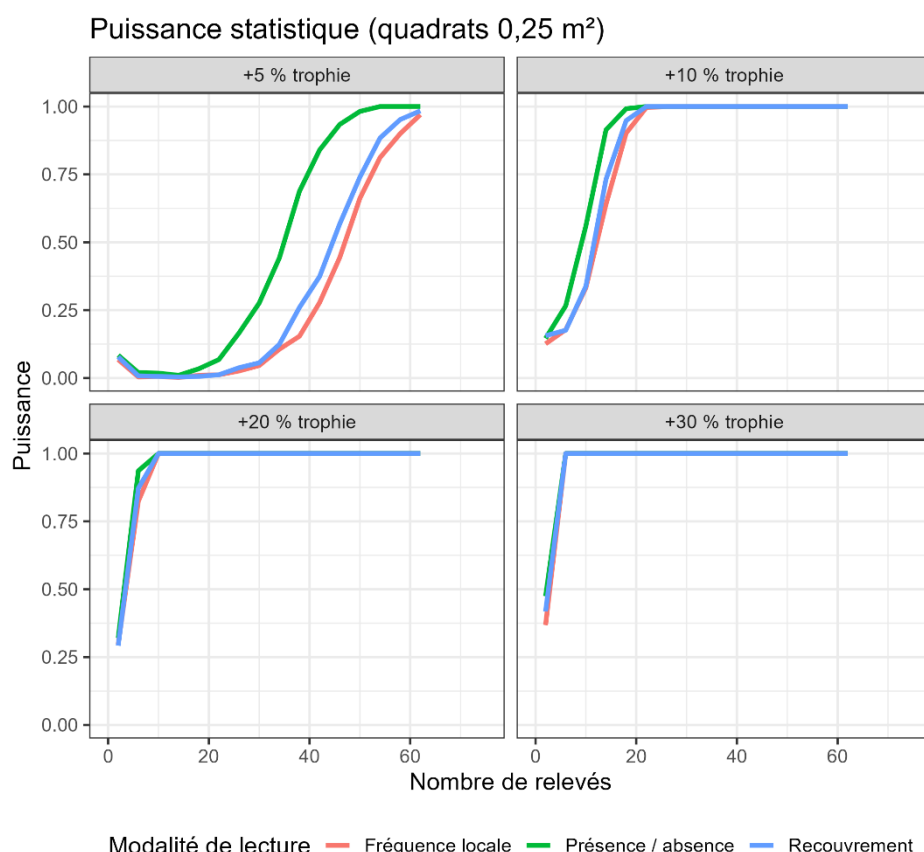
### Critère 3 - Sensibilité temporelle

La sensibilité temporelle des différentes modalités de lecture a été évaluée selon deux approches complémentaires, conformément à la démarche présentée dans la partie *Matériel et méthodes*. L'objectif est de déterminer si le niveau de détail apporté par une modalité de lecture plus structurante permet, à effort de terrain constant, une meilleure détection des changements écologiques, ou si cet avantage est compensé – voire annulé – par la réduction du nombre de relevés réalisables.

#### Approche 1 – Détection d'un changement de l'indice moyen de trophie

L'analyse de puissance appliquée à la détection d'un changement de l'indice moyen de trophie met en évidence des différences marquées entre modalités de lecture pour une même taille de quadrat (0,25 m<sup>2</sup>).

Les méthodes basées sur des données structurantes — fréquence locale et recouvrement — présentent une faible capacité de détection des changements trophiques faibles lorsque le nombre de relevés est limité (Figure 8). Pour la modalité *recouvrement* (0,25 m<sup>2</sup>), la puissance associée à la détection d'un changement de +5 % de l'indice de trophie reste très faible avec 30 relevés ( $\approx 0,07$ ), et demeure modérée avec 40 relevés ( $\approx 0,31$ ). Le seuil conventionnel de 80 % de puissance n'est atteint qu'à partir d'environ 52 relevés, un niveau d'échantillonnage supérieur au nombre de relevés généralement réalisable sur une journée de terrain pour cette modalité de lecture.



**Figure 8 : Puissance statistique pour la détection d'un changement de l'indice moyen de trophie selon la modalité d'enregistrement. La figure représente l'évolution de la puissance statistique (probabilité de détecter un changement réel avec  $p < 0,05$ ) en fonction du nombre de relevés, pour quatre amplitudes de changement simulé de l'indice moyen de trophie (+5 %, +10 %, +20 % et +30 %).**

La modalité *fréquence locale* présente des performances encore plus limitées. Avec 20 relevés, la puissance est quasi nulle ( $\approx 0,02$ ), et demeure très faible même avec 35 relevés ( $\approx 0,05$ ). Là encore, l'atteinte d'une puissance de 80 % nécessiterait environ 55 relevés, ce qui dépasse largement les contraintes opérationnelles usuelles.

À l'inverse, la **modalité présence/absence pour la même taille de quadrat montre une capacité de détection nettement supérieure à effort de terrain comparable**. Bien que la puissance reste inférieure à 0,5 avec 35 relevés, elle augmente rapidement avec le nombre de répétitions. Le seuil de 80 % de puissance est atteint à partir d'environ 43 relevés, et une puissance proche de 100 % est observée autour de 55 relevés. Ces résultats indiquent que, pour un indicateur écologique

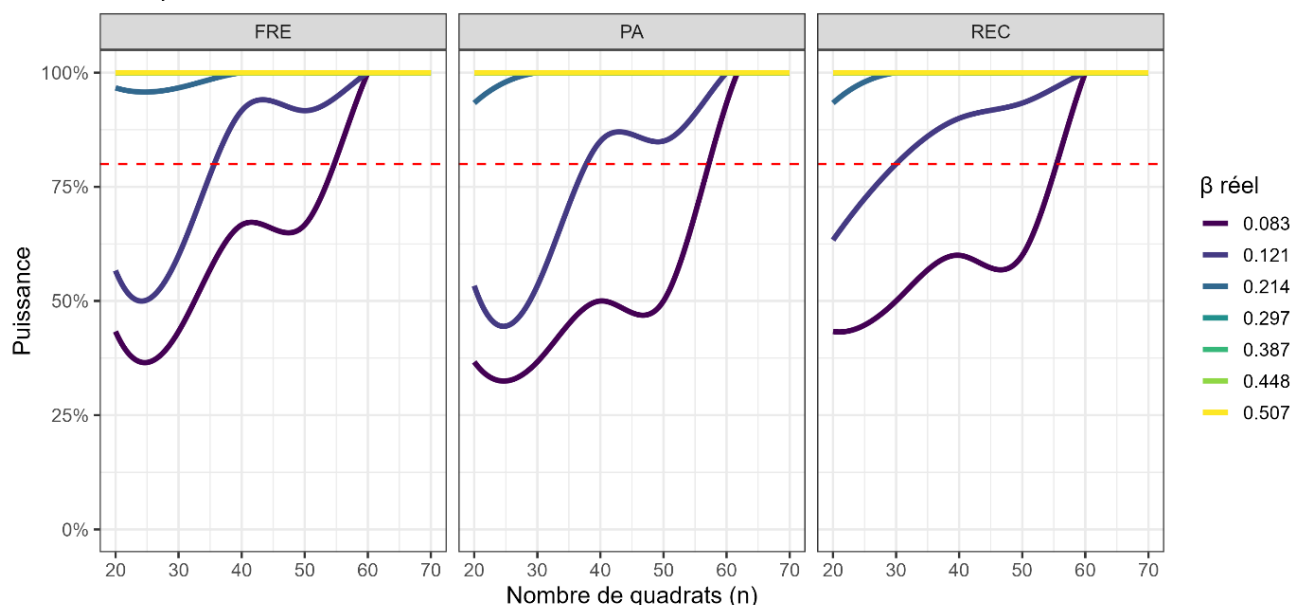
synthétique comme l'indice de trophie, le nombre de répétitions constitue un levier déterminant de la capacité de détection, parfois plus important que le niveau de détail de l'information collectée par relevé.

Pour la détection de modifications trophiques faibles et progressives, les modalités structurantes ne compensent pas leur coût en temps par un gain suffisant de sensibilité. **À effort de terrain constant, la présence/absence apparaît comme la modalité la plus efficace pour détecter des évolutions précoces de l'état trophique de la végétation.**

### Approche 2 – Détection d'un changement de composition floristique

Lorsque l'analyse porte sur la détection d'un changement global de la composition floristique, les différences entre modalités de lecture (présence/absence, fréquence locale, recouvrement) apparaissent nettement moins marquées (Figure 9).

#### Comparaison des méthodes — 0.0625 m<sup>2</sup> — Fixe



**Figure 9 : Puissance statistique de détection d'un changement de composition floristique en mode fixe pour des quadrats de 0,0625m<sup>2</sup> selon la modalité de lecture, le nombre de relevés et l'amplitude réelle du changement ( $\beta$  réel).** La figure présente l'évolution de la puissance statistique (probabilité de détecter un changement réel entre  $T_0$  et  $T_2$  avec  $p < 0,05$ ) en fonction du nombre de quadrats échantillonnés, pour trois tailles de quadrats (0,0625 m<sup>2</sup>, 0,25 m<sup>2</sup> et 1 m<sup>2</sup>), en modalité présence/absence et en plan d'échantillonnage non fixe. Les courbes correspondent à différents niveaux de  $\beta$  réel, c'est-à-dire à l'ampleur effective du changement de composition floristique simulé entre  $T_0$  et  $T_2$ . La ligne horizontale pointillée indique le seuil conventionnel de puissance de 80 %, au-delà duquel la capacité de détection est considérée comme satisfaisante pour un suivi. Les courbes ont été lissées afin de faciliter la lecture des tendances générales.

À taille de quadrat et plan d'échantillonnage équivalents, la capacité à détecter une transformation de la communauté végétale est principalement déterminée par la surface échantillonnée et par le nombre de relevés réalisés, plutôt que par la nature de l'information collectée à l'intérieur du quadrat. Les trois modalités testées restituent des contrastes similaires de composition floristique, et les écarts de puissance observés entre modalités restent faibles comparativement à ceux induits par la taille du quadrat.

Pour la détection de changements globaux de composition floristique, le choix de la modalité de lecture joue un rôle secondaire par rapport aux paramètres d'échantillonnage spatial. Le niveau de structuration de l'information (présence/absence versus données semi-quantitatives) n'apporte pas de gain marqué de sensibilité lorsque les contraintes de terrain limitent le nombre de relevés.

