

**ANALYSE FONCTIONNELLE ET SUIVI TEMPOREL
DES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES DE LA TOITURE
VERTE EXTENSIVE DU BÂTIMENT TERRA
(GEMBOUX) ET ÉTUDE EXPÉRIMENTALE DE LA
FACILITATION DU SEDUM**

RIVIERE LUCIE

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNÉE ACADÉMIQUE 2018-2019

(CO)-PROMOTEUR(S): MAHY G.

© Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique de Gembloux Agro-Bio Tech.

Le présent document n'engage que son auteur.

**ANALYSE FONCTIONNELLE ET SUIVI TEMPOREL
DES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES DE LA TOITURE
VERTE EXTENSIVE DU BÂTIMENT TERRA
(GEMBOUX) ET ÉTUDE EXPÉRIMENTALE DE LA
FACILITATION DU SEDUM**

RIVIERE LUCIE

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNÉE ACADÉMIQUE 2018-2019

(CO)-PROMOTEUR(S): MAHY G.

Remerciements

Au terme de ce travail, je tiens à remercier mon promoteur Pr. Grégory Mahy pour l'encadrement de qualité, la disponibilité et l'enthousiasme porté vis-à-vis de mon travail.

Je remercie également Sylvain Boisson pour l'aide et les commentaires qui ont amélioré la qualité de ce travail.

Merci à l'équipe de Biodiversité et Paysage pour leur accueil et leur intérêt porté à mon travail.

Merci beaucoup à Sophie pour son aide indispensable, ses réponses à mes nombreuses questions, sa disponibilité tout au long de l'année et son partage d'expérience.

Merci à Sam et à Camille pour leur aide précieuse à la mise en place de mon expérience.

Ce travail conclut mes années d'étude. Je profite de cette occasion pour remercier toutes les personnes présentes durant ces années :

Merci à ma famille pour les encouragements et le soutien pendant ces cinq années et celles à venir.

Merci à mes amis et à Quentin d'avoir enrichi toutes ces belles années.

1 ABSTRACT

1.1 FRANÇAIS

Les conditions abiotiques imposées par une toiture verte extensive sont similaires à celles d'une pelouse sèche. Les toitures vertes peuvent donc supporter des habitats analogues à ces pelouses. Cependant, la dynamique de végétation d'une toiture verte extensive est encore peu étudiée.

Ce travail s'intègre dans ce contexte et s'articule autour de deux axes.

La première partie étudie l'évolution et la structure des communautés végétales d'une toiture verte du Centre de Recherche TERRA. Cette toiture verte extensive a été semée il y a deux ans. L'influence des facteurs de profondeur du substrat et d'ensoleillement sur le couvert, sur les indices d'Ellenberg et sur les stratégies CSR de la communauté est analysée. Les résultats indiquent que l'abondance et la richesse spécifique de la toiture ont augmenté durant les deux années. La profondeur du substrat et le temps d'ensoleillement influencent le couvert végétal et la répartition des stratégies CSR mais ce n'est pas le cas pour les indices d'Ellenberg. Il est observé que les espèces rudérales se développent mieux que les espèces tolérantes au stress sur des zones plus stressantes. Cette observation ne va pas dans le sens de l'hypothèse des habitats analogues.

La deuxième partie étudie l'effet de facilitation du sedum grâce à une expérience en pots. L'objectif de cette expérience est de savoir si l'effet facilitateur du sedum est plus marqué chez certaines espèces ou certaines stratégies C, S ou R. Les variables analysées sont la germination, la survie, le nombre de feuilles et la capacité photosynthétique. Les résultats indiquent que le sedum agit plus comme un compétiteur et que la proximité avec le sedum augmente la compétition.

Ces deux expériences apportent des connaissances supplémentaires sur la dynamique de fonctionnement des toitures végétales. L'étude de l'évolution de la toiture indique que les espèces rudérales sont à favoriser sur les zones les plus stressantes. L'analyse de l'interaction interspécifique suggère que le sedum n'agit pas comme un facilitateur à proximité dans les zones légèrement moins stressantes.

Mots clés : Toiture verte, habitat analogue, facilitation, indices d'Ellenberg, stratégies CSR

1.2 ENGLISH

The abiotic conditions imposed by an extensive green roof are similar to those of a dry lawn. Green roofs can therefore support habitats similar to these lawns. However, the vegetation dynamic of an extensive green roof is still poorly studied.

This work fits in this context and is structured around two axes.

The first part studies the evolution and the structure of plant communities on the TERRA Research Centre's green roof. This extensive green roof was sown two years ago. Three points are analysed: the influence of substrate depth and sunlight exposure on the canopy, Ellenberg's indicators and community CSR strategies. The results indicate that the abundance and specific richness of the roof increased during these two years. Substrate depth and sunlight exposure influence vegetation cover and the distribution of CSR strategies, but this is not the case for Ellenberg's indicators. It is observed that ruderal species spread more than stress tolerant species in more stressful areas. This observation is not in line with the analogous habitat hypothesis.

The second part studies the facilitation effect of sedum through a pot experimentation. The objective of this experimentation is to determine whether the sedum's facilitating effect is more pronounced with certain species or strategies C, S or R. The variables analysed are germination, survival, leaf count and photosynthetic capacity. The results indicate that the sedum acts more like a competitor and that proximity to the sedum increases competition.

These two experiments provide additional knowledge on the dynamic of the functioning of green roofs. The study of the evolution of the roof indicates that ruderal species are to be favoured in the most stressful areas. Analysis of interspecific interaction suggests that sedum does not act as a nearby facilitator in slightly less stressful areas.

Key words: Green roof, analogous habitat, facilitation, Ellenberg's indicators, CSR strategies

2 TABLE DES MATIERES

1	Abstract.....	1
1.1	Français	1
1.2	English	1
3	Introduction.....	4
4	État de l’art.....	5
4.1	Contexte général	5
4.2	Toitures vertes généralités.....	6
4.2.1	Types de toitures	6
4.2.2	Avantages des toitures vertes	7
4.2.3	Désavantages des toitures vertes	8
4.2.4	Habitat analogue	8
4.2.5	Conséquences des facteurs environnementaux d’une toiture verte sur la composition des communautés végétales.....	10
4.2.6	Evolution dans le temps	12
4.3	Effet de Facilitation	12
4.4	Utilisation du Sedum.....	14
4.5	Stratégies CSR	15
4.6	Indices d’Ellenberg	16
5	Questions de recherches	17
6	Dispositif sur la toiture extensive	18
6.1	Matériels et méthodes	18
6.1.1	Site d’étude.....	18
6.1.2	Description du dispositif	18
6.1.3	Collection de données	20
6.2	Analyses.....	22
6.2.1	Analyse des communautés végétales	22
6.2.2	Analyse des indices d’Ellenberg et des stratégies CSR en fonction des facteurs environnementaux.....	22
6.3	Résultats	23
6.3.1	Evolution de la composition floristique	23
6.3.2	Couvert végétal total en 2018 et en 2019	24
6.3.3	Structuration floristique des communautés végétales.....	24
6.3.4	Indices d’Ellenberg des communautés végétales en fonction des facteurs profondeur du substrat et ensoleillement.....	29
6.3.5	Stratégies CSR des communautés végétales en fonction des facteurs profondeur du substrat et ensoleillement.....	31
6.1	Discussion.....	32

6.1.1	Comment les communautés végétales évoluent-elles au cours du temps ? Après deux ans d'installation, comment se structurent les communautés végétales au niveau de leur composition floristique, de leur couverture végétale et de leur richesse spécifique ? ..	32
6.1.2	Comment le couvert végétal évolue-t-il entre 2018 et 2019 et comment est-il influencé par la profondeur du substrat et l'ensoleillement reçu ? ..	33
6.1.3	Comment les indices d'Ellenberg et les stratégies CSR sont-ils influencés par la profondeur du substrat et par l'ensoleillement reçu ? ..	34
6.1.4	Point méthodologique ..	35
7	Expérience en pots ..	36
7.1	Matériels et méthodes ..	36
7.1.1	Facteurs ..	36
7.1.2	Matériel ..	37
7.1.3	Données ..	39
7.2	Analyses ..	40
7.1	Résultats ..	41
7.1.1	Analyse du taux de germination ..	41
7.1.2	Analyse du nombre de feuilles ..	43
7.1.3	Analyse de la survie moyenne par pot ..	44
7.1.4	Analyse du temps moyen de germination (Mean Germination Time – MGT) ..	45
7.1.5	Analyse de l'activité photosynthétique FV/FM ..	45
7.2	Discussion ..	46
7.2.1	Le sedum facilite-t-il ou influence-t-il la germination, la survie, le nombre de feuilles et la capacité photosynthétique des neuf espèces et des trois stratégies C, S ou R et Jusqu'à quelle distance du sedum ces variables sont-elles influencées ? ..	46
7.2.2	Point méthodologique ..	47
8	Conclusion générale ..	49
9	Bibliographie ..	50
10	Annexe ..	55

La transformation de la surface terrestre, la modification de la composition atmosphérique et la perte de biodiversité qui sont causées par l'activité humaine sont autant d'éléments qui caractérisent la nouvelle ère géologique qu'est l'Anthropocène (Lewis et Maslin 2015). Parallèlement à cette perte de biodiversité et à une moins large échelle, l'urbanisation s'intensifie. Bien que les zones urbaines représentent 3% du changement direct d'affectation des terres, 50% de la population mondiale habite en ville (Seto, Sánchez-Rodríguez, et Fragkias 2010). Ces pôles urbains présentent donc de grands enjeux en termes de développement de paysages durables pour les populations humaines. Les infrastructures vertes sont une réponse à ces enjeux et concilient la protection de la biodiversité, le développement durable et le bien-être des populations.

Les toitures végétales sont un des éléments de ces infrastructures vertes. Le système de fonctionnement des toitures végétalisées est peu connu. Une connaissance pointue de la dynamique des communautés végétales d'une toiture verte est indispensable pour que celle-ci abrite un écosystème riche en biodiversité.

Selon J. T. Lundholm et Richardson (2010), les toitures vertes supporteraient des habitats analogues à certains écosystèmes naturels. Les conditions abiotiques d'une toiture verte extensive peuvent être assimilées à celles d'une pelouse sèche. Les espèces de ces milieux devraient donc pouvoir se développer sur les toitures vertes.

Dans ces écosystèmes de toitures végétales, des interactions interspécifiques apparaissent et modifient les communautés floristiques. Parmi ces interactions, étudier l'effet de facilitation permet de comprendre les dynamiques des communautés végétales des toitures vertes.

Ce travail s'inscrit dans ce contexte. L'objectif général est d'étudier les dynamiques de végétations qui surviennent dans la communauté d'une toiture végétale. Cette étude se fait à deux échelles : sur une toiture verte existante et expérimentalement. L'étude est réalisée au niveau de la communauté générale, de ces indices d'Ellenberg et de ces stratégies CSR pour la toiture verte en place. L'étude expérimentale se concentre sur l'effet facilitateur du *Sedum* sur les stratégies CSR et sur neuf espèces.

4.1 CONTEXTE GÉNÉRAL

La communauté scientifique s'accorde à dire qu'une nouvelle ère géologique est en cours : l'Anthropocène. Celle-ci est caractérisée par la transformation de la surface terrestre, la modification de la composition atmosphérique, la perte de biodiversité... qui sont causées par l'activité humaine et qui seront observables dans les couches géologiques durant des millions d'années (Lewis et Maslin 2015). Parallèlement à cette perte de biodiversité globale et à une moins large échelle, l'urbanisation s'intensifie. Ce changement d'occupation du sol menace la biodiversité à l'échelle locale.

Deux grands aspects s'intègrent donc dans le contexte des toitures végétales : la perte de biodiversité et le changement d'occupation du sol.

Le Millenium Ecosystem Assessment (Millenium Ecosystem Assessment et Convention sur la Diversité Biologique 2005) affirme que les changements et l'appauvrissement de la biodiversité causés par l'activité humaine ont été plus rapides ces cinquante dernières années que durant toutes les autres périodes de l'histoire de l'Homme. Cette perte de biodiversité est provoquée par la transformation des habitats, la présence d'espèces exotiques envahissantes, le changement climatique, la pollution... Cette biodiversité est importante pour la sécurité, la santé, la résilience, les relations sociales et la liberté d'action des êtres humains.

Parallèlement à cette perte de biodiversité, les phénomènes d'urbanisation et d'exode rural s'intensifient. Depuis 1950, la démographie urbaine s'accroît fortement pour atteindre 50% de la population mondiale en 2008 (Seto, Sánchez-Rodríguez, et Fragkias 2010). Bien que cette population urbaine soit concentrée sur une superficie équivalente à 3% de la surface globale terrestre, les effets de l'urbanisation s'étendent bien au-delà des villes. Les changements de l'environnement causés par ce développement urbain s'observent à plusieurs niveaux. Les besoins matériaux et énergétiques de l'urbanisation entraînent l'altération des sols, des systèmes hydrologiques, de la biodiversité liée à ces écosystèmes dégradés... L'augmentation de la concentration des matériaux en villes, la pollution qu'elles produisent et les déchets qu'elles rejettent, bouleversent les cycles biogéochimiques naturels ainsi que le climat aux échelles locale et mondiale (Grimm et al. 2008). Avec l'expansion de l'urbanisation, l'emprise anthropique sur les terres s'amplifie et laisse peu de place au développement de la biodiversité. Ces pôles urbains présentent donc de grands enjeux en termes de développement de paysages durables pour les populations humaines.

Ces deux phénomènes caractéristiques de l'époque actuelle sont liés et des mesures doivent être prises activement pour limiter leur expansion (Millenium Ecosystem Assessment et Convention sur la Diversité Biologique 2005). Le développement et la mise en place de systèmes d'infrastructures vertes intègrent ces mesures et font le lien entre ces deux problématiques. Au sens de la Commission Européenne (Commission Européenne 2013), une infrastructure verte est « un réseau constitué de zones naturelles et semi-naturelles et d'autres éléments environnementaux faisant l'objet d'une planification stratégique, conçu et géré aux fins de la production d'une large gamme de services écosystémiques. Il intègre des espaces verts (ou aquatiques dans le cas d'écosystèmes de ce type) et d'autres éléments physiques des zones terrestres (y compris côtières) et marines. À terre, l'infrastructure verte se retrouve en milieu rural ou urbain. ». Les infrastructures vertes donc sont une réponse aux enjeux de l'urbanisation. En effet, ces infrastructures soutiennent la biodiversité, peuvent produire de la nourriture, améliorent la qualité de l'air, le cadre de vie et le bien-être humain. Compte tenu de ces nombreux services rendus, ces zones s'intègrent dans les politiques

d'aménagement et de développement du territoire en étant créées, protégées, valorisées et restaurées. Elles sont finalement une alternative aux infrastructures grises peu durables, coûteuses à la construction et à l'entretien. Les toitures vertes sont considérées comme un élément des infrastructures vertes urbaines.

4.2 TOITURES VERTES GÉNÉRALITÉS

Le système actuel de toiture verte est originaire d'Allemagne et y a été développé au 20ème siècle (Oberndorfer et al. 2007). Il s'est ensuite étendu à d'autres pays scandinaves et européens.

La structure moderne d'une toiture végétalisée est complexe et est constituée de plusieurs couches. La figure 1 détaille ces couches. Elles évitent que de la pourriture apparaisse suite à la stagnation de l'eau et que les racines endommagent le bâtiment (Vandooren 2006).

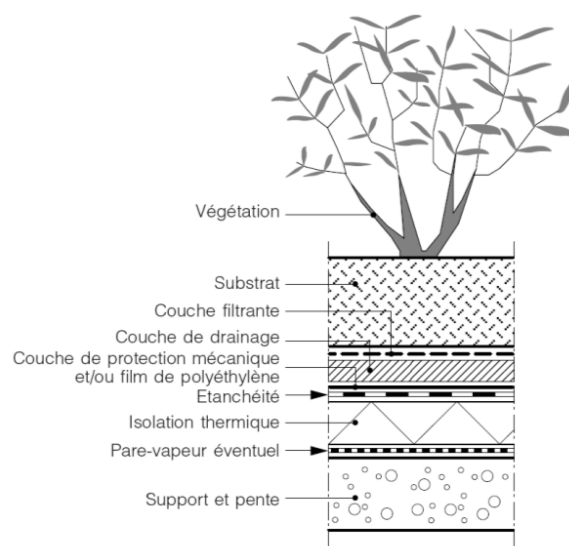


Figure 1: Schéma du système de couche d'une toiture verte (Vandooren 2006)

4.2.1 TYPES DE TOITURES

Les toitures végétalisées sont classées en deux types. Premièrement, les toitures vertes peuvent être intensives. Dans ce cas, le substrat atteint des profondeurs de plus de 20 cm. Une telle profondeur permet d'accueillir une large gamme de communautés de plantes. L'installation de ce type de toiture se limite aux bâtiments pouvant supporter une charge de 290 à 970 kg par mètre carré (Oberndorfer et al. 2007).