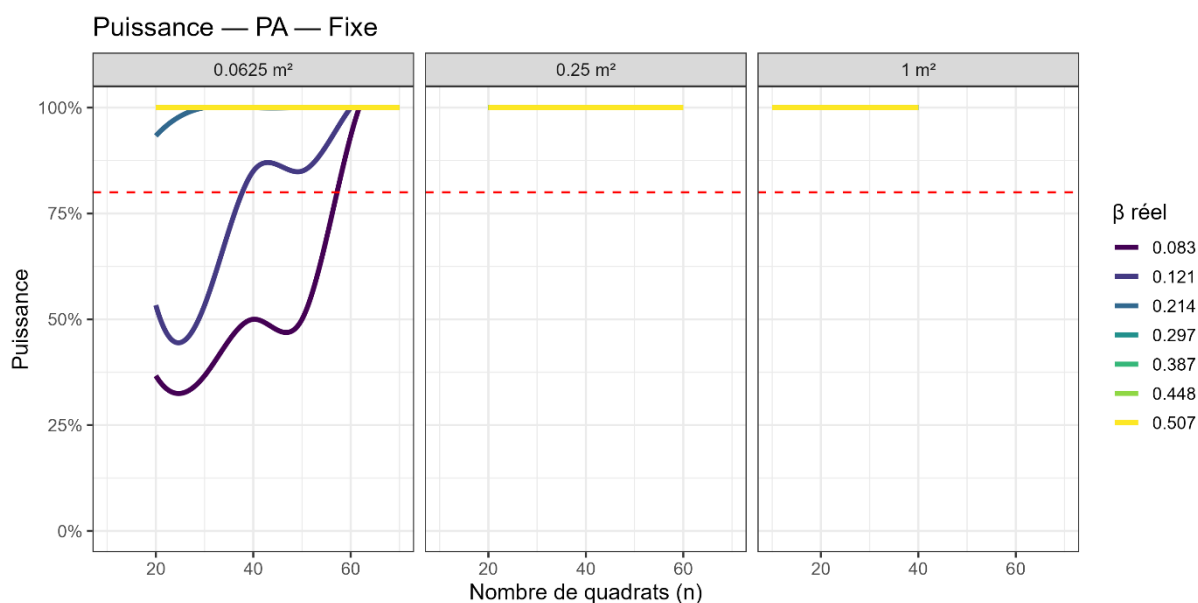
### Synthèse et enjeux pour le suivi

Pris ensemble, ces résultats montrent que le gain de détail apporté par les modalités de lecture structurantes (fréquence locale ou recouvrement) ne se traduit pas, à effort de terrain constant, par une meilleure capacité à détecter les changements écologiques. Pour les indicateurs synthétiques utilisés en gestion, comme l'indice de trophie, la possibilité de multiplier les relevés apparaît déterminante, et confère un avantage net à la présence/absence. Pour les transformations globales de la composition floristique, les modalités de lecture produisent des résultats globalement comparables, et leur choix n'influence que marginalement la capacité de détection par rapport aux contraintes liées à la taille des quadrats et au nombre de relevés.

**Ces éléments indiquent que, dans un contexte de suivi opérationnel des pelouses sèches, le choix d'une modalité de lecture doit privilégier l'efficacité d'échantillonnage et la répétabilité des relevés, plutôt que la maximisation du détail par placette.**

## COMPARAISON DU MODE FIXE VS NON FIXE

La comparaison entre échantillonnage fixe et non fixe met en évidence un effet important du mode de positionnement des quadrats sur la capacité à détecter un changement de composition floristique dans le temps (Figure 7 p. 38 et Figure 10).



**Figure 10 : Puissance statistique de détection d'un changement de composition floristique en non-mode fixe, selon différentes tailles de quadrats, le nombre de relevés et l'amplitude réelle du changement ( $\beta$  réel).**

Lorsque les mêmes quadrats sont réutilisés d'une campagne à l'autre (mode fixe), la puissance statistique augmente fortement pour l'ensemble des tailles de quadrat testées, à nombre de relevés identique. Cet effet s'explique par le contrôle de la variabilité spatiale : en revenant exactement sur les mêmes placettes, **la variabilité liée au positionnement est éliminée, ce qui permet d'isoler plus efficacement le signal temporel associé à l'évolution réelle de la végétation.**

Les quadrats de 1 m² bénéficient fortement de ce mode de suivi. Leur grande surface permet déjà de lisser une part importante de la micro-hétérogénéité locale ; combinée au mode fixe, cette caractéristique se traduit par une puissance

très élevée, atteignant rapidement des niveaux proches de 100 %, y compris pour des changements simulés de faible intensité.

Les quadrats intermédiaires (0,25 m<sup>2</sup>) montrent un comportement comparable. En mode non fixe, leur capacité de détection reste modérée pour les changements peu marqués, mais le passage en mode fixe entraîne une amélioration nette de la puissance, leur permettant d'atteindre des niveaux élevés de détection pour des changements écologiquement plausibles.

Les petits quadrats (0,0625 m<sup>2</sup>) bénéficient également du mode fixe, avec une augmentation sensible de la puissance par rapport au mode non fixe. Toutefois, malgré ce gain, leur sensibilité demeure globalement inférieure à celle des quadrats plus grands. Même en mode fixe, un nombre de relevés élevé reste nécessaire pour compenser la forte variabilité locale captée par ces très petites unités d'échantillonnage.

Dans l'ensemble, ces résultats confirment que **le mode fixe constitue un levier puissant pour améliorer la capacité de détection des changements floristiques**, en particulier dans des systèmes caractérisés par une forte micro-hétérogénéité comme les pelouses sèches.

# DISCUSSION

## PLAN D'ECHANTILLONNAGE : OU PLACER LES QUADRATS ?

### Résultats principaux et organisation spatiale de la végétation

Les analyses montrent que les gradients abiotiques testés — altitude, pente et exposition — n'expliquent qu'une part limitée de l'hétérogénéité floristique observée. Bien que ces variables soient classiquement mobilisées pour caractériser les conditions de milieu, les relations mises en évidence ici restent faibles et non généralisables.

Ce résultat suggère que la structure floristique pertinente pour le suivi s'organise à des échelles spatiales plus fines, liées à des facteurs locaux difficilement capturés par les descripteurs globaux : micro-topographie, hétérogénéité édaphique fine, mosaïque de recouvrement, zones de perturbation ponctuelles ou héritage spatial des usages pastoraux. Cette interprétation est cohérente avec les travaux soulignant le caractère multi-échelle de l'organisation des communautés végétales dans les milieux ouverts hétérogènes (Wiens, 1989).

### Implications méthodologiques : stratification topographique ou tirage aléatoire ?

L'absence d'effet structurant clair des gradients topographiques remet en question l'intérêt d'une stratification préalable des points d'échantillonnage fondée sur ces variables. Une telle stratification introduirait une complexité supplémentaire sans gain démontré en termes de représentativité floristique.

Un tirage aléatoire simple, restreint aux surfaces cartographiées comme pelouses sèches, apparaît donc comme une option cohérente. Le tirage aléatoire présente l'avantage d'être non biaisé au sens statistique en l'absence de critères de stratification clairement pertinents (Cochran, 1977). Il permet de limiter les décisions arbitraires a priori et de fonder le protocole sur un principe transparent et reproductible, compatible avec les contraintes opérationnelles d'un suivi de gestion où le temps de terrain est limité.

### Hétérogénéité interne, autocorrélation spatiale et pseudo-réplication

Le recours à un tirage aléatoire soulève toutefois la question de l'autocorrélation spatiale. En milieu hétérogène, deux relevés spatialement proches présentent une composition floristique plus similaire que deux relevés éloignés, ce qui réduit l'indépendance effective des observations (Legendre, 1993 ; Dormann et al., 2007) et peut conduire à une pseudo-réplication (Hurlbert, 1984).

Dans le cadre d'un suivi à l'échelle de l'unité de gestion, cet effet ne peut être complètement évité, car il reflète la structure spatiale intrinsèque de la végétation. L'objectif n'est donc pas d'éliminer toute autocorrélation, mais d'éviter qu'elle ne résulte d'un choix de placement inadéquat. Un tirage aléatoire, éventuellement combiné à une vérification visuelle de la dispersion spatiale des points, constitue un compromis acceptable entre rigueur statistique et faisabilité opérationnelle.

### Hétérogénéité interne vs changement d'objet écologique

Le tirage aléatoire intercepte l'ensemble de la mosaïque floristique présente, y compris des zones de transition ou des faciès localement contrastés non distingués par la cartographie existante. Cela soulève une question méthodologique centrale : comment distinguer l'hétérogénéité interne de la communauté cible d'un changement d'objet écologique nécessitant un cadre d'analyse distinct ?

Cette distinction ne peut reposer uniquement sur des critères topographiques ou cartographiques, dès lors qu'une part importante de la variabilité s'exprime à une échelle infra-cartographique (Chytrý & Otypková, 2003 ; Diekmann et al., 2007). Elle implique nécessairement un jugement écologique sur le terrain, fondé sur la dynamique et l'extension spatiale du faciès observé.

Une règle opérationnelle consiste à considérer qu'un faciès localement contrasté doit être intégré au suivi lorsqu'il reste spatialement limité et s'inscrit dans une trajectoire cohérente avec la dynamique attendue de la pelouse sèche (amorce de fermeture, enrichissement ponctuel, perturbation localisée). À l'inverse, lorsqu'un faciès occupe une surface importante et traduit un fonctionnement écologique autonome (prairie eutrophile, dépression humide), son inclusion dépend explicitement des objectifs du suivi. Formaliser ces règles d'inclusion et d'exclusion est essentiel pour garantir la comparabilité temporelle du suivi et limiter la variabilité d'interprétation entre campagnes et observateurs.

### **Perspectives : alternatives au tirage aléatoire simple**

Le tirage aléatoire simple doit être replacé dans un continuum de stratégies possibles. Si l'aléa garantit l'absence de biais systématique, il peut conduire à une couverture spatiale inégale. À l'inverse, un échantillonnage systématique améliore la régularité de la couverture et peut limiter les effets de l'autocorrélation à courte distance, mais risque de manquer certaines structures écologiques si celles-ci présentent une périodicité spatiale proche du pas d'échantillonnage (Underwood, 1994 ; Bartha et al., 1995).

Dans des contextes où la structure spatiale de la végétation est mieux connue, des designs hybrides — par exemple un placement régulier avec point de départ aléatoire — pourraient constituer des alternatives pertinentes. Toutefois, au regard des résultats obtenus et des objectifs du présent travail, le tirage aléatoire simple apparaît comme un choix méthodologiquement robuste et proportionné pour le suivi des pelouses sèches à l'échelle de l'unité de gestion.

## **TAILLE DES QUADRATS : QUELLE SURFACE POUR DECRIRE LA COMMUNAUTE VEGETALE ?**

### **Résultats principaux et compromis surface-information-effort**

Les résultats montrent que la taille des quadrats influence simultanément la quantité d'information collectée par relevé, la variabilité observée entre relevés et le temps nécessaire à leur mise en œuvre. Les trois tailles testées (0,0625 m<sup>2</sup>, 0,25 m<sup>2</sup> et 1 m<sup>2</sup>) traduisent des stratégies d'échantillonnage contrastées.

Les quadrats de grande surface (1 m<sup>2</sup>) intègrent plusieurs micro-patches, produisent des relevés plus homogènes entre eux et détectent efficacement les changements globaux de composition floristique. En revanche, leur coût temporel limite fortement le nombre de relevés réalisables, ce qui pénalise la précision globale des estimations à l'échelle de l'unité de gestion.

À l'opposé, les quadrats de très petite taille (0,0625 m<sup>2</sup>) permettent de multiplier les relevés à effort constant, mais interceptent une portion restreinte et fortement hétérogène de la végétation. Ils amplifient la variabilité inter-relevés et se révèlent peu adaptés à la détection de changements globaux de composition.

Les quadrats intermédiaires de 0,25 m<sup>2</sup> apparaissent comme une solution de compromis. Suffisamment grands pour refléter la structure générale de la communauté tout en restant rapides à mettre en œuvre, ils autorisent un nombre élevé de répétitions. Cette combinaison se traduit par une bonne représentativité floristique, une précision statistique élevée à effort constant et une sensibilité satisfaisante à différents types de changements temporels.

### **Interprétation écologique : aire-richesse et mosaïque floristique**

Comme attendu, la richesse spécifique par relevé augmente avec la surface échantillonnée, conformément à la relation aire-richesse (Arrhenius, 1921 ; Rosenzweig, 1995). Les quadrats de plus grande surface capturent davantage d'espèces, y compris des espèces rares ou différentielles.

Cependant, multiplier des unités d'échantillonnage discontinues permet de couvrir un plus large éventail de micro-habitats et d'augmenter le turnover floristique intercepté (Güler et al., 2016). Les quadrats intermédiaires de 0,25 m<sup>2</sup>, suffisamment nombreux tout en restant proches de l'aire minimale caractérisant ce type de végétation, détectent au total davantage d'espèces caractéristiques que les quadrats de 1 m<sup>2</sup>, malgré une surface cumulée journalière plus faible. Ces résultats corroborent les travaux montrant que des unités discontinues sont plus efficaces pour intercepter la rareté floristique qu'une surface équivalente relevée d'un seul tenant (Chytrý & Otypková, 2003 ; Güler et al., 2016).