Le second modèle de toiture végétale est le type extensif. Cette dénomination se limite aux toitures dont la profondeur de substrat est comprise entre 2 et 20 cm. Une faible profondeur de sol impose une série de stress aux plantes. Les communautés végétales qui s'y développent sont donc plus limitées car elles doivent être tolérantes à ces stress. Bien que la couverture et la densité végétale y soient plus réduites, ce type de toiture est plus répandu car la charge se limite à 170 kg par mètre carré. Plus de bâtiments sont donc susceptibles de supporter une telle charge. (Oberndorfer et al. 2007). Par exemple, à Bruxelles, 65% des toitures vertes recensées sont extensives (Froment 2016). Dans ce présent travail, le type de toiture étudié est le modèle extensif.

Quelques ouvrages (Dunnett et al. 2008; J. T. Lundholm 2006) classent les toitures végétales intermédiaires en « semi-intensif ». Il n'y a pas de limites précises entre un modèle et un autre. Toute la gamme de profondeur de substrat est possible.

Un autre type de classification, développé par Madre (Madre et al. 2014), ordonne les toitures vertes selon leur couverture végétale. Il justifie cette deuxième classification par le fait que la première ne détaille pas suffisamment la biodiversité et la structure de la végétation de la toiture. Toutefois, ces facteurs permettent de mieux connaître la faune abritée par le toit végétal. Cette deuxième classification distingue donc les toitures vertes en fonction des strates de végétation : muscinale, herbacée, arbustive ou arborée. Avec ce type de classification les perturbations et les changements d'états de la toiture sont plus apparents.

4.2.2 AVANTAGES DES TOITURES VERTES

Les toitures comme infrastructures vertes présentent de nombreux avantages. Tout d'abord, il a été prouvé que la végétation des toitures vertes diminue le flux d'eau après un événement pluvieux (Castiglia Feitosa et Wilkinson 2016). En effet, une partie de la quantité d'eau va se stocker dans le substrat et une fraction de celle-ci sera évapotranspirée par les plantes. Aussi, les tapis d'espèces cryptogames qui composent les toitures végétales retiennent l'eau (J. T. Lundholm 2006). L'efficacité de cette diminution de débit d'eau dépend de la profondeur du substrat, du type de sol, de son taux d'humidité avant l'épisode pluvieux mais aussi de la couverture végétale. Un sol plus profond retiendra plus d'eau mais cette différence pour un sol plus superficiel peut être compensée par une couverture végétale plus dense (Castiglia Feitosa et Wilkinson 2016). Cette nuance peut être intéressante à l'échelle de la ville car plus de bâtiments peuvent supporter la charge d'une toiture extensive, plus légère qu'une toiture intensive. Le développement des systèmes de toiture végétale permet de diminuer les risques d'inondation causés par l'impérialisation des surfaces en ville (Lamond et al. 2011).

En outre, grâce à cette évapotranspiration, la végétation des toits réduit l'effet d'îlot de chaleur urbain. Cette réduction de chaleur dépend de l'évapotranspiration, donc de la végétation présente sur le toit, et de l'évaporation, donc de l'humidité du sol. Les toits froids (cool roofs) réduisent aussi l'effet d'îlot de chaleur urbain mais grâce à un mécanisme différent des toits végétaux. Sur un toit froid, l'albédo de la surface est augmenté ce qui a pour conséquence d'augmenter la réflexion du rayonnement solaire. Pour illustrer l'intérêt des toitures végétales à l'échelle d'une ville, l'îlot de chaleur de la ville de Baltimore-Washington peut être diminué de 1°C si 30% de ces toitures sont végétalisées (D. Li, Bou-Zeid, et Oppenheimer 2014).

L'évapotranspiration provoque aussi une diminution de la concentration en CO₂ (J. Li et al. 2010). Ajouté à cette diminution de concentration en CO₂ de l'air, les plantes ont la capacité de filtrer les particules et polluants de l'air. Les particules captées par les plantes ruissellent grâce à la pluie dans le sol tandis que les polluants sont stockés dans les tissus végétaux. Une étude (Yang, Yu, et Gong 2008) atteste que les quelque 20 ha de toits verts de Chicago permettent une diminution de 1675 kg de polluants dans l'air. Les toits végétaux peuvent réduire les particules présentes dans l'air de 0,2 kg de particules par mètre carré de toit par an (Peck et Kuhn 2001). Bien que l'effet de la toiture végétale sur la pollution de l'air dépende de sa position, de l'âge des plants et des flux d'air, la végétation de la toiture peut faire diminuer la concentration en CO₂ de 2% aux alentours (J. Li et al. 2010).

L'évapotranspiration des plantes a de nombreux avantages mais la simple présence de la végétation apporte une protection au bâtiment. La couverture végétale permet d'augmenter la durée de vie du bâtiment car elle bloque les rayons ultraviolets qui détruisent

les matériaux et réduit les extrêmes de température (Callaghan et al. 1999). De plus, la végétalisation d'une toiture améliore l'isolation thermique et sonore (Moody et Sailor 2013). Pour illustrer, une toiture verte peut réduire la température intérieure de 3 à 4°C quand la température extérieure avoisine les 25 à 30°C (Callaghan et al. 1999). La consommation énergétique de l'immeuble, en air conditionné dans ce cas, est donc réduite (Evans et Associates 2008). L'effet de la toiture verte sur la diminution de la consommation d'énergie est plus marqué en été qu'en hiver car l'isolation est plus accrue lorsque de l'air est contenu dans le sol que si celui-ci est saturé en eau, ce qui est le cas en hiver (Getter et Rowe 2006).

Végétaliser les toitures a également l'avantage de ne pas augmenter la pression sur l'utilisation de l'espace ni d'importuner le développement urbain et la construction (Madre et al. 2014).

Finalement, les toitures vertes offrent un support à la biodiversité urbaine (Braaker et al. 2014). En effet, elles fournissent des habitats et un cadre écologique à diverses espèces. Certaines études (Kowarik 2011; Madre et al. 2014; Kadas 2006) démontrent que ces infrastructures peuvent abriter des espèces avec un statut de protection et conserver des espèces en danger. Les communautés d'une toiture végétale sont formées par des espèces adaptées à ce type de milieu (espèces xérophiles), par des espèces généralistes opportunistes et aussi par des espèces protégées (Madre et al. 2014). La densité de végétation, le couvert et la composition en espèces présentes varient en fonction du type de toitures vertes. Bien souvent, les toitures vertes extensives ne demandent ni entretien ni gestion ou sont parfois simplement inaccessibles. Ces zones de biodiversité ne sont donc pas perturbées directement par les activités humaines (Getter et Rowe 2006).

Les toitures végétales peuvent s'inscrire dans le réseau écologique urbain (De Lotto, Esopi, et Sturla 2017). Un réseau écologique est composé de zones centrales où un fort intérêt du point de vue de la biodiversité est développé. Des zones de liaisons connectent ces zones centrales afin de fournir une aide à la dispersion de la faune et de la flore. Les toitures vertes peuvent s'intégrer dans cette matrice paysagère en tant que zone de liaison ou de zones de développement. Dans ce cas, la connexion est de type « stepping stones » ou « pas japonais ».

4.2.3 DÉSAVANTAGES DES TOITURES VERTES

Certains désavantages à l'installation des toitures végétales existent. Tout d'abord, la structure du bâtiment doit être capable de supporter cette charge. Cette contrainte de charge imposée par la structure de la toiture verte restreint fortement le nombre de bâtiments pouvant supporter ce type de toiture (Drozd 2019).

Ensuite, le coût d'installation est plus élevé par rapport à une toiture classique. Le coût peut être 10 à 14% plus élevé (Carter et Keeler 2008). Ce coût assez élevé provient des matériaux, des coûts d'installation, des équipements... Il y a plus de couches différentes que sur une toiture classique ce qui justifie cette différence de prix (Drozd 2019). De plus, le bénéfice attendu face à cet investissement n'apparaît que sur le long terme. Il faut attendre en moyenne une vingtaine d'années (Evans et Associates 2008). En effet, au-delà de cette période, une toiture classique devra subir des réparations ou être remplacée tandis qu'une toiture végétale sera toujours fonctionnelle.

4.2.4 HABITAT ANALOGUE

Seule la part de biodiversité supportant des milieux stressants et se développant sur des sols superficiels peut prospérer sur une toiture verte extensive. Cette part de biodiversité évolue spontanément dans des habitats naturels : pelouses sèches calcicoles, milieux

xériques, stade précoce de succession, éboulis... Les toitures vertes sont caractérisées comme des habitats analogues de ces milieux (J. T. Lundholm 2006). J. T. Lundholm et Richardson (2010) définissent un habitat analogue comme un écosystème fabriqué par l'homme qui est capable de soutenir une biodiversité indigène car sa structure et/ou sa fonction ressemble à l'habitat naturel. Cette définition se base sur le concept d'« habitat template » développé aussi par J. Lundholm. Ce concept découle de l'observation que l'homme développe des infrastructures avec des conditions abiotiques présentes dans l'environnement naturel (J. T. Lundholm 2006). L'« habitat template » se réfère par conséquent à « une description quantitative des paramètres physiques et chimiques qui définissent un habitat particulier et le séparent des autres habitats » (Southwood 1977).

Les conditions imposées par la toiture végétale limitent l'analogie à certains types d'habitats. Le facteur déterminant de la composition et la richesse spécifique des toitures vertes extensives sont le substrat superficiel. Ce substrat superficiel impose un stress hydrique aux plantes. En effet, afin de réduire la charge portée par le bâtiment, le substrat est très poreux. De cette manière, il reste léger même lorsqu'il est saturé en eau. Cependant, cette grande porosité ne permet pas au substrat d'avoir une grande capacité de rétention de l'eau. Les plantes sont donc régulièrement soumises à un stress hydrique. En outre, la faible profondeur de substrat laisse peu de place au développement racinaire, apportant un stress supplémentaire au développement végétal.

Du fait de la faible profondeur de substrat, les variations de températures sont plus extrêmes (Oberndorfer et al. 2007). La végétation des toitures vertes est donc maintenue continuellement aux premiers stades de la succession. Comme les toits verts, les successions primaires se développent sur un sol pauvre en matières organiques et en intrants (Dunnnett et al. 2008). De plus, le substrat peu profond des toitures extensives impose un stress semblable à celui des premiers stades de la succession et, concernant les toitures intensives avec un sol plus profond, la gestion par suppression sélective des ligneux maintient ce stade précoce (J. T. Lundholm 2006). Par conséquent, ces conditions limitent les communautés végétales aux espèces xéro(-més)ophiles ou généralistes (Madre et al. 2014).

Un environnement construit par l'Homme peut donc ressembler à un habitat naturel et supporter la biodiversité qui lui est liée. Cependant, la richesse et la composition spécifique d'une toiture verte sont différentes de celle de son habitat analogue naturel (J. T. Lundholm et Richardson 2010). Cette différence ne vient pas du manque de proximité d'habitat de référence car, bien souvent, la source d'espèces colonisatrices de l'habitat analogue tolérant ces conditions environnementales existe dans un écosystème naturel régional (Taylor, Aarssen, et Loehle 1990).

La différence de composition spécifique s'explique plutôt par la limite des capacités de dispersion des espèces. Le mécanisme de dispersion détermine la présence des espèces. L'espèce sera présente dans l'habitat analogue seulement si les limites de dispersion sont surmontées. Cela peut se faire par l'ajout artificiel de propagules dans l'habitat analogue (J. T. Lundholm 2006).

Un autre facteur agit sur la composition spécifique : l'hétérogénéité des micro-habitats. La différence observée de composition en espèces entre un milieu naturel et son analogue artificiel peut aussi être due à un manque d'hétérogénéité des micro-habitats de l'environnement artificiel (J. T. Lundholm 2006). Varier les micro-habitats d'un environnement permet d'accueillir un plus grand pool d'espèces ainsi que des espèces avec une niche écologique restreinte. Sur une toiture végétale, la création de micro-habitats différents peut se faire grâce à des substrats variés, des profondeurs inégales, des variations de conditions micro-environnementales. Ces changements de conditions micro-

environnementales peuvent par exemple être la conséquence d'un effet de facilitation par une plante nurse. Le concept de facilitation est développé ci-dessous.

Des changements entre la composition spécifique d'un environnement naturel et l'analogie urbain peuvent également être causés par la présence d'espèces généralistes. Ces espèces ont un comportement plastique et sont donc capables de supporter les conditions stressantes d'une toiture verte (J. T. Lundholm 2006). Par exemple, dans son TFE, J. Reniers (Reniers 2018) a observé cinq espèces qui se sont développées sur la toiture du centre de recherche TERRA de Gembloux-AgroBio tech sans y avoir été plantées : *Centaurea cyanus* Hill., *Chenopodium album* L., *Epilobium tetragonum* L., *Trifolium pratense* L. et *Portulaca oleracea* L. Certaines de ces espèces viennent sûrement de la proximité d'une autre parcelle de la toiture qui a été semée avec un autre mélange floristique.

Certaines espèces généralistes colonisent les toitures vertes et peuvent y devenir dominantes (Brown et Lundholm 2015). Bien que des espèces colonisent spontanément les toitures végétalisées, les différents habitats présents aux alentours ne semblent pas être déterminants dans la diversité de la communauté végétale du toit (Madre et al. 2014). Il est estimé que la distance maximale de dispersion des espèces colonisatrices est de deux kilomètres autour des toitures vertes (Madre et al. 2014). De plus, des variations de compositions floristiques entre la toiture verte et les milieux au sol peuvent venir du manque de vecteurs de dispersion sur la toiture (espèces animales, pollinisateurs, différence de vitesse de vent...), notamment causé par la hauteur du bâtiment.

L'habitat de référence utilisé comme analogue de la toiture verte étudiée dans ce travail est la pelouse sèche. Cet écosystème a été sélectionné car la flore de ces pelouses est adaptée aux conditions abiotiques stressantes qui sont semblables à celles de la toiture : faible profondeur de substrat, habitat xérique, substrat pauvre en nutriments... La biodiversité d'une toiture verte extensive pourrait donc être similaire à celle des pelouses sèches. Ce type de pelouse est retrouvé en Belgique. Développer les espèces de ce milieu sur les toitures vertes apporte un soutien à cet écosystème qui est en état de conservation défavorable (Dufrêne et Delescaille 2007). Peu d'études ont été faites pour tester cette analogie. Deux TFE ont été réalisés sur ce sujet (Reniers 2018; Boland 2017). Les conclusions de ces travaux détaillent que les conditions abiotiques entre les toitures vertes extensives et les pelouses sèches sont en effet assimilables mais que les communautés végétales qui s'y développent ne sont pas similaires. L'abondance des espèces, la richesse et la composition spécifique ne sont pas équivalentes entre les deux milieux. Les communautés végétales de la toiture dépendent de la profondeur de substrat et de l'ensoleillement reçu. D'autres facteurs qui n'ont pas été étudiés pourraient expliquer les différences de communauté entre les toitures extensives et les pelouses sèches.

4.2.5 CONSÉQUENCES DES FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX D'UNE TOITURE VERTE SUR LA COMPOSITION DES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES

Les conditions environnementales imposées par le toit affectent la composition des communautés floristiques. Le facteur de la toiture le plus important est la profondeur du substrat (Brown et Lundholm 2015). Il a été observé (Brown et Lundholm 2015) qu'un substrat plus profond maintient une plus grande couverture végétale ainsi qu'une plus grande diversité spécifique avec moins d'espèces succulentes. La richesse spécifique est donc plus faible sur une faible couverture de substrat. Pendant les premières années après la mise en place de la toiture végétalisée, la diversité floristique s'amointrit généralement. Cette diminution d'espèces est plus rapide dans un substrat plus superficiel (Rowe, Getter, et Durhman 2012). De plus, plus le substrat est profond, plus les espèces compétitives sont présentes (Dunnnett et al. 2008). Ces variations biotiques (compositions végétales, abondance d'espèces, couverture végétale et forme de vie) dues à des différences de profondeur de

substrat s'expliquent par la modification des conditions micro-environnementales imposées aux plantes (Brown et Lundholm 2015). L'augmentation de la profondeur du substrat permet une plus grande disponibilité en ressources ainsi qu'une plus grande réserve en eau. Les stress limitant la croissance des plantes sont réduits avec cette augmentation d'humidité (Thuring, Berghage, et Beattie 2010) et de nutriments (Lu et al. 2014) dans le sol. Les conditions extrêmes provoquées par la sécheresse et les carences nutritives réduisent le développement racinaire et la croissance des plants de la toiture extensive (Lu et al. 2014). La faible teneur en éléments minéraux due à la superficialité du sol maintient la richesse spécifique à un faible niveau (Piqueray et Mahy 2010). Parmi toutes ces variations micro-environnementales, la sécheresse est finalement le stress qui influence le plus la composition de la communauté végétale (Brown et Lundholm 2015).

Les conditions micro-environnementales d'une toiture verte qui modifient la composition végétale peuvent être influencées par d'autres facteurs. L'exposition et l'ensoleillement ont une incidence importante (Brown et Lundholm 2015). Une zone ombragée et protégée du vent par des bâtiments aux alentours accueillera une plus grande diversité floristique (M. R. Piana et Carlisle 2014). L'environnement imposé par une toiture verte est stressant pour la végétation. Si une zone est à l'ombre ou protégée du vent, le stress hydrique y sera réduit, rendant les conditions micro-environnementales plus favorables. La vitesse du vent et la disponibilité en eau sont des paramètres influençant le développement des végétaux des toitures (Lu et al. 2014).