### **Précision statistique et variabilité inter-relevés**

La taille des quadrats influence la variabilité observée entre relevés. Les petits quadrats interceptent directement les micro-variations spatiales, ce qui se traduit par une forte dispersion des données. À l'inverse, les quadrats de grande surface lissent cette hétérogénéité en intégrant plusieurs micro-patches, produisant des observations plus homogènes.

Toutefois, cette homogénéité écologique apparente ne se traduit pas nécessairement par une meilleure précision statistique. La précision dépend non seulement de la variance entre relevés, mais aussi du nombre de répétitions (Yoccoz et al., 2001). Les quadrats de petite et moyenne taille, plus rapides à relever, permettent d'augmenter le nombre de répliques à effort constant et de réduire l'incertitude autour des estimations moyennes.

### **Sensibilité aux changements : approches univariées et multivariées**

Pour les analyses univariées fondées sur un indicateur synthétique, la capacité à détecter un changement dépend principalement de la réduction de l'erreur standard. Dans ce contexte, les quadrats les plus petits – plus nombreux à effort constant – présentent la meilleure puissance de détection, tandis que les quadrats intermédiaires montrent des performances robustes.

Pour les analyses multivariées reposant sur la composition floristique, la détection repose davantage sur l'amplitude du signal écologique. Les quadrats de grande surface, en intégrant un plus grand nombre d'espèces par relevé, amplifient la distance inter-groupes. Toutefois, les quadrats de 0,25 m<sup>2</sup> atteignent une sensibilité très proche de celle des quadrats de 1 m<sup>2</sup>, grâce à un compromis favorable entre nombre de relevés et contenu floristique par relevé.

### **Faisabilité opérationnelle et repositionnement temporel**

Le choix de la taille du quadrat est étroitement lié au mode de suivi temporel. Avec des quadrats de très petite surface, une erreur de relocalisation de quelques centimètres peut entraîner des différences marquées de composition floristique, indépendamment de tout changement écologique réel. À l'inverse, les quadrats de plus grande surface tolèrent mieux une imprécision spatiale modérée.

Les quadrats de 0,25 m<sup>2</sup> constituent un compromis pertinent vis-à-vis du repositionnement temporel. Ils limitent la sensibilité aux erreurs de localisation tout en restant compatibles avec un suivi répété dans le temps, sous réserve d'un géoréférencement suffisamment précis.

### **Synthèse**

Au regard de l'ensemble des résultats, la taille des quadrats conditionne simultanément la représentativité écologique des relevés, la précision statistique des estimations et la capacité à détecter des changements temporels. Ces dimensions ne varient pas dans le même sens, ce qui explique l'absence de solution universelle (Chytrý & Otypková, 2003 ; Diekmann et al., 2007).

Dans le contexte des pelouses sèches étudiées, les quadrats intermédiaires de 0,25 m<sup>2</sup> apparaissent comme l'option la plus équilibrée, combinant représentativité écologique satisfaisante, précision élevée à effort constant et bonne sensibilité aux changements, tout en restant compatibles avec les contraintes d'un suivi opérationnel à moyen terme.

## MODALITE DE LECTURE : PRESENCE/ABSENCE, FREQUENCE LOCALE OU RECOUVREMENT ?

### Résultats principaux : convergence des patrons floristiques et contrastes de performance

Les résultats montrent une forte convergence des informations floristiques produites par les trois modalités de lecture testées — présence/absence, fréquence locale et recouvrement. Quelle que soit la modalité considérée, les grands patrons de variation floristique entre relevés sont similaires. Cette convergence suggère que la structure générale des communautés végétales est largement déterminée par la composition spécifique, indépendamment du niveau de détail de l'information quantitative.

En revanche, pour la capacité à détecter des changements temporels à effort de terrain constant, des différences marquées apparaissent. Contrairement à certaines attentes issues de la littérature, les modalités quantitatives — fréquence locale et recouvrement — ne montrent pas une capacité de détection supérieure à celle de la présence/absence. Pour certains indicateurs univariés, en particulier l'indice moyen de trophie, la modalité présence/absence se révèle même plus performante, du fait d'une variabilité plus faible des estimations.

Ces résultats indiquent que le gain d'information associé à une description plus fine de l'abondance ne se traduit pas nécessairement par un gain effectif de puissance pour le suivi, lorsque le temps de terrain disponible est contraint.

### Mise en perspective théorique : attentes classiques et résultats contre-intuitifs

En théorie, les données quantitatives sont souvent considérées comme plus sensibles à la détection des changements précoces, car les variations d'abondance d'une espèce précèdent généralement sa disparition locale (Legendre & Legendre, 2012 ; Milberg et al., 2008). Dans cette perspective, on s'attend à ce que les mesures de recouvrement enregistrent des signaux de changement plus précocement que des données binaires.

Les résultats obtenus ici ne confirment pas cette attente. Les analyses de puissance ne montrent pas de supériorité systématique des modalités quantitatives. Cette divergence apparente souligne l'importance de distinguer la richesse informationnelle intrinsèque d'une donnée de son efficacité statistique dans un cadre d'échantillonnage contraint.

### Variabilité des données quantitatives et dilution de la puissance statistique

L'un des mécanismes centraux expliquant ces résultats réside dans la variabilité élevée des données quantitatives à l'échelle du relevé. Les mesures de recouvrement et de fréquence locale sont fortement influencées par les espèces dominantes, dont l'abondance présente souvent une variabilité spatiale importante à petite échelle. Des fluctuations locales de structure du couvert peuvent ainsi générer de fortes variations d'estimation d'un relevé à l'autre, indépendamment de tout changement écologique réel.

Lorsque des indicateurs synthétiques sont calculés à partir de données pondérées par l'abondance, chaque fluctuation locale des espèces dominantes contribue de manière disproportionnée à la variance de l'indicateur. Cette amplification de la variance inter-relevés augmente la dispersion autour de la moyenne et réduit la capacité des tests statistiques à distinguer un signal de changement du bruit d'échantillonnage.

À l'inverse, les données de présence/absence attribuent un poids équivalent à chaque espèce, indépendamment de son abondance. Le calcul d'indices moyens à partir de données de présence/absence est non seulement possible, mais constitue une approche robuste largement utilisée en écologie fonctionnelle (Garnier et al., 2004). Dans ce cas, chaque espèce présente contribue de manière équivalente au calcul de l'indice moyen. Cette approche "non pondérée" revient à considérer que la valeur indicatrice d'une communauté résulte de l'assemblage des espèces présentes plutôt que de la structure de dominance. Elle présente l'avantage de réduire la sensibilité de l'indice aux fluctuations d'abondance des espèces dominantes, qui peuvent varier fortement à petite échelle sans traduire nécessairement un changement écologique de fond. Dans le contexte des pelouses sèches, où les espèces caractéristiques sont souvent de petite taille et faiblement recouvrantes, cette approche permet de mieux valoriser leur contribution au diagnostic écologique.

Cette simplification réduit la variance des estimations et améliore la stabilité statistique des indicateurs moyens. Dans un contexte où l'objectif principal est la détection de changements globaux à l'échelle de l'unité de gestion, cette réduction de variance peut se traduire par une augmentation effective de la puissance statistique, en particulier lorsque le nombre de relevés est limité (Yoccoz et al., 2001).

Il convient de noter que, dans la pratique de l'analyse des communautés végétales, les données quantitatives de recouvrement ou de fréquence locale sont généralement transformées avant analyse (transformation logarithmique, racine carrée, ou Hellinger ; Legendre & Gallagher, 2001). Ces transformations visent précisément à réduire l'influence disproportionnée des espèces dominantes et à limiter l'effet des valeurs extrêmes sur les analyses multivariées. Ce faisant, elles rapprochent partiellement les données quantitatives transformées des données de présence/absence, en atténuant les écarts d'abondance entre espèces. Dans le contexte de cette étude, les données de recouvrement ont été utilisées sans transformation pour évaluer leur performance "brute" en situation opérationnelle. Il est donc possible qu'une transformation appropriée améliore leur performance relative, bien que cela ajoute une étape supplémentaire d'analyse et suppose une compétence statistique que tous les opérateurs de terrain ne possèdent pas nécessairement.

### **Fréquence locale : une modalité intermédiaire aux propriétés hybrides**

La fréquence locale occupe une position intermédiaire entre présence/absence et recouvrement. Fondée sur un comptage standardisé de cellules au sein du quadrat, elle limite la subjectivité associée aux estimations visuelles du recouvrement et améliore la reproductibilité entre observateurs (Klimeš, 2003). Elle présente également une meilleure capacité à détecter les espèces discrètes (Perret et al., 2023).

Cependant, dans le contexte de cette étude, les gains potentiels associés à cette information intermédiaire ne compensent pas entièrement l'augmentation du temps nécessaire à la collecte des données. À effort de terrain constant, la réduction du nombre de relevés réalisables annule une partie du bénéfice théorique lié à la finesse de la mesure.

### **Reproductibilité inter-observateurs et contraintes opérationnelles**

Au-delà des considérations statistiques, la modalité de lecture conditionne fortement la reproductibilité du suivi. Les estimations de recouvrement sont connues pour être sensibles à la subjectivité de l'observateur, en particulier pour les classes intermédiaires de couverture et pour les espèces dominantes (Klimeš, 2003 ; Morrison et al., 2020). Cette variabilité inter-observateurs ajoute une composante d'erreur supplémentaire, difficile à dissocier d'un signal écologique réel lors d'un suivi à long terme.

À l'inverse, la présence/absence constitue la modalité la plus simple et la plus rapide à mettre en œuvre. Elle permet de multiplier les relevés à effort constant et limite les biais d'interprétation, ce qui en fait une option particulièrement robuste dans un contexte opérationnel impliquant plusieurs observateurs et des campagnes espacées dans le temps.

### **Synthèse**

Les résultats montrent que le choix de la modalité de lecture repose moins sur la quantité d'information écologique collectée par relevé que sur l'équilibre entre richesse informationnelle, variance statistique et effort d'échantillonnage. Dans le cadre du suivi des pelouses sèches à l'échelle de l'unité de gestion, et pour les indicateurs considérés, la présence/absence apparaît comme la modalité la plus efficace pour détecter des changements temporels à effort constant.

Cela ne signifie pas que les modalités quantitatives soient dépourvues d'intérêt. Le recouvrement et la fréquence locale restent des outils pertinents pour des objectifs spécifiques — diagnostics structurels fins, suivi ciblé d'espèces dominantes. En revanche, pour un suivi régulier visant à détecter des évolutions globales de la communauté végétale dans un cadre contraint, la simplicité et la robustesse de la présence/absence constituent des atouts déterminants.

## MODE DE SUIVI DANS LE TEMPS : PLACETTES FIXES OU NON FIXES ?

### Résultats principaux : un effet net du mode de suivi sur la sensibilité temporelle

Les résultats montrent que le mode de suivi dans le temps constitue un levier majeur de la capacité à détecter des changements écologiques. À taille de quadrat et modalité de lecture identiques, le suivi en placettes fixes améliore nettement la sensibilité du dispositif, en particulier pour la détection de changements de faible amplitude.

Ce gain de performance s'observe pour les analyses multivariées de composition floristique. Il se traduit par une réduction marquée de la variabilité résiduelle entre campagnes et par une augmentation conséquente de la puissance statistique. À l'inverse, les dispositifs non fixes présentent une sensibilité plus faible, les variations observées intégrant à la fois un signal temporel et une composante importante de variabilité spatiale.

### Mécanismes statistiques : variance spatiale versus variance temporelle

Le bénéfice du suivi en placettes fixes s'explique par un mécanisme simple. En rééchantillonnant exactement les mêmes emplacements d'une campagne à l'autre, on neutralise une grande partie de la variabilité spatiale intrinsèque de la végétation. Le contraste entre campagnes isole alors plus efficacement la composante temporelle du changement.

À l'inverse, lorsque les relevés sont repositionnés à chaque campagne, la différence observée entre deux dates reflète simultanément une éventuelle évolution réelle de la communauté végétale et la variabilité spatiale interne de l'unité de gestion. Ce « bruit spatial » supplémentaire dilue le signal temporel et réduit la capacité des tests statistiques à détecter des changements de faible amplitude, en particulier dans des communautés fortement hétérogènes (Kapfer et al., 2017).

### Interaction avec la taille des quadrats et précision de relocalisation

L'efficacité du mode fixe dépend étroitement de la taille des quadrats et de la précision du repositionnement. Avec des quadrats de très petite surface, une erreur de localisation de quelques centimètres suffit à modifier fortement la composition observée, indépendamment de tout changement écologique réel. Ce phénomène peut engendrer un pseudo-turnover floristique (Kopecký & Macek, 2015).

Les quadrats de taille intermédiaire ou grande tolèrent mieux une imprécision spatiale modérée, car ils intègrent plusieurs micro-patches. Dans ce contexte, le suivi en placettes fixes conserve un avantage net tant que l'erreur de relocalisation reste inférieure à la taille caractéristique des structures spatiales de la végétation.

### Placettes non fixes : représentativité spatiale et flexibilité opérationnelle

Si le suivi en placettes fixes maximise la sensibilité temporelle, le mode non fixe présente néanmoins des avantages méthodologiques et opérationnels. En repositionnant les relevés à chaque campagne, il permet de rééchantillonner l'ensemble de la mosaïque floristique de l'unité de gestion, améliorant ainsi la représentativité spatiale globale et réduisant la dépendance du suivi à la qualité du choix initial des placettes à  $T_0$ .

Ce mode de suivi est particulièrement pertinent lorsque la relocalisation précise des points est difficile ou coûteuse, ou lorsque la végétation présente une forte dynamique spatio-temporelle, avec des déplacements rapides des patches floristiques indépendants d'un changement écologique de fond. L'échantillonnage non fixe peut alors fournir une estimation plus robuste de l'état moyen de la communauté végétale, au prix d'une capacité réduite à détecter des évolutions fines dans le temps (Kapfer et al., 2017).

### **Placettes quasi permanentes : un compromis délicat**

Entre ces deux approches, les placettes dites quasi permanentes — relocalisées de manière approximative — constituent un compromis fréquemment utilisé en pratique. Plusieurs études montrent qu'une relocalisation imparfaite n'entraîne pas nécessairement de biais majeurs sur les grandes tendances (Ross et al., 2010 ; Kopecký & Macek, 2015).

Cependant, dans des végétations très hétérogènes à petite échelle, ce compromis reste fragile. Une erreur de relocalisation modérée peut générer un turnover artificiel suffisant pour masquer des changements écologiques réels de faible amplitude.

### **Synthèse et implications pour le suivi**

Les résultats mettent en évidence un compromis clair entre sensibilité temporelle et faisabilité opérationnelle. Le suivi en placettes fixes constitue l'option à privilégier lorsque la relocalisation est fiable et que l'objectif principal est la détection de changements temporels fins. Il maximise la puissance statistique en réduisant la variance spatiale et en isolant plus efficacement le signal temporel.

Le suivi non fixe apparaît comme une alternative pragmatique lorsque les contraintes de terrain rendent le mode fixe irréaliste ou lorsque l'objectif principal est de caractériser l'état moyen de la communauté plutôt que sa trajectoire locale précise. Il nécessite alors un effort d'échantillonnage plus élevé pour compenser la perte de sensibilité liée à la variabilité spatiale.

## **EFFORT D'ÉCHANTILLONNAGE : COMBIEN DE RELEVÉS POUR UN SUIVI FIABLE ?**

### **Résultats principaux : un effet déterminant du nombre de relevés**

L'ensemble des comparaisons réalisées dans cette étude repose sur un cadre méthodologique volontairement contraint : un effort de terrain constant, correspondant à environ une journée de terrain par unité de gestion. Ce choix permet de comparer les méthodes non pas sur leur performance théorique, mais sur leur efficacité réelle dans un contexte opérationnel.

Les résultats montrent de manière convergente que la fiabilité des diagnostics et la capacité à détecter un changement écologique augmentent fortement avec le nombre de relevés réalisés. En dessous d'un certain seuil, les indicateurs calculés sont très sensibles au hasard du positionnement des quadrats et à la variabilité spatiale interne. Au-delà de ce seuil minimal, les estimations deviennent plus stables et les changements temporels plus détectables.

Dans le cadre méthodologique retenu — quadrats de 50 × 50 cm, modalité présence/absence — le nombre de relevés réalisables de manière réaliste sur une journée de terrain est de l'ordre de 35 relevés par unité de gestion. Ce niveau d'effort apparaît comme un seuil à partir duquel les performances statistiques du suivi s'améliorent nettement.

### Mécanismes statistiques : réduction de l'erreur d'échantillonnage

L'effet du nombre de relevés sur la performance du suivi s'explique par des principes statistiques fondamentaux. Les indicateurs utilisés pour caractériser l'état d'une communauté végétale sont des **estimations** fondées sur un échantillon de relevés. À ce titre, ils sont affectés par une erreur d'échantillonnage directement liée à la variance inter-relevés.

L'augmentation du nombre de relevés permet de réduire cette erreur et de stabiliser les estimations moyennes, conformément aux principes classiques de l'inférence statistique (Yoccoz et al., 2001). Cette réduction de la variance est un facteur clé de la puissance statistique : à amplitude de changement donnée, plus l'erreur autour de la moyenne est faible, plus la probabilité de détecter un changement réel augmente.

Dans des végétations fortement hétérogènes comme les pelouses sèches, cette relation est particulièrement marquée. Une part importante de la variabilité floristique s'exprime à des échelles fines, de sorte qu'un nombre réduit de relevés peut conduire à une estimation biaisée ou instable de l'état moyen de la communauté. La multiplication des relevés permet alors d'intégrer cette hétérogénéité interne et d'obtenir une image plus robuste de la communauté globale.

### Seuil opérationnel versus optimum théorique

Le seuil d'environ 35 relevés par unité de gestion ne doit pas être interprété comme une valeur optimale universelle, mais comme un **minimum opérationnel** dans le contexte étudié. Il correspond au point à partir duquel :

- la variabilité liée au positionnement aléatoire des relevés diminue sensiblement ;
- les indicateurs moyens deviennent suffisamment stables pour être comparables entre campagnes ;
- la puissance de détection atteint un niveau jugé acceptable pour des changements écologiquement pertinents à l'échelle quinquennale du suivi.

Ce seuil est directement conditionné par les autres choix méthodologiques. Une augmentation de la taille des quadrats, le recours à des modalités de lecture plus longues ou la mise en place de placettes fixes coûteuses en temps réduisent mécaniquement le nombre de relevés réalisables par jour, et donc la précision globale du dispositif. À l'inverse, des modalités plus rapides permettent de compenser une moindre finesse locale par une meilleure couverture spatiale et une réduction de l'erreur d'échantillonnage.

Ces résultats illustrent une propriété centrale du suivi écologique appliqué : **l'effort d'échantillonnage conditionne l'ensemble des performances du protocole**, bien davantage que le raffinement individuel de chaque relevé (Morrison et al., 2006 ; Yoccoz et al., 2001).

### Sensibilité aux changements faibles et limites du dispositif

Si l'effort de 35 relevés apparaît suffisant pour détecter des changements de moyenne amplitude, les résultats montrent que la détection de changements très faibles (par exemple  $\pm 5$  % d'un indicateur fonctionnel moyen) reste délicate dans un cadre opérationnel contraint. Dans ces situations, la puissance statistique demeure limitée, même avec un échantillonnage optimisé.

Cela souligne un point méthodologique important : **l'absence de détection d'un changement ne peut pas être interprétée automatiquement comme une absence de changement réel**. Elle peut refléter une insuffisance d'effort

d'échantillonnage au regard de l'amplitude du signal recherché. L'effort doit donc toujours être calibré en fonction de l'objectif du suivi : détecter des évolutions majeures de trajectoire écologique ou mettre en évidence des variations fines et précoces.

### Faisabilité et variabilité contextuelle de l'effort

Plusieurs éléments limitent la généralisation stricte de ce seuil :

- le nombre de relevés réalisables par jour dépend fortement de l'accessibilité du site, de la richesse floristique, de la densité du couvert et de l'expérience de l'opérateur ;
- le temps consacré à la mise en place et à la relocalisation des placettes fixes n'a pas été évalué explicitement, et peut réduire substantiellement l'effort réalisable ;
- certaines unités de gestion peuvent présenter une hétérogénéité spatiale plus faible ou plus forte que celle du site étudié, modifiant le nombre de relevés nécessaires pour obtenir une estimation stable.

Ces limites soulignent que l'effort d'échantillonnage ne doit pas être appliqué mécaniquement, mais ajusté de manière raisonnée au contexte écologique et opérationnel du site suivi.

### Synthèse : l'effort comme pivot du compromis méthodologique

Au terme de cette analyse, l'effort d'échantillonnage apparaît comme le **pivot central du compromis méthodologique**. Il conditionne simultanément la représentativité écologique, la précision statistique et la capacité de détection des changements temporels. Dans le contexte des pelouses sèches étudiées et à l'échelle de l'unité de gestion, un effort d'environ **35 relevés de 50 × 50 cm en présence/absence** constitue un seuil minimal robuste, compatible avec les contraintes de terrain et les objectifs de suivi.

Ce résultat ne fournit pas une recette universelle, mais un **cadre de référence opérationnel**, fondé sur une évaluation empirique des compromis entre qualité de l'information et faisabilité. Il illustre l'idée selon laquelle, en suivi écologique appliqué, la performance d'un protocole repose moins sur la sophistication méthodologique que sur la cohérence globale du dispositif et son adéquation aux objectifs poursuivis.

## LIMITES DE L'ETUDE ET TRANSFERABILITE DES RESULTATS

### Limites liées au cadre d'étude

La principale limite de ce travail réside dans le **périmètre restreint du dispositif expérimental**, fondé sur l'analyse d'une **seule unité de gestion**, suivie sur un **temps court**. Ce choix, assumé dans une logique méthodologique, permet un contrôle fin de l'effort d'échantillonnage et des paramètres étudiés, mais limite mécaniquement la portée de généralisation des résultats.

La structure floristique, le niveau de richesse spécifique et le degré d'hétérogénéité spatiale observés sur le site étudié conditionnent en partie les performances relatives des protocoles testés. Dans des contextes écologiques différents — pelouses plus riches, gradients abiotiques plus marqués, mosaïques d'habitats plus contrastées — les compromis mis en évidence pourraient être déplacés, voire modifiés.

### Limites liées à la simulation des changements écologiques

Lorsque les analyses reposent sur des **changements simulés de la communauté végétale**, une incertitude supplémentaire s'ajoute. Les scénarios de changement testés reposent sur des hypothèses paramétrées à partir de la littérature et de connaissances expertes, mais ne prétendent pas reproduire l'ensemble des trajectoires possibles de la végétation réelle.

La nature, l'amplitude et la distribution spatiale des changements simulés influencent directement la performance des méthodes en termes de détection. Des dynamiques écologiques non prises en compte – par exemple des réponses différentielles très localisées ou des changements structurels progressifs mais spatialement autocorrélés – pourraient affecter différemment les résultats. Ces simulations constituent ainsi un outil comparatif robuste mais ne sauraient se substituer à un suivi pluriannuel réel.