Les caractéristiques du bâtiment sont aussi des critères qui modifient les conditions de la toiture et donc les formes de vie de la végétation (Brown et Lundholm 2015). La hauteur du bâtiment et donc la vitesse du vent (Walker 2011), ses caractéristiques d'utilisation (présence de chauffage en hiver ou de climatisation en été) (J. T. Lundholm, Weddle, et MacIvor 2014) ainsi que l'âge de la toiture (Madre et al. 2014) sont autant de paramètres qui influent la disponibilité de l'eau et des ressources et donc le régime de stress et de perturbations (Brown et Lundholm 2015).

Ces modifications micro-environnementales agissant sur les stress imposés à la communauté végétale filtrent les caractéristiques de la flore de la toiture (Madre et al. 2014).

Les toits végétalisés procurent différents services écosystémiques : régulation des flux d'eau, régulation thermique, augmentation de la séquestration du carbone et des éléments polluants, amélioration du cadre de vie... (J. Lundholm et al. 2010) Ces différents avantages rendus par la toiture verte sont influencés par le type de flore, la densité de végétation, son stade de développement... Si une majorité de niches écologiques sont occupées par la végétation, ces services écosystémiques sont améliorés (J. Lundholm et al. 2010). La diversité de strates de végétation et de conditions biotiques enrichit les services de la toiture.

Il est donc intéressant de maximiser le nombre de niches écologies occupées et les formes de végétation d'une toiture verte. Pour ce faire, une hétérogénéité de l'environnement et des conditions abiotiques est essentielle. Il est préconisé de diversifier le type de substrat en alternant le sol nu avec du sable, des roches, du bois mort, des graviers avec des variations de profondeur. A cette hétérogénéité de substrat, laisser des zones de sol nu permet à des plantes colonisatrices de s'installer. De cette manière, de nombreuses niches écologiques différentes sont mises à disposition pour les espèces végétales (Madre et al. 2014). Les avantages d'une toiture végétalisée sont, par conséquent, déterminés par la manière dont celle-ci est construite (Olly et al. 2011).

La composition végétale de la toiture verte évolue dans le temps (Brown et Lundholm 2015). Une diminution des espèces natives a tendance à être observée dans le temps (Brown et Lundholm 2015). Le stade à partir duquel le développement des plantules est indépendant de la réserve de semences de départ correspond à la période où la communauté végétale n'a plus pour origine les graines semées (Ryser 1993). Des différences entre les communautés semées et celles observées après leur installation peuvent donc exister. L'installation étant variable dans le temps en fonction des espèces, ces variations entre les communautés évoluent pendant les premières années suivant la mise en place de la toiture. Après quelques années, le système sera stabilisé (Madre et al. 2014).

En plus d'être influencée par la période d'installation des semis, la structure de la communauté diffère en fonction de la composition et de la densité du semis. En effet, ces deux facteurs modifient la lumière reçue par les espèces plus petites. Un changement dans la composition ou dans la densité du semis s'exprime par un changement dans les successions écologiques suivantes (Brown et Lundholm 2015). D'autres facteurs de changement de la structure de la communauté végétale peuvent être identifiés. Les variations d'humidité d'une année à l'autre modifient la couverture végétale. Lors d'une période plus humide, le couvert végétal augmente et il diminue lors d'une période de sécheresse (Brown et Lundholm 2015).

Ces facteurs influençant les communautés végétales de la toiture et leur structure doivent être pris en considération lors de sa mise en place. En effet, dans un contexte de changement global, les toitures vertes doivent soutenir des écosystèmes qui soient résistants et autonomes. Leur entretien doit être limité. Les espèces doivent donc pouvoir résister à une sécheresse plus intense que le climat actuel tout en étant persistantes dans le temps. L'entretien doit se restreindre à un nouvel ensemencement en cas de forte perte de diversité de la communauté végétale ou à une irrigation limitée aux périodes de sécheresse sévère. Ce type de maintenance doit être de dernier recours pour que les toitures vertes restent dans une logique de développement durable. Toute utilisation de désherbant chimique est exclue et seules les espèces exotiques envahissantes sont désherbées manuellement (Madre et al. 2014).

4.3 EFFET DE FACILITATION

Dans les écosystèmes végétaux des toitures, et comme dans tous les autres écosystèmes, des interactions interspécifiques apparaissent et modifient les communautés floristiques. Ces interactions doivent être prises en considération lors de la construction de communautés végétales dans des environnements particuliers tels que les toitures vertes. Parmi ces interactions interspécifiques, étudier l'effet de facilitation permet de comprendre les dynamiques des communautés végétales des toitures vertes.

La facilitation se définit comme une interaction positive entre espèces dont au minimum une espèce de l'interaction tire un bénéfice. Cette interaction peut être facultative ou obligatoire. Ce type d'interaction facilitatrice se déroule lorsqu'une espèce modifie le microclimat ou les conditions de son voisinage. Cette modification est positive pour l'entourage d'une plante, appelée « plante nurse ». La plante nurse, de par sa présence, protège ses voisins des stress limitants de l'environnement. Ces effets sont marqués plus intensément dans des environnements stressants (Bertness et Callaway 1994). Les interactions positives de facilitation sont plus fréquentes lorsque les communautés végétales sont soumises à un stress physique élevé ou à une forte pression de consommateurs herbivores. L'augmentation de ces stress induit une augmentation de l'effet de facilitation par la plante nurse sur ses voisins (Figure 2) (Bertness et Callaway 1994).

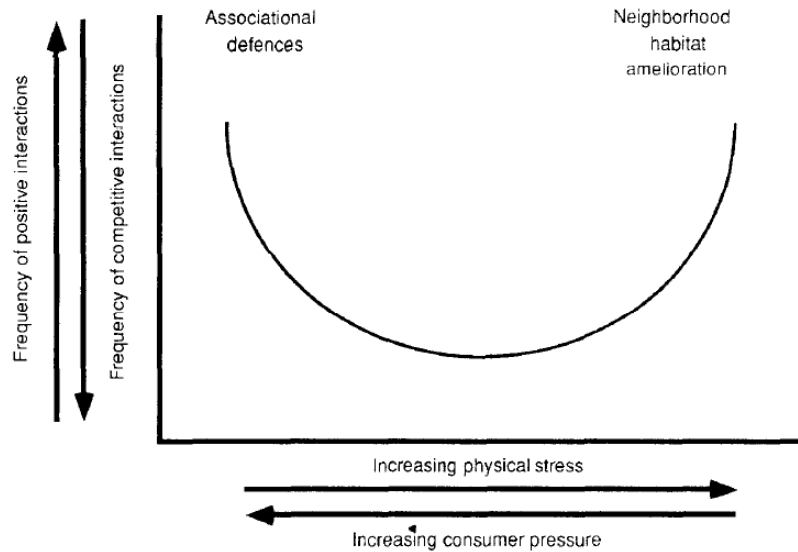


Figure 2: Modèle conceptuel de l'occurrence d'interactions positives dans les communautés naturelles. Les interactions positives devraient être rares dans des conditions physiques peu contraignantes et avec une faible pression des consommateurs. L'amélioration par les voisins du stress physique et des défenses d'association, cependant, est supposée mener de façon prévisible à des interactions positives dans des conditions physiques difficiles et sous une pression intense de la part des consommateurs. (Bertness et Callaway 1994)

Cet effet est plus marqué lorsque l'environnement est plus sec et moins productif (Hiller 1990). Comme développé ci-dessus, les toitures végétales extensives créent un environnement stressant pour la flore. Les plantes nurses réduisent l'effet de la sécheresse sur les plantes voisines grâce à leur couvert. Dans un milieu xérique stressant, la sécheresse est la principale cause de mortalité des plantules (Ryser 1993). La plante nurse réduit l'évaporation du sol sous sa canopée, il y fait donc plus frais. Cependant, une compétition entre les racines pour l'eau peut advenir si leur structure est semblable (Butler et Orians 2009). Des effets de facilitation grâce à la présence d'une plante nurse peuvent donc apparaître sur des plantules voisines qui deviendront des compétitrices au stade adulte. L'interaction positive entre plantes peut donc devenir compétitive avec la croissance des individus, l'augmentation de leur densité ou un changement de conditions environnementales (perte de stress par exemple) (Holmgren, Scheffer, et Huston 1997).

Grâce à la protection d'une plante nurse d'un environnement stressant, les effets de facilitation se marquent par une répartition spatiale de plants voisins regroupés autour de cette plante nurse. La plante nurse améliore l'habitat des espèces voisines ce qui a pour conséquence la modification de leur succès de recrutement et donc leur distribution spatiale (Bertness et Callaway 1994). Ces interactions entre plantes modifient la survie, donc la taille et l'abondance de la population (McCallum et al. 2018), et l'espacement des individus (Perry et al. 2009) donc leur densité (McCallum et al. 2018). Le degré de ségrégation ou d'agrégation d'une communauté végétale permet de déterminer la présence d'interactions plantes-plantes, que ce soit de la facilitation ou de la compétition (McCallum et al. 2018). Les effets de la facilitation entre herbacés ne sont présents qu'à l'échelle du centimètre (Yurkonis et McKenna 2014).

Il est important de tenir compte de ces effets de facilitation lors des processus d'ingénierie écologique tels que la construction de nouveaux écosystèmes de toitures vertes. En effet, la présence d'espèces facilitatrices et la configuration des individus entre eux affectent la composition des espèces semées (Yurkonis et McKenna 2014). Les individus semés ont une survie et une croissance plus favorables lorsqu'un voisin facilitateur est présent (Callaway et Walker 1997). Lors de l'installation d'une toiture végétale, l'interaction de facilitation entre individus améliore sa richesse spécifique. Les stress imposés par le milieu xérique de la toiture sur la végétation peuvent engendrer des effets facilitateurs par

des espèces nurses qui réduisent la température du substrat et les pertes d'eau (Heim et Lundholm 2014b). Le sedum (Butler et Oriens 2011) et les espèces avec la même forme de croissance (Heim et Lundholm 2014b) pourraient partager ce rôle de rétention d'eau et de baisse de température du substrat. Grâce à la création par les sedums de ces microclimats moins stressants, une plus grande richesse floristique et une plus grande abondance d'individus pourraient être observées (del Moral et Jones 2002). Ces microsites moins stressants favoriseraient la germination et l'établissement des graines dans la communauté (Ryser 1993).

Le concept de facilitation est assez récent. Peu d'études ont été réalisées sur le sujet. Le fonctionnement de la facilitation est donc encore assez peu connu. Les avantages de cette interaction sur les communautés végétales étaient rarement utilisés en 1994 (Bertness et Callaway 1994). Plus récemment, les effets de facilitation ont été considérés essentiels au développement et au fonctionnement des écosystèmes (Brooker et al. 2008).

4.4 UTILISATION DU SEDUM

Les sedums sont couramment utilisés sur des systèmes de toitures vertes. De plus, ils ont un potentiel effet nurse sur leur environnement. Il y a donc un certain intérêt à étudier ce groupe d'espèces et l'effet qu'il a sur leur environnement.

Les sedums sont un groupe de végétaux succulents communs aux toitures vertes extensives. Les espèces de sedum ne sont principalement présentes que sur les toitures extensives où la profondeur de sol est inférieure à 10 cm. Sur des substrats plus profonds, l'ombre des autres végétaux est telle que le sedum ne se développe pas (Heim et Lundholm 2014a). Les sedums supportent les conditions extrêmes des toits verts et leur substrat superficiel. Ces espèces sont tolérantes aux stress car ils ont la capacité d'adapter le type de photosynthèse en fonction de la sécheresse du milieu. Ils passent de la photosynthèse C₃ à la photosynthèse CAM lorsqu'ils sont soumis à un stress hydrique (Butler et Oriens 2009).

Comme mentionné précédemment, grâce à leurs résistances aux stress et à leur rôle potentiel de plante nurse, les sedums sont un genre intéressant sur une toiture végétale extensive. Plusieurs études démontrent les intérêts des sedums sur le reste de la communauté végétale. Tout d'abord, grâce à l'ombre créée au sol (Bertness et Callaway 1994), ces espèces réduisent le pic de température jusqu'à 7°C lors d'événement caniculaire (Butler et Oriens 2011). En réduisant ce stress, les sedums faciliteraient la survie et la croissance des plantules aux alentours. Ils amélioreraient la performance de plantes qui supportent moins bien les stress ou des annuelles (Butler et Oriens 2011). La richesse spécifique générale peut alors être augmentée ainsi que le recouvrement général de la végétation (Butler et Oriens 2009).

Cependant, ces effets facilitateurs ne sont observés qu'en cas de sécheresse. Lorsque le stress hydrique est réduit, des interactions concurrentielles entre le sedum et ces voisins apparaissent (Butler et Oriens 2009). La concurrence se fait au niveau de la lumière, des nutriments et de l'eau (Vasl et al. 2017). Le système racinaire très superficiel du sedum n'est pas une source de compétition souterraine. À l'inverse, la présence d'autres espèces n'influence pas le développement des sedums (Butler et Oriens 2009).

Il est donc essentiel d'avoir une végétation stress-tolérante sur une toiture verte extensive car elle peut augmenter la longévité des communautés végétales (Lu et al. 2014) et développer la biodiversité urbaine en améliorant les habitats (Kadas 2006).

Les interactions interspécifiques modifient les communautés végétales. D'autres facteurs tels que les conditions abiotiques interviennent dans la composition de ces communautés. L'approche fonctionnelle (étude des traits ou des formes de vie) permet notamment de comprendre ces relations entre les conditions du milieu et le succès de la communauté végétale. Les espèces supportent différemment les conditions du milieu. Chaque espèce est caractérisée par sa stratégie C, S ou R qui est une forme de réponse aux conditions environnementales. L'intérêt de l'étude de ces stratégies est de pouvoir généraliser les résultats observés sur une liste restreinte d'espèces à une plus large gamme.

Les stratégies CSR se basent sur la théorie des stratégies développée par Grime (Grime 1974). Il suggère que les réactions des plantes face à un facteur environnemental peuvent être classées selon trois stratégies, trois types fonctionnels. Ces stratégies peuvent être de l'ordre de la compétition (C), de la résistance au stress (S) ou de la résistance à la perturbation (D). Cette dernière stratégie concerne les espèces rudérales (R). Cette classification CSR améliore le modèle r/K qui ne différencie que les stratégies extrêmes. Grâce à sa plus grande précision, cette classification CSR améliore l'étude des effets du climat ou de l'exploitation des terres sur la flore (Hodgson et al. 1999). En effet, la théorie de Grime apporte plus de connaissances sur la résistance d'un écosystème (Lepš, Osbornová-Kosinová, et Rejmánek 1982) et sur le devenir des espèces (Thompson 1994).

À la base de la théorie de Grime, ces trois formes de stratégies découlent de deux facteurs de l'environnement conditionnant les performances des végétaux : l'intensité du stress et l'intensité de la perturbation. Premièrement, le stress englobe les facteurs qui limitent la croissance et la production des plantes : manque de lumière, d'eau, de nutriments minéraux ou température élevée (Hodgson et al. 1999). Deuxièmement, les perturbations concernent toutes les destructions de la biomasse. Elles peuvent être causées par l'herbivorie, le piétinement, le labour, la fauche ou par des événements climatiques extrêmes (gel, vent, sécheresse, incendies ou érosion du sol) (Hodgson et al. 1999). La combinaison de l'intensité de ces deux facteurs environnementaux détermine la stratégie observée. Le tableau 1 présente ces différentes stratégies en fonction de l'amplitude des facteurs environnementaux. En cas de faible perturbation et de faible stress, la stratégie développée par les plantes sera la compétition. Si, pour une faible perturbation, l'intensité du stress augmente, la végétation présente sera de type stress-tolérante. À l'inverse, pour un faible stress et un fort degré de perturbation, les plantes rudérales seront dominantes. Finalement, si le stress et les perturbations sont trop importants, l'environnement n'est pas viable (Hodgson et al. 1999).

Tableau 1: Stratégie CSR selon les facteurs environnementaux (Grime 2001)

		Intensité du stress	
		Faible	Elevé
Intensité de la perturbation	Faible	Stratégie de compétition (C)	Stratégie de stress-tolérance (S)
	Elevé	Stratégie rudérale (R)	Stratégie non viable

Ces trois stratégies se distinguent par le type d'investissement des ressources développé par la plante. Les espèces compétitrices allouent leurs ressources dans la croissance continue de leurs tissus afin d'atteindre une taille suffisamment importante rapidement pour ne pas se faire dépasser par les autres individus et pouvoir continuer à accéder aux ressources. Les espèces tolérantes au stress, quant à elles, distribuent leurs ressources dans des organes de stock ou dans la réparation de leurs tissus. Leurs organes sont souvent persistants et de petites tailles ou croissent lentement durant leur longue vie. Finalement, les espèces rudérales octroient une large partie de leurs ressources dans la formation de propagules pour régénérer rapidement la population. Les perturbations et

destructions étant récurrentes, il est important que la population puisse se renouveler rapidement (Hodgson et al. 1999). Afin de savoir à quel type de stratégie une plante appartient, une série de traits fonctionnels peuvent être étudiés : masse des graines, mode de dispersion, SLA, durée de vie, taux de croissance... (Weiher et al. 1999; Pierce et al. 2017)

Grime (Grime 2001) présente sa théorie des stratégies sous forme d'un diagramme triangulaire (Figure 3). Les trois axes IC, ID et IS représentent les trois facteurs respectivement la compétition, la perturbation et le stress. Aux extrémités sont donc présentes les trois stratégies CSR. Les types intermédiaires de stratégies existent également pour chaque combinaison de facteurs. Toutes les espèces ont donc une place dans le graphique et un système de coordonnées suivant l'importance de leur stratégie compétitive, tolérante au stress ou de rudéralité (Hodgson et al. 1999).