### Absence de quantification explicite de certains biais méthodologiques

Plusieurs sources potentielles de variabilité n'ont pas été mesurées explicitement dans cette étude. En particulier, la **variabilité inter-observateurs** n'a pas été évaluée de manière spécifique. Or, celle-ci peut affecter fortement certaines modalités de lecture, notamment les estimations quantitatives de recouvrement (Klimeš, 2003 ; Vittoz et al., 2006). L'absence de cette dimension limite la capacité à évaluer pleinement la reproductibilité des protocoles en conditions opérationnelles impliquant plusieurs opérateurs.

De même, le **temps nécessaire à la mise en place et à la relocalisation des placettes**, en particulier en mode fixe, n'a pas été mesuré indépendamment. Il est donc possible que, dans certaines configurations de terrain, le coût réel du repositionnement réduise substantiellement le nombre de relevés réalisables à effort constant et atténue le gain de sensibilité statistique observé en théorie.

### Dépendance des résultats au contexte écologique

Les performances relatives des protocoles sont fortement dépendantes des caractéristiques écologiques du site étudié. La richesse spécifique, la structure de dominance, la présence ou non de gradients environnementaux marqués et le degré d'hétérogénéité spatiale interne conditionnent directement la variabilité observée entre relevés et, par conséquent, la puissance de détection des changements (Wiens, 1989 ; Yoccoz et al., 2001).

Dans des végétations plus homogènes ou plus pauvres, un effort d'échantillonnage plus faible pourrait suffire à stabiliser les estimations. À l'inverse, dans des systèmes très hétérogènes ou à dynamiques rapides, l'effort nécessaire pour atteindre une précision comparable pourrait être sensiblement plus élevé. Les valeurs seuils proposées dans ce travail doivent donc être interprétées comme **des ordres de grandeur**, et non comme des normes universelles.

### Éléments transférables et nécessité de recalibrage

Malgré ces limites, plusieurs enseignements apparaissent robustes et largement transférables :

- le rôle central de l'effort d'échantillonnage comme levier principal de la précision et de la sensibilité du suivi ;
- la supériorité, à effort constant, de dispositifs multipliant des unités d'échantillonnage de taille intermédiaire plutôt que de privilégier des relevés de grande surface peu nombreux ;
- l'importance de maîtriser la variance spatiale (via le mode fixe) pour améliorer la détection des changements temporels de faible amplitude.

En revanche, certains paramètres nécessitent un **recalibrage local** avant toute généralisation :

- le nombre minimal de relevés à réaliser,

- la taille optimale des quadrats,
- le choix du mode de suivi temporel,
- et la modalité de lecture la plus pertinente au regard des objectifs du suivi.

Ce recalibrage devrait idéalement s'appuyer sur des études pilotes rapides, permettant d'estimer la variabilité floristique interne et les contraintes opérationnelles propres à chaque site.

## CONCLUSION DE LA DISCUSSION : APPORTS SCIENTIFIQUES ET RECOMMANDATIONS

### Contribution scientifique du travail

Ce travail apporte une contribution méthodologique à la problématique du suivi des communautés végétales en milieu agropastoral, en proposant une **évaluation comparative empirique** de plusieurs combinaisons de protocoles dans un cadre opérationnel réaliste. Il met en évidence que la performance d'un dispositif de suivi repose moins sur la sophistication des données collectées que sur la cohérence globale du compromis entre effort d'échantillonnage, variance statistique et faisabilité de terrain.

En articulant des analyses de composition floristique, de précision statistique et de puissance de détection, cette étude montre que des choix méthodologiques apparemment simplificateurs — réduction de la taille des quadrats, modalité de lecture binaire, tirage aléatoire — peuvent conduire à des dispositifs plus performants pour le suivi temporel que des approches plus détaillées mais moins répétables.

Elle illustre également l'intérêt de raisonner explicitement en termes de **qualité du signal détectable**, plutôt qu'en termes de volume ou de finesse apparente des données, dans une perspective de gestion adaptative.

### Recommandations opérationnelles

Dans le contexte étudié, et sous réserve d'une adaptation aux contraintes locales, les résultats conduisent à recommander pour le suivi des pelouses sèches à l'échelle de l'unité de gestion :

- l'utilisation de quadrats de taille intermédiaire (50 × 50 cm),
- un effort d'échantillonnage minimal de l'ordre de 35 relevés par unité de gestion,
- une modalité de lecture simple en présence/absence,
- un placement aléatoire des relevés, idéalement en placettes fixes lorsque la relocalisation est fiable.

Ces recommandations ne constituent pas une norme universelle, mais un **cadre méthodologique argumenté**, destiné à guider la mise en place de suivis robustes, reproductibles et compatibles avec les contraintes opérationnelles des gestionnaires.

### Perspectives

Des prolongements naturels de ce travail consisteraient à :

- tester ces compromis sur plusieurs unités de gestion et sur différents types de pelouses sèches ;

- intégrer explicitement la variabilité inter-observateurs dans l'évaluation de la reproductibilité ;
- mesurer le coût réel des différents modes de suivi sur le terrain ;
- et étendre cette approche à d'autres habitats agropastoraux présentant des structures et dynamiques contrastées.

Ces perspectives permettraient de consolider les résultats obtenus et de contribuer à la définition de référentiels méthodologiques partagés pour le suivi des communautés végétales à des fins de conservation.

# PROTOCOLE RECOMMANDÉ POUR LE SUIVI DES PELOUSES SÈCHES A L'ECHELLE DE L'UNITE DE GESTION

## FINALITE DU PROTOCOLE

Ce protocole a pour objectif de permettre un suivi reproductible, opérationnel et scientifiquement robuste de l'évolution des pelouses sèches à l'échelle d'une unité de gestion, tout en restant compatible avec les contraintes du terrain.

Il vise en particulier à accompagner l'évaluation des effets des pratiques de gestion (par exemple : charge pastorale, fauche, restauration).

### Clarifier l'objectif du suivi (étape préalable indispensable)

Avant toute mise en œuvre, il est indispensable de définir explicitement la ou les questions de suivi. Le protocole standard proposé est adapté aux objectifs suivants :

- Détecter une évolution moyenne d'un indicateur écologique (ex. indice de trophie basé sur la composition floristique) ;
- Suivre l'évolution d'espèces indicatrices ou de groupes fonctionnels ;
- Détecter un changement global de composition floristique à l'échelle de l'unité de gestion.

Ces objectifs conditionnent ensuite le nombre de relevés, le mode fixe ou non fixe, mais pas la structure générale du protocole.

## PLAN D'ECHANTILLONNAGE

### Objectif

Assurer une couverture représentative de la variabilité floristique de la pelouse sèche à l'échelle de l'unité de gestion, tout en garantissant la reproductibilité du suivi.

### Étape 2.1 – Délimiter les zones éligibles

Dans le cadre de ce protocole, une **unité de gestion** correspond avant tout à une **zone délimitée sur des critères de gestion**, c'est-à-dire une surface soumise à une **modalité de gestion homogène** dans le temps, par exemple même type de gestion (pâturage, fauche, absence de gestion, restauration) et avec une intensité comparable (charge pastorale, fréquence de fauche).

Chaque unité de gestion constitue une **unité de suivi indépendante**, avec son propre plan d'échantillonnage, ses propres relevés et ses propres indicateurs d'évolution.

### Végétation cible au sein de l'unité de gestion

L'objectif du protocole est de **suivre l'évolution de la végétation de pelouse sèche à l'intérieur d'une unité de gestion**, et non de suivre l'ensemble des végétations présentes sur cette unité.

C'est pourquoi les relevés sont réalisés **exclusivement dans les surfaces cartographiées comme pelouses sèches**. Une cartographie préalable suffisamment fine des végétations constitue un **pré-requis indispensable** au protocole.

### Cas particulier : comparaison de modalités de gestion (zone témoin / zone traitée)

Lorsque l'objectif est d'évaluer l'effet d'une nouvelle modalité de gestion, le protocole repose sur la comparaison entre au moins deux unités de gestion distinctes : une **zone témoin**, dans laquelle la gestion est maintenue inchangée, et une **zone expérimentale**, dans laquelle la nouvelle modalité est appliquée.

Dans ce cas, la zone témoin est considérée comme une **unité de gestion à part entière** et doit être aussi comparable que possible à la zone expérimentale avant intervention. Cette comparabilité concerne en particulier :

- la végétation initiale ;
- le contexte stationnel général ;
- et l'histoire de gestion récente.

Chaque zone – témoin comme expérimentale – fait l'objet d'un **tirage de points indépendant** et d'un suivi distinct. Dans la mesure du possible, un **état initial ( $T_0$ )** doit être réalisé simultanément dans les deux zones, avant toute modification de la gestion. Cette étape est essentielle pour vérifier la comparabilité initiale des unités et pour pouvoir attribuer de manière robuste les évolutions observées aux pratiques de gestion, plutôt qu'à des différences préexistantes entre les zones.

### Étape 2.2 – Générer les points d'échantillonnage

Les points sont générés en amont, sous SIG, selon les règles suivantes :

- tirage aléatoire simple à l'intérieur des polygones de pelouse sèche ;
- distance minimale de 5 m entre deux points ;
- génération simultanée de points de réserve.

Les points de réserve servent uniquement à remplacer les points non exploitables.

### Étape 2.3 – Règles générales sur le terrain

Chaque point tiré correspond à un relevé.

Les relevés sont réalisés dans la végétation cible, en intégrant sa variabilité interne naturelle. Les zones de transition ou de micro-variabilité sont normales et font partie du système à suivre. Un point n'est exclu que s'il correspond clairement à un habitat distinct, ne relevant pas du fonctionnement de la pelouse sèche suivie.

### Étape 2.4 – Cas des situations ambiguës : comment décider sur le terrain ?

Lorsque le point tombe dans une zone localement différente (bas de pente, replat, faciès plus dense, enrichissement local, ourlet naissant), appliquer les critères suivants :

### 1. Continuité spatiale

La zone est-elle physiquement continue avec la pelouse sèche environnante (absence de rupture nette : haie, fossé, rupture topographique franche, changement brutal d'usage) ? → Si oui : la zone est intégrée dans la zone d'étude.

### 2. Extension spatiale

Le faciès observé est-il de taille limitée par rapport à l'unité de gestion ? → Les faciès ponctuels ou de faible extension sont considérés comme de l'hétérogénéité interne.

### 3. Nature de la dynamique végétale

La végétation correspond-elle à une dynamique interne de la pelouse sèche (ourlification, enrichissement local, succession progressive) → Les dynamiques internes sont intégrées ; les habitats distincts sont exclus.

### 4. Objectif de gestion

La zone fait-elle partie de la trajectoire de restauration ou de gestion visée ? (ex. faciès eutrophisé dans une unité de gestion que l'on cherche à restaurer vers une pelouse sèche) → Si oui, la zone doit être intégrée au suivi, même si son état diffère de la référence.

## Étape 2.5 – Traçabilité

Toute exclusion de point doit être documentée :

- raison de l'exclusion,
- type de végétation observée.

Cette traçabilité est essentielle pour assurer la comparabilité entre campagnes et entre opérateurs.

## EFFORT D'ÉCHANTILLONNAGE

### Minimum recommandé : 35 quadrats par unité de gestion

Ce seuil correspond à environ une journée de terrain (dépendant de l'accessibilité au site).

L'effort peut (et doit) être augmenté :

- si l'unité de gestion est très hétérogène ;
- si l'objectif est de détecter des changements faibles.

## TAILLE DES QUADRATS

### Quadrats de 50 × 50 cm (0,25 m<sup>2</sup>)

Ce format représente le meilleur compromis entre représentativité floristique, capacité de détection des changements et faisabilité sur le terrain.