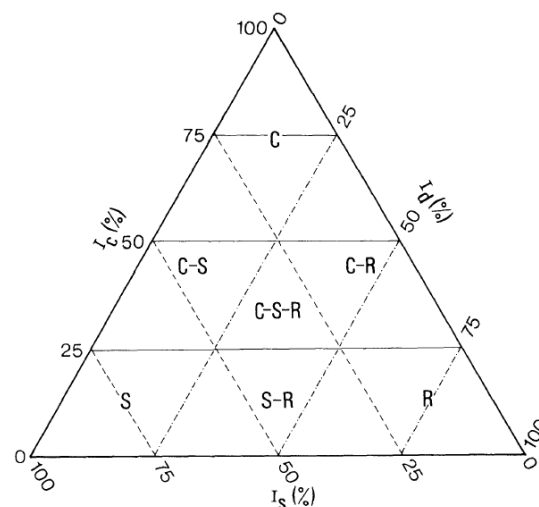


Figure 3: Diagramme triangulaire des stratégies CSR selon l'intensité de la compétition (Ic), de la perturbation (Id) et du stress (Is) (Grime 2001)

4.6 INDICES D'ELLENBERG

Une autre caractéristique de chaque espèce est leur tolérance aux paramètres environnementaux. Les indices d'Ellenberg classent les espèces selon leur tolérance vis-à-vis de sept paramètres : lumière, température, continentalité, acidité, azote (statut trophique du sol), humidité et salinité (« Understanding Ellenberg's Indicator Values » s. d.) . Chaque espèce se voit attribuer une valeur unitaire pour chacun de ces paramètres. Cette valeur va de 1 à 9 pour tous les indices sauf pour l'indice d'humidité (Ellenberg et al. 1991). L'indice de lumière indique le caractère héliophile ou non d'une espèce (1 : hypersciaphile – 9 : hyperhéliophile). L'indice de température augmente avec la résistance aux températures (1 : espèce alpine – 9 : espèce thermoméditerranéenne à subdésertique). L'indice de continentalité est proportionnel à la continentalité de l'espèce (1 : espèce marine – 9 : espèce hypercontinentale). L'indice d'acidité dépend de la tolérance de l'espèce face à la valeur du pH du sol (1 : espèce hyperacidophile – 9 : hyperbasophile). L'indice d'azote ou le statut trophique du sol dépend du besoin en nitrate et en ammoniac de l'espèce (1 : espèce hyperoligotrophile – 9 : espèce polytrophile). L'indice d'humidité est proportionnel au besoin en eau de l'espèce (1 : espèce hyperxérophyle – 12 : espèce aquatique profonde). Finalement, l'indice de salinité indique la tolérance de l'espèce face à l'augmentation de la concentration en chlorures (0 : ne supportant pas le sel, 1 : espèce hyperoligohaline [concentration en Cl- de 0 à 0,1%] – 9 : espèce hyperhaline [concentration en Cl- >2,3%]).

Les caractéristiques principales du milieu d'une toiture verte extensive sont la sécheresse et le fort ensoleillement reçu. Les indices d'Ellenberg les plus pertinents à prendre en compte dans ce travail sont donc les indices de lumière et d'humidité.

5 QUESTIONS DE RECHERCHES

Ce travail s'articule autour de deux axes :

La première partie se concentre sur la toiture verte extensive du Centre de Recherche TERRA mise en place il y a deux ans. L'objectif est de comprendre l'évolution et la structure des communautés végétales de la toiture. Plusieurs questions sont posées pour répondre à cet objectif :

- Comment les communautés végétales évoluent-elles au cours du temps ? Après deux ans d'installation, comment se structurent les communautés végétales au niveau de leur composition floristique, de leur couverture végétale et de leur richesse spécifique ?

- Comment le couvert végétal évolue-t-il entre 2018 et 2019 et comment est-il influencé par les conditions abiotiques du milieu (profondeur du substrat et ensoleillement reçu) ?

- Comment les indices d'Ellenberg et les stratégies CSR sont-ils influencés par les conditions abiotiques du milieu (profondeur du substrat et ensoleillement reçu) ?

Ensuite, le concept de facilitation est étudié. Pour ce faire, une analyse de cette interaction plante-plante avec une expérience en pots sous environnement contrôlé est réalisée. Cette expérience reprend les mêmes conditions qu'une toiture verte extensive (profondeur, substrat, sécheresse...). Les espèces sélectionnées représentent les trois classes de stratégie CSR. L'objectif de cette expérience est de savoir si l'effet facilitateur du sedum est plus marqué chez certaines espèces ou certaines stratégies C, S ou R. Les résultats de cette expérience permettront d'enrichir les communautés végétales d'une toiture verte extensive. Si certaines stratégies sont facilitées par le sedum, elles pourront se développer sur une toiture et augmenter la richesse spécifique de celle-ci. Plusieurs questions sont posées pour répondre à cet objectif :

- Le sedum facilite-t-il ou influence-t-il certaines caractéristiques physiologiques et morphologiques de certaines espèces réparties dans les trois classes de stratégies C, S ou R ?

- Jusqu'à quelle distance du sedum ces caractéristiques sont-elles influencées ?

6 DISPOSITIF SUR LA TOITURE EXTENSIVE

6.1 MATÉRIELS ET MÉTHODES

6.1.1 SITE D'ÉTUDE

L'étude se déroule sur une toiture verte installée sur le bâtiment du Centre de Recherche TERRA de la Faculté de Gembloux Agro-Bio-Tech (Université de Liège). Ce bâtiment est basé à Gembloux (50°33'48"N 4°41'52"E), en Belgique, dans la province de Namur. Dans cette région le climat est de type tempéré océanique (Service fédéral belge s. d.).

6.1.2 DESCRIPTION DU DISPOSITIF

La toiture verte extensive est composée de plusieurs parcelles orientées est-ouest sur leur longueur. La structure du bâtiment est telle que la toiture est entourée de murs sur trois de ces quatre faces (figures 4). De plus des puits de lumière pour l'intérieur sont aménagés entre les différentes parcelles de la toiture. Ces installations provoquent un gradient d'ensoleillement axé nord-sud sur la toiture (figures 4). Cette variation d'exposition est prise en compte dans l'étude.



Figures 4 : Vue aérienne de la toiture verte en 2017 avec le numéro des parcelles et leur profondeur théorique dans un cercle ; vues de la parcelle 8 et d'une parcelle entourée de puits de lumière en 2019.

Les neuf parcelles de la toiture (Figures 4) s'étendent sur une surface totale de 234 m², avec des tailles de parcelle allant de 14 m² à 57 m². Ces neuf parcelles sont partagées sur deux profondeurs différentes de substrat : 8 (5 parcelles) et 14 cm (4 parcelles) (tableau 2). Le substrat utilisé « Substrat léger pour toiture verte Extensif Zinco® » se tasse de 20% dans le temps. Ces profondeurs sont donc théoriques. Elles ont été mesurées avec une règle millimétrée en juin 2019 et sont estimées maintenant en moyenne à 6 et 11 cm. Le tableau 2 présente les surfaces de chaque parcelle ainsi que leur profondeur théorique et actuelle.

Tableau 2: Surface, profondeur théorique et actuelle pour chaque parcelle de la toiture expérimentale du TERRA.