Le quadrat est posé sans sélection visuelle préalable. Le quadrat est **positionné de manière centrée sur le point d'échantillonnage géoréférencé** : le point GPS matérialise le **centre du quadrat** (Figure 11).

- Son orientation est standardisée (face au nord).
- Toutes les espèces présentes à l'intérieur sont prises en compte.

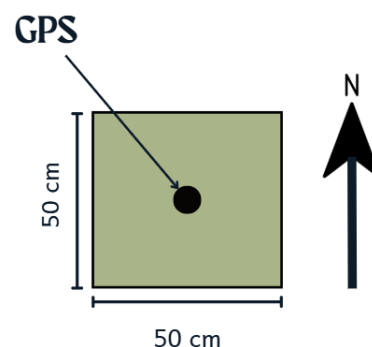


Figure 11 : Positionnement standardisé du quadrat de 50 × 50 cm

## MODALITE DE LECTURE

### Modalité retenue : présence / absence

Ce choix garantit une mise en œuvre rapide, une forte reproductibilité entre observateurs et une efficacité globale élevée grâce au nombre de relevés réalisables.

Pour chaque quadrat :

- toutes les espèces de plantes vasculaires sont notées en présence/absence ;
- aucune estimation de recouvrement ou de fréquence n'est réalisée.

### Cas particuliers

Des modalités quantitatives peuvent être mobilisées ponctuellement pour des suivis ciblés.

## MODE DE SUIVI TEMPOREL (FIXE OU NON FIXE)

Le suivi en **placettes fixes** est recommandé lorsque le repositionnement est fiable, car il améliore la détection des changements temporels.

### Cas 1 – Repositionnement fiable

À privilégier si :

- GPS submétrique ou équivalent disponible,
- Le temps de relocalisation compatible avec l'effort prévu.

Dans ce cas :

- Les coordonnées GPS sont enregistrées,
- L'orientation du quadrat est standardisée,
- La relocalisation est testée dès la deuxième campagne.

### **Cas 2 – Repositionnement difficile**

Si le repositionnement s'avère impraticable ou trop coûteux :

- Le suivi en mode non fixe est privilégié,
- Le tirage aléatoire est répété à chaque campagne selon les mêmes règles de placement,
- Le nombre de relevés est maintenu ou augmenté.

## **FREQUENCE DE PASSAGE**

Pour un suivi opérationnel des pelouses sèches à l'échelle de l'unité de gestion, il est recommandé de réaliser les relevés floristiques : **au minimum tous les 5 ans.**

Cette fréquence constitue un compromis robuste entre la dynamique relativement lente des communautés végétales concernées la capacité statistique du protocole à détecter des changements écologiquement pertinents et la faisabilité du suivi dans le temps (mobilisation des équipes, coûts, continuité du dispositif).

### **Cas nécessitant une fréquence plus rapprochée**

Une fréquence de passage plus élevée (tous les 2 à 3 ans) peut être envisagée dans certains contextes particuliers, notamment :

- changement récent ou expérimental de gestion (modification de la charge pastorale, reprise de gestion après abandon, restauration active) ;
- enjeux de conservation élevés, avec présence d'espèces très sensibles ou à fort enjeu patrimonial ;
- forte dynamique attendue (stade précoce de restauration, zones à risque de fermeture rapide, pression trophique élevée).

# CONCLUSION

Le suivi des pelouses sèches à l'échelle d'une unité de gestion doit concilier deux exigences souvent contradictoires : disposer d'informations suffisamment robustes pour détecter des évolutions écologiques réelles, tout en restant compatible avec les contraintes opérationnelles du terrain. Ce travail avait pour objectif d'identifier un compromis pertinent entre ces deux dimensions.

Les résultats montrent tout d'abord que, dans le contexte étudié, les gradients abiotiques classiques (altitude, pente, exposition) expliquent peu la variation floristique observée à l'échelle de l'unité de gestion. La variabilité de la végétation s'exprime principalement à des échelles fines, liées à la micro-hétérogénéité locale et à l'histoire de gestion. Dans ces conditions, la stratification de l'échantillonnage selon des critères topographiques n'apporte pas de bénéfice clair, et un tirage aléatoire simple, limité aux surfaces cartographiées en pelouses sèches, apparaît suffisant.

La taille des quadrats constitue en revanche un paramètre central. Les petits quadrats captent surtout la variabilité locale et se révèlent peu adaptés à la détection de changements globaux, tandis que les grands quadrats sont efficaces mais coûteux en temps. Les quadrats intermédiaires de 50 × 50 cm offrent le meilleur compromis entre représentativité floristique, capacité de détection et faisabilité terrain.

Concernant la modalité de lecture, les différentes approches testées produisent des informations largement redondantes. À effort de terrain constant, les modalités quantitatives ne se sont pas montrées plus performantes que la présence/absence pour détecter des changements écologiques. Dans ce contexte, la présence/absence constitue un choix pragmatique, robuste et reproductible, en permettant de maximiser le nombre de relevés tout en limitant les biais d'observateurs.

Le mode de suivi dans le temps influence également la sensibilité du dispositif. Les placettes fixes améliorent nettement la capacité de détection en réduisant la variabilité spatiale, mais leur intérêt dépend de la faisabilité du repositionnement. Lorsque celui-ci est contraignant, un suivi non fixe fondé sur un tirage aléatoire répété reste une alternative acceptable, à condition de maintenir un effort d'échantillonnage suffisant.

Au final, ce travail conduit à une recommandation opérationnelle claire pour le site étudié : un suivi fondé sur un tirage aléatoire simple, avec au minimum 35 quadrats de 50 × 50 cm par unité de gestion, relevés en présence/absence, idéalement en placettes fixes lorsque cela est réalisable, et répétés tous les cinq ans environ. Cette configuration représente le meilleur compromis identifié entre robustesse écologique, capacité de détection des changements et faisabilité à long terme.

Plus largement, ces résultats rappellent qu'un protocole de suivi efficace ne repose pas sur la sophistication maximale des outils, mais sur leur adéquation aux objectifs de gestion, à la dynamique écologique du milieu et aux contraintes réelles du terrain.

# BIBLIOGRAPHIE

- ANDERSON M. J., SANTANA-GARÇON J. 2015. – Measures of precision for dissimilarity-based multivariate analysis of ecological communities. *Ecology Letters*, 18 (1), 66–73. DOI : 10.1111/ele.12385.
- ARCHAUX F., BERGÈS L., CHEVALIER R. 2007. – Are plant censuses carried out on small quadrats more reliable than on larger ones? *Plant Ecology*, 188 (2), 179–190. DOI : 10.1007/s11258-006-9151-1.
- ARCHAUX F., GOSSELIN F., BERGÈS L. 2006. – Effects of sampling time, species richness and observer on the exhaustiveness of plant inventories. *Journal of Vegetation Science*, 17 (3), 299–306.
- ARRHENIUS O. 1921. – Species and area. *Journal of Ecology*, 9 (1), 95–99.
- BAKKER J. P., OLFF H., WILLEMS J. H., ZOBEL M. 1996. – Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics? *Journal of Vegetation Science*, 7 (2), 147–156.
- BARRÈS E., BEDIN T., ROMEYER K., LE FOULER A. 2022. – Évaluation et suivi de l'état de conservation de l'habitat d'intérêt communautaire 1410-3 « Prairies subhalophiles thermoatlantiques » en Nouvelle-Aquitaine. Conservatoire botanique national Sud-Atlantique.
- BARTHA S., et al. 1995. – On the importance of sampling design in vegetation monitoring. *Vegetatio*.
- BÉLENGUIER L. 2022. – Plan de gestion 2023-2027 de la Réserve naturelle régionale des Tourbières du Jolan et de la Gazelle. Tome I : Diagnostic. Syndicat mixte du Parc naturel régional des Volcans d'Auvergne.
- BENSETTITI F., BOULLET V., CHAUAUDRET-LABORIE C., DENIAUD J. (coord.). 2005. – Cahiers d'habitats Natura 2000 – Tome 4 : Habitats agropastoraux. La Documentation française.
- BESNARD A., SALLES J.-M. 2010. – Suivi scientifique d'espèces animales. Aspects méthodologiques essentiels pour l'élaboration de protocoles de suivi. Rapport DREAL PACA, Pôle Natura 2000.
- BRAUN-BLANQUET J. 1928. – Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. Springer, Berlin.
- BUCKLAND S. T., MAGURRAN A. E., GREEN R. E., FEWSTER R. M. 2005. – Monitoring change in biodiversity through composite indices. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 360, 243–254.
- BUCKLEY H. L., DAY N. J., CASE B. S., LEAR G. 2021. – Measuring change in biological communities: multivariate analysis approaches for temporal datasets with low sample size. *PeerJ*, 9, e11096.
- BURG S., RIXEN C., STOECKLI V., et al. 2015. – Observation bias and its causes in botanical surveys on high-alpine summits. *Journal of Vegetation Science*, 26, 191–200.
- CARLSSON A. L. M., BERGFUR J., MILBERG P. 2005. – Comparison of data from two vegetation monitoring methods in semi-natural grasslands. *Environmental Monitoring and Assessment*, 100, 235–248.
- CBN MASSIF CENTRAL. 2021. – Synopsis des végétations de la région Auvergne-Rhône-Alpes – Territoire d'agrément du CBN Massif central. Conservatoire botanique national du Massif central.
- CBN MASSIF CENTRAL. 2022. – LOBELIA : système d'information flore, fonge, végétations, habitats. Conservatoire botanique national du Massif central. URL : <https://cbnmc.lobelia-cbn.fr/>
- CBN. 2022. – Référentiel taxonomique TaxRef 14 complété utilisé dans Lobelia.
- CHYTRÝ M., OTÝPKOVÁ Z. 2003. – Plot sizes used for phytosociological sampling of European vegetation. *Journal of Vegetation Science*, 14 (4), 563–570.
- CHYTRÝ M., TICHÝ L., HENNEKENS S. M., SCHAMINÉE J. H. J. 2014. – Assessing vegetation change using vegetation-plot databases: a risky business. *Applied Vegetation Science*, 17, 32–41.

- CLARKE K. R. 1993. – Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18 (1), 117–143.
- DIEKMANN M. 2003. – Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. *Basic and Applied Ecology*, 4 (6), 493–506.
- DIEKMANN M. 2010. – Ecological preferences of plant species: a new method for analysing species–environment relationships. *Journal of Vegetation Science*, 21 (6), 1025–1032.
- DIETVORST P., KETNER P., VAN DER MAAREL E. 1982. – Floristic variation and its relation to spatial and temporal environmental variation in a dune slack. *Vegetatio*, 52 (3), 161–190.
- FAITH D. P., MINCHIN P. R., BELBIN L. 1987. – Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio*, 69 (1–3), 57–68.
- FAVRE-BAC L., PIROUX M., BAYLE E. 2022. – Analyse et guide méthodologique pour l'élaboration de protocoles de suivis floristiques au CBNMC. Conservatoire botanique national du Massif central.
- FORTIN M.-J. 1999. – Effects of sampling unit resolution on the detection of boundaries and on boundary structure. *Ecology*, 80 (3), 1026–1034.
- FUTSCHIK A., WINKLER M., STEINBAUER K., et al. 2020. – Disentangling observer error and climate change effects in long-term monitoring of alpine plant species composition and cover. *Journal of Vegetation Science*, 31, 14–25.
- GERRODETTE T. 1987. – A power analysis for detecting trends. *Ecology*, 68 (5), 1364–1372.
- GODÍNEZ-ALVAREZ H., HERRICK J. E., MATTOCKS M., TOLEDO D., VAN ZEE J. 2009. – Comparison of three vegetation monitoring methods: their relative utility for ecological assessment and monitoring. *Ecological Indicators*, 9 (5), 1001–1008.
- GOLDSMITH B. 1991. – Vegetation monitoring. In : GOLDSMITH B. (éd.), *Monitoring for Conservation and Ecology*, Springer, Dordrecht, p. 77–86.
- GUERRA-CASTRO E. J., CAJAS J. C., SIMÕES N., CRUZ-MOTTA J. J., MASCARÓ M. 2021. – SSP: an R package to estimate sampling effort in studies of ecological communities. *Ecography*, 44 (4), 561–573.
- GÜLER B., JENTSCH A., APOSTOLOVA I., et al. 2016. – How plot shape and spatial arrangement affect plant species richness counts: implications for sampling design and rarefaction analyses. *Journal of Vegetation Science*, 27, 692–703.
- HOLLING C. S. (éd.). 1978. – *Adaptive Environmental Assessment and Management*. John Wiley & Sons.
- HOSTEIN C. 2020. – Suivi de la conservation des végétations herbacées de l'Espace naturel sensible « Sites à serpentines de Saint-Préjet-Armandon » – Année 2020. Conservatoire botanique national du Massif central / Parc naturel régional Livradois-Forez.
- ICHTER J., PONCET L., TOUROULT J. 2014. – Catalogue des méthodes et des protocoles – Phase 1 : étude de définition et proposition d'une démarche. Rapport MNHN-SPN 2014-52.
- JALONEN J., VANHA-MAJAMAA I., TONTERI T. 1998. – Optimal sample and plot size for inventory of field and ground layer vegetation in a mature Myrtillus-type boreal spruce forest. *Annales Botanici Fennici*, 35 (3), 191–196.
- JOHNS C. V., BROWNSTEIN G., BLICK R. A. J., ERSKINE P. D., FLETCHER A. T. 2015. – Testing the power of a wetland vegetation monitoring survey design to detect change based on visual cover estimates. *Wetlands*, 35 (6), 1055–1064.
- KENKEL N. C., PODANI J. 1991. – Plot size and estimation efficiency in plant community studies. *Journal of Vegetation Science*, 2 (4), 539–544.
- KERCHER S. M., FRIESWYK C. B., ZEDLER J. B. 2003. – Effects of sampling teams and estimation methods on the assessment of plant cover. *Journal of Vegetation Science*, 14 (6), 899–906.
- KLIMEŠ L. 2003. – Scale-dependent variation in visual estimates of grassland plant cover. *Journal of Vegetation Science*, 14 (6), 815–821.
- KOPECKÝ M., MACEK M. 2015. – Vegetation resurvey is robust to plot location uncertainty. *Diversity and Distributions*, 21 (3), 322–330.
- LAFON P., ARGAGNON O., BELAUD A., CATTEAU E., CAUSSE G., CORRIOL G., et al. 2024. – Catalogue de la végétation de France métropolitaine (CatVeg). Bulletin de la Société Botanique du Nord de la France, numéro spécial.
- LEGENDRE P., GALLAGHER E. D. 2001. – Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129 (2), 271–280.

- LEGENDRE P., GAUTHIER O. 2014. – Statistical methods for temporal and space-time analysis of community composition data. *Proceedings of the Royal Society B*, 281, 20132728.
- LEGENDRE P., LEGENDRE L. 2012. – *Numerical Ecology* (3e éd.). Elsevier, Amsterdam.
- LE HÉNAFF P.-M., GALLIOT J.-N., LE GLOANEC V., RAGACHE Q. 2021. – Végétations agropastorales du Massif central – Catalogue des milieux ouverts herbacés. Conservatoire botanique national du Massif central.
- LISNER A., LEPŠ J. 2020. – Everyone makes mistakes: sampling errors in vegetation analysis – the effect of different sampling methods, abundance estimates, experimental manipulations and data transformation. *Acta Oecologica*, 109, 103667.
- LINDENMAYER D. B., LIKENS G. E. 2010. – Effective ecological monitoring. CSIRO Publishing.
- LINDENMAYER D. B., LIKENS G. E. 2010. – The science and application of ecological monitoring. *Biological Conservation*, 143 (6), 1317–1328.
- LLOYD M. 2016. – Observer error in vegetation surveys: a review. *Journal of Plant Ecology*, 9 (4), 367–379.
- LOOS M. 2020. – Cartographie de la végétation et étude flore/bryoflore de la Réserve naturelle régionale des Tourbières du Jolan et de la Gazelle. UNIVEGE.
- LOUCOUGARAY G., MARTINEZ-ALMOYNA C., JAUNATRE R., CROUZAT E. 2024. – Quelles modalités de pérennisation et de valorisation des suivis de biodiversité liés au dispositif Alpes Sentinelles ? INRAE.
- MAGURRAN A. E. 2004. – *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing.
- MEIER E., HOFER G. 2016. – Effects of plot size and their spatial arrangement on estimates of alpha, beta and gamma diversity of plants in alpine grassland. *Alpine Botany*, 126, 69–77.
- MILBERG P., BERGSTEDT J., FRIDMAN J., ODELL G., WESTERBERG L. 2008. – Observer bias and random variation in vegetation monitoring data. *Journal of Vegetation Science*, 19 (5), 633–644.
- MORRISON L. W. 2021. – Nonsampling error in vegetation surveys: understanding error types and their effects. *Ecological Indicators*, 126, 107692.
- MORRISON L. W. 2024. – A spatiotemporal comparison of interobserver error in vegetation sampling. *Ecological Indicators*, 159, 111506.
- MORRISON L. W., LEIS S. A., DEBACKER M. D. 2023. – Observer error in grassland vegetation surveys: effects on species diversity metrics and species-abundance relationships. *Ecological Indicators*, 152, 110356.
- MORRISON L. W., et al. 2020. – Interobserver error in grassland vegetation surveys: sources and implications. *Ecological Indicators*, 113, 106229.
- OTÝPKOVÁ Z., CHYTRÝ M. 2006. – Effects of plot size on the ordination of vegetation samples. *Journal of Vegetation Science*, 17 (4), 465–472.
- PALMER M. W., WHITE P. S. 1994. – On the existence of ecological communities. *Journal of Vegetation Science*, 5 (2), 279–282.
- PERRET J., BESNARD A., CHARPENTIER A., PAPUGA G. 2023. – Plants stand still but hide: imperfect and heterogeneous detection is the rule when counting plants. *Journal of Ecology*, 111 (7), 1483–1496.
- PERRET A., JAUNATRE R., BUISSON E., MESLÉARD F. 2023. – Reproducibility of vegetation monitoring methods: a field-based assessment of observer effects. *Applied Vegetation Science*, 26 (2), e12741.
- REED R. A., PEET R. K., PALMER M. W., WHITE P. S. 1993. – Scale dependence of vegetation–environment correlations: a case study of a North Carolina piedmont woodland. *Journal of Vegetation Science*, 4 (3), 329–340.
- ROSENZWEIG M. L. 1995. – *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge University Press.
- SORDELLO R., BERTHEAU Y., COULON A., JEUSSET A., OUÉDRAOGO D. Y., VANPEENE S., et al. 2019. – Les protocoles expérimentaux en écologie – principaux points clefs. UMS PatNat, CESCO, Irstea.
- THOMAS L. 1996. – Monitoring long-term population change: why are there so many analysis methods? *Ecology*, 77 (1), 49–58.
- TISON J.-M., DE FOUCAULT B. (coord.). 2014. – *Flora Gallica. Flore de France*. Biotope, Mèze.

- TROLLAT M. 2025. – Suivi floristique des habitats agro-pastoraux et évaluation des pratiques de gestion sur l'ENS de la tourbière du Jouvion. Conservatoire botanique national du Massif central.
- UNDERWOOD A. J. 1994. – On beyond BACI: sampling designs for environmental impact assessment. *Ecological Applications*.
- VITTOZ P., GUISAN A. 2007. – How reliable is the monitoring of permanent vegetation plots? A test with multiple observers. *Journal of Vegetation Science*, 18 (3), 413–422.
- WIENS J. A. 1989. – Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*, 3 (4), 385–397.
- YOCCOZ N. G., NICHOLS J. D., BOULINIER T. 2001. – Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology & Evolution*, 16 (8), 446–453.

## ANNEXES

Annexe 1 : Localisation des points

Annexe 2 : Détails méthodologiques des analyses de puissance pour la détection des changements de composition floristique

Annexe 3 : Représentation graphique des analyses de Procrustes

## Annexe 2 : Détails méthodologiques des analyses de puissance pour la détection des changements de composition floristique

### A. Objectif de l'annexe

Cette annexe décrit de manière détaillée la méthodologie utilisée pour évaluer la **capacité des protocoles d'échantillonnage à détecter un changement réel de la composition et de la structure moyenne de la communauté végétale** entre deux campagnes de suivi ( $T_0$  et  $T_2$ ). Elle complète la section *Matériel et méthodes* du corps du mémoire en explicitant les choix de simulation, de paramétrage spatial et d'évaluation statistique, afin de garantir la transparence et la reproductibilité conceptuelle des analyses.

### B. Principe général de l'approche par simulation

L'évaluation de la sensibilité temporelle des méthodes repose sur une approche par **simulation de communautés végétales spatialisées**, permettant de contrôler :

- la structure initiale de la communauté,
- l'amplitude et la nature du changement écologique,
- et les conditions d'échantillonnage.

Cette approche permet de tester la performance relative des méthodes indépendamment des aléas propres à un suivi réel pluriannuel, tout en conservant un lien étroit avec les caractéristiques écologiques observées sur le terrain.

Deux états de la communauté sont distingués :

- **$T_0$**  : état initial de référence, simulant la communauté observée lors de la première campagne ;
- **$T_2$**  : état modifié, correspondant à une communauté après changement écologique simulé.

La comparaison  $T_0$ - $T_2$  constitue l'analogie d'un suivi entre deux dates.

### C. Construction de la communauté spatialisée de référence ( $T_0$ )

#### C.1. Source des données

La communauté initiale est construite à partir des **relevés floristiques pilotes réalisés sur l'unité de gestion étudiée**. Ces données servent à estimer :

- la richesse spécifique totale,
- les abondances relatives des espèces,
- et leurs patterns d'agrégation spatiale.

#### C.2. Modèle spatial utilisé

La simulation repose sur le package **mobsim** (May et al., 2018), qui génère des communautés spatialisées à partir de **processus ponctuels agrégés**, ici un **processus de Thomas** (Poisson cluster process).

Ce modèle permet de représenter :

- une distribution non aléatoire des individus,
- une agrégation spatiale réaliste,
- compatible avec les structures observées dans les communautés végétales herbacées.

### C.3. Paramétrage des espèces

Pour chaque espèce  $i$ , les paramètres suivants ont été estimés à partir des données pilotes :

- **Nombre total d'individus ( $N_i$ )** Estimé proportionnellement à l'abondance moyenne observée.
- **Densité relative** Approchée à partir de la fréquence moyenne  $\times$  recouvrement moyen (toutes tailles de quadrats confondues), afin de traduire la dominance relative.
- **Nombre de "mother points"** Calculé comme : fréquence moyenne  $\times$  surface totale simulée  $\times$  facteur d'ajustement, afin de représenter la densité spatiale des centres de clusters.
- **Étendue des clusters ( $\sigma$ )** Le paramètre  $\sigma$  correspond au rayon moyen d'agrégation spatiale des individus autour des "mother points". Il a été estimé à partir des données de **fréquence locale**, par exemple :
  - une espèce occupant en moyenne 1 cellule sur 9 dans les quadrats de 0,25 m<sup>2</sup> reçoit une valeur de  $\sigma \approx 0,25 / 9$ .

Ces paramètres permettent de générer une communauté spatialisée réaliste, intégrant dominance, rareté et agrégation.

## D. Simulation des changements écologiques ( $T_2$ )

### D.1. Choix du scénario écologique

Plusieurs types de changements écologiques biologiquement plausibles avaient été envisagés (eutrophisation, fermeture par ourlification, réchauffement). Compte tenu du **temps de calcul nécessaire** pour les simulations spatialisées, seul le scénario d'**eutrophisation progressive** a été retenu pour les analyses finales.

Ce scénario est directement pertinent pour les pelouses sèches et cohérent avec les enjeux de gestion étudiés.

### D.2. Catégorisation fonctionnelle des espèces

Chaque espèce a été rattachée à un groupe fonctionnel selon sa réponse attendue à l'eutrophisation :

| Groupe      | Définition                                     | Effet simulé                          |
|-------------|------------------------------------------------|---------------------------------------|
| Favorisées  | Espèces associées à des conditions plus riches | Augmentation de l'abondance/fréquence |
| Régressives | Espèces oligotrophes, peu compétitives         | Diminution progressive                |

|                 |                                                        |                     |
|-----------------|--------------------------------------------------------|---------------------|
| Colonisatrices  | Espèces<br>nitrophiles<br>absentes à $T_0$             | Apparition à $T_2$  |
| Disparaissantes | Espèces sensibles<br>passant sous un<br>seuil critique | Abondance fixée à 0 |
| Neutres         | Réponse<br>incertaine ou<br>faible                     | Abondance stable    |

### D.3. Intensité du changement simulé

Sept niveaux d'intensité croissante ont été définis à l'aide de coefficients multiplicatifs appliqués aux abondances :

| Niveau | Facteur (favorisées) | Facteur (régressives) |
|--------|----------------------|-----------------------|
| 1      | 1,1                  | 0,9                   |
| 2      | 1,2                  | 0,8                   |
| 3      | 1,5                  | 0,6                   |
| 4      | 1,8                  | 0,4                   |
| 5      | 2,2                  | 0,2                   |
| 6      | 2,5                  | 0,05                  |
| 7      | 3,0                  | 0,0 (extinction)      |

Ces niveaux permettent de simuler un gradient continu, du changement faible difficilement détectable jusqu'à une transformation marquée de la communauté.

### E. Dispositif de simulation et répétitions

Pour chaque niveau d'intensité :

- **10 communautés spatialisées indépendantes** ont été générées afin de représenter la variabilité écologique intrinsèque ;

- pour chaque communauté, **3 répétitions d'échantillonnage indépendantes** ont été réalisées.

Chaque méthode est ainsi évaluée sur **30 itérations** par scénario, ce qui permet une estimation robuste de la puissance de détection.

#### F. Application des méthodes d'échantillonnage

Pour chaque communauté ( $T_0$  et  $T_2$ ), les facteurs méthodologiques suivants ont été croisés :

- **Modalité de lecture :**
  - présence/absence,
  - fréquence locale,
  - recouvrement visuel ;
- **Taille de quadrat :**
  - 25 × 25 cm,
  - 50 × 50 cm,
  - 100 × 100 cm ;
- **Mode de suivi temporel :**
  - quadrats fixes, avec un **jitter spatial de 2 cm** simulant l'erreur de repositionnement GPS,
  - quadrats non fixes, remplacés aléatoirement à chaque campagne.

Le nombre de relevés est ajusté afin de refléter un **effort de terrain constant**, exprimé en nombre de quadrats réalisables par journée.

#### G. Évaluation statistique de la puissance de détection

Pour chaque itération, un test de comparaison de communautés a été appliqué entre  $T_0$  et  $T_2$  :

- **PERMANOVA (adonis2)**,
- distance de **Jaccard** pour les données de présence/absence,
- distance de **Bray-Curtis** pour les données quantitatives (recouvrement, fréquence).

La **puissance statistique** est définie comme la proportion d'itérations pour lesquelles la différence entre  $T_0$  et  $T_2$  est détectée comme significative ( $p < 0,05$ ). Cette proportion représente la probabilité effective de détecter un changement réel avec un protocole donné.

Les résultats sont systématiquement rapportés à un **effort de terrain constant**, ce qui permet d'interpréter les performances dans un cadre opérationnel réaliste.

#### H. Portée et limites de l'approche

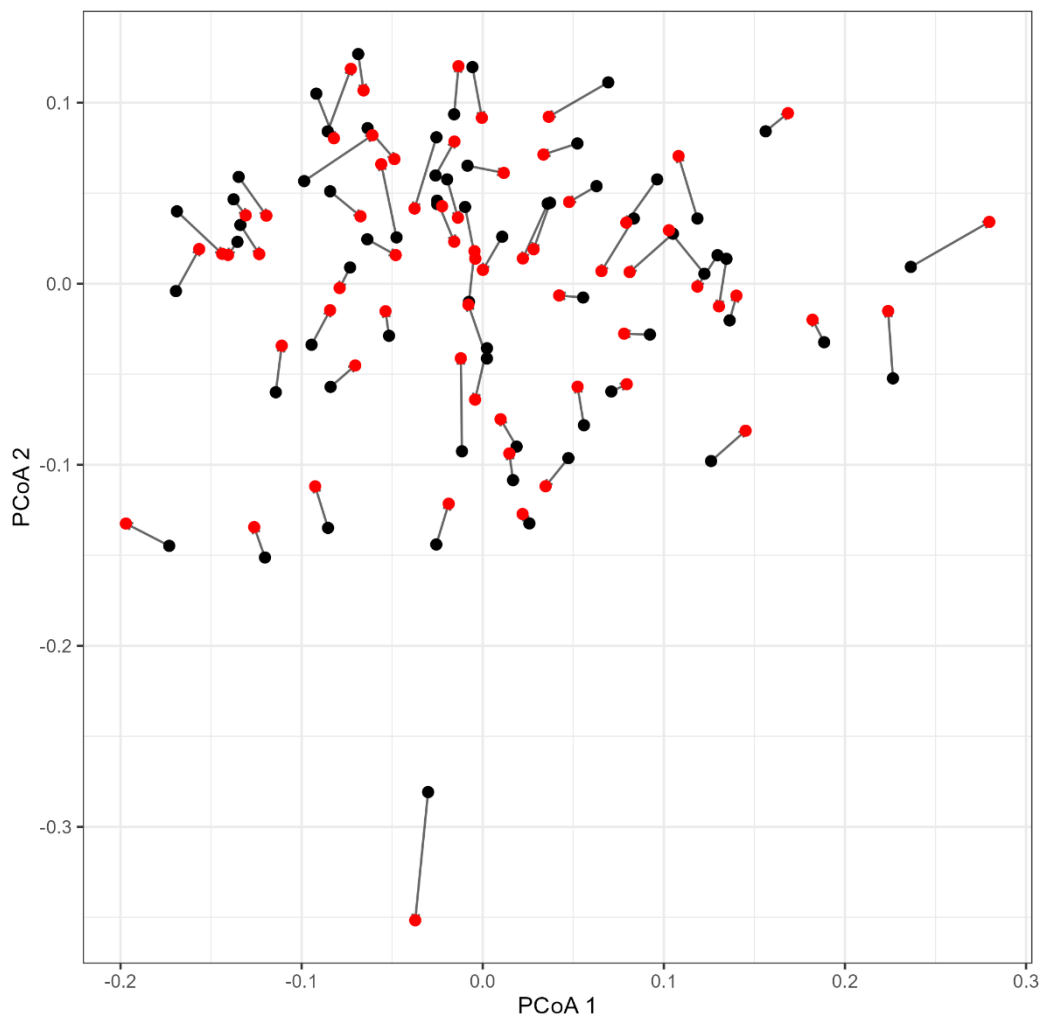
Cette annexe décrit une approche volontairement contrôlée, permettant de comparer les protocoles dans des conditions idéalisées mais écologiquement plausibles. Les résultats reflètent la **capacité relative** des méthodes à détecter des changements de composition dans le contexte simulé, et non une prédiction exhaustive de toutes les dynamiques possibles en milieu réel.

## Annexe 3 Représentation graphique des analyses de Procrustes

Cette annexe présente les résultats des analyses de Procrustes réalisées entre les modalités de lecture testées sur les quadrats de 50 × 50 cm. Elle illustre visuellement la similarité des structures floristiques obtenues à partir de la présence/absence, de la fréquence locale et du recouvrement, confirmant la convergence observée dans les analyses multivariées.

## Analyse de Procrustes (PCoA)

PA vs REC — corrélation = 0.975,  $p = 1e-04$



**Coordination** : Miriam BARKLEY & Lorrain MONLYADE

**Rédaction** : Miriam BARKLEY

**Relevés de terrain** : Miriam BARKLEY & Lorrain MONLYADE

**Cartographie** : Miriam BARKLEY

**Saisie Lobelia** : Céline GOUDARD

**Relecture** : Pierre-Marie LE HÉNAFF & Lorrain MONLYADE

**Illustrations de couverture** : Lorrain MONLYADE

**Partenaire(s) technique(s)** : Réserve du Jolan et de la Gazelle

**Partenaire(s) financier(s)** :

**Date de publication** : Décembre - 2025

**Référence bibliographique** :

BARKLEY M., 2025. - Protocole de suivi des communautés végétales. Conservatoire botanique national du Massif central / Réserve naturelle régionale des tourbières du Jolan et de la Gazelle, 66 p. + annexes.

**Résumé** :

**Les pelouses sèches de la Réserve naturelle régionale du Jolan et de la Gazelle constituent des habitats agropastoraux à forte valeur patrimoniale, dont le suivi est essentiel pour évaluer l'effet des pratiques de gestion. Ce travail vise à définir un protocole de suivi conciliant représentativité floristique, capacité de détection des changements et contraintes opérationnelles.**

**La comparaison de différentes modalités d'échantillonnage montre que la stratification selon les gradients abiotiques est peu pertinente à l'échelle de l'unité de gestion, tandis que la taille des quadrats constitue un paramètre déterminant. Les quadrats de 50 × 50 cm offrent le meilleur compromis entre sensibilité et faisabilité, et la présence/absence se révèle aussi performante que les modalités quantitatives.**

**Le protocole recommandé repose sur un tirage aléatoire simple, avec au minimum 35 quadrats de 50 × 50 cm par unité de gestion, relevés en présence/absence et, lorsque cela est possible, en placettes fixes. Ces résultats contribuent à la définition d'un cadre méthodologique opérationnel, transposable à d'autres contextes de suivi de la végétation.**

**Mots-clés** : Suivis, Communautés végétales, Unité de gestion, Protocole, Robustesse, Echantillonnage, Pelouse sèches, Puissance statistique

**Missions CBN** : CONNAISSANCE / EXPERTISE

**Partenaires techniques et / ou financiers** : Réserve du Jolan et de la Gazelle

**Code étude** : A\_RNR Jolan\_Suivi\_2025

**Critère de diffusion du rapport** : Libre

Logo Partenaire 3



SIÈGE & ANTENNE AUVERGNE  
3 rue Adrienne de Noailles  
43230 Chavaniac-Lafayette  
04 71 77 55 65

ANTENNE LIMOUSIN  
Cité administrative  
22 rue des Pénitents blancs  
87000 Limoges - 05 19 03 21 99

ANTENNE RHÔNE-ALPES  
Maison du Parc  
Moulin de Virieu - 2 rue Benaÿ  
42410 Pélussin - 04 74 59 17 93

[conservatoire.siege@cbnmc.fr](mailto:conservatoire.siege@cbnmc.fr)

Siret : 254 301 179 00027  
APE : 8412Z

POUR EN SAVOIR PLUS

[www.cbnmc.fr](http://www.cbnmc.fr)  
[www.projets.cbnmc.fr](http://www.projets.cbnmc.fr)  
[www.atlas.biodiversite-auvergne-rhone-alpes.fr](http://www.atlas.biodiversite-auvergne-rhone-alpes.fr)  
[www.obv-na.fr](http://www.obv-na.fr)