Parcelle	Surface (m ²)	Profondeur théorique (cm)	Profondeur actuelle (cm)
1	44	8	6,08 ± 0,81
3	13,8	8	6,48 ± 0,75
4	16,5	14	11,85 ± 0,31
5	57,5	14	11,65 ± 0,13
6	15	8	6,65 ± 0,83
7	15	14	11,15 ± 0,37
8	39	8	6,00 ± 0,29
9	15	14	11,38 ± 0,38
10	18,4	8	6 ± 0,22

En plus de profondeurs différentes, des variations d'ensoleillement sont observées du fait de l'ombrage porté par les murs du bâtiment TERRA et les puits de lumière adjacents aux parcelles. Un travail de fin d'étude (Bernard 2017) a permis de modéliser les heures d'ensoleillement maximal un jour d'été sans nuage. Suivant cette modélisation (Figure 5), les données sont regroupées selon trois classes d'ensoleillement en nombre d'heure de soleil maximal potentiel par jour :

- Classe « Faible » : [3 ; 6[
- Classe « Moyen » : [6 ; 9[
- Classe « Elevé » : [9 ; 12]

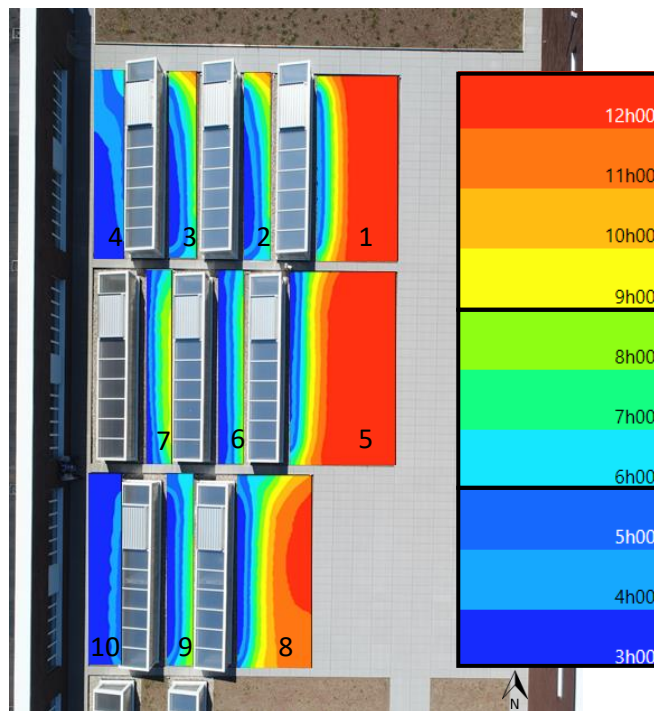


Figure 5: Modélisation des variations d'ensoleillement (Bernard 2017)

Ces parcelles ont été semées à la main en octobre 2017 avec un mélange de 29 espèces. Ces espèces ont été sélectionnées sur base de leur habitat naturel. La toiture verte extensive étant un habitat analogue d'une pelouse sèche, les espèces retenues proviennent de pelouses sèches calcicoles mésoxériques à xériques. Ce mélange est composé de quatre espèces de graminées *A. odoratum*, *B. media*, *B. erectus* et *P. pratensis* dont la densité de semis est de 830 graines par mètre carré ; une espèce de graminée *K. macrantha*, trois espèces de sedum et 23 autres espèces semées avec une densité de 110 graines par mètre carré. Le tableau 3 indique les espèces semées ainsi que leur densité de semis. La référence taxonomique utilisée

est la Nouvelle flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des régions Voisines (Lambinon et Verloove 2012).

Un travail de fin d'étude a été réalisé en 2018 par Julie Reniers (Reniers 2018). Elle a étudié la composition végétale de la toiture après une année d'installation et l'influence de la profondeur du substrat et de l'ensoleillement sur les communautés végétales de cette toiture du TERRA. Ces relevés ont permis d'identifier cinq espèces non semées qui s'étaient installées sur la toiture. Elles complètent le tableau 3.

Tableau 3: Espèces semées sur les parcelles expérimentales de la toiture du TERRA avec leur code et leur densité en graines par mètre carré. Les cinq dernières espèces sont celles qui ont été observées en 2018 sans avoir été semées.

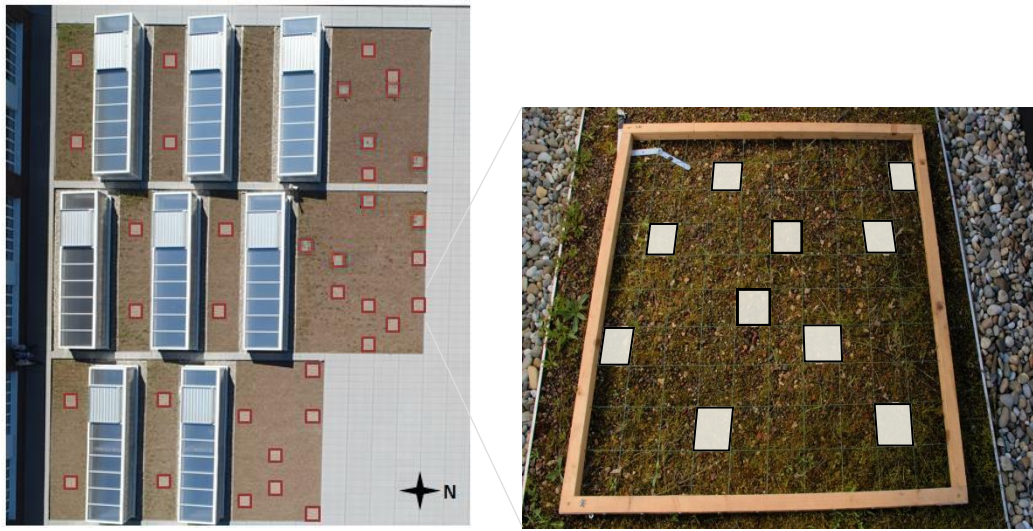
Espèce	Code	Densité semis (gr/m²)
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	Ant_odo	830
<i>Anthyllis vulneraria</i> L.	Ant_vul	110
<i>Briza media</i> L.	Bri_med	830
<i>Bromus erectus</i> Huds.	Bro_ere	830
<i>Centaurea scabiosa</i> L.	Cen_sca	110
<i>Daucus carota</i> L.	Dau_car	110
<i>Dianthus carthusianorum</i> L.	Dia_car	110
<i>Echium vulgare</i> L.	Ech_vul	110
<i>Hieracium pilosella</i> L.	Hie_pil	110
<i>Hypochaeris radicata</i> L.	Hyp_rad	110
<i>Koeleria macrantha</i> (Ledeb.)Schult	Koe_mac	110
<i>Leucanthemum vulgare</i> Lamk.	Leu_vul	110
<i>Lotus corniculatus</i> L.	Lot_cor	110
<i>Medicago lupulina</i> L.	Med_lup	110
<i>Papaver argemone</i> L.	Pap_arg	110
<i>Poa pratensis</i> L.	Poa_pra	830
<i>Primula veris</i> L.	Pri_ver	110
<i>Rhinantus minor</i> L.	Rhi_min	110
<i>Rumex acetosella</i> L.	Rum_ace	110
<i>Sanguisorba minor</i> Scop.	San_min	110
<i>Scabiosa columbaria</i> L.	Sca_col	110
<i>Sedum album</i> L.	Sed_acr	110
<i>Sedum acre</i> L.	Sed_rup	110
<i>Sedum rupestre</i> L.	Sed_alb	110
<i>Silene vulgaris</i> (Moench)Garcke	Sil_vul	110
<i>Thymus pulegioides</i> L.	Thy_pul	110
<i>Tragopogon pratensis</i> L.	Tra_pra	110
<i>Verbascum thapsus</i> L.	Ver_lyc	110
<i>Verbascum lychnitis</i> L.	Ver_tha	110
<i>Centaurea cyanus</i> Hill.	Cen_cya	-
<i>Chenopodium album</i> L.	Che_alb	-
<i>Epilobium tetragonum</i> L.	Epi_tet	-
<i>Portulaca oleracea</i> L.	Por_ole	-
<i>Trifolium pratense</i> L.	Tri_pra	-

6.1.3 COLLECTION DE DONNÉES

Ce travail suit la même méthodologique que le TFE de J. Reniers (2018). Il est important que les données soient prises et analysées suivant une méthode semblable afin de pouvoir comparer les résultats et suivre l'évolution des communautés.

Les données sont récoltées à plusieurs moments et suivent toutes le même schéma. Sur les trois parcelles les plus grandes, des quadrats permanents de 1 m² ont été disposés aléatoirement. Les quadrats des plus petites parcelles ont été alignés systématiquement. Au total, 36 quadrats d'un mètre carré échantillonnent la zone d'étude. Avec cette disposition les variations d'ensoleillement et de profondeur sont captées dans les données.

Chaque quadrat d'un mètre carré est divisé en sous-quadrats de 10 cm X 10 cm. Dix sous-quadrats ont été choisis aléatoirement. C'est au sein de ces dix sous-quadrats que sont effectués les relevés de plantules. Les relevés des plants adultes sont réalisés sur l'ensemble du quadrat d'un mètre carré. Les figures (figures 6) suivantes illustrent le dispositif de collecte des données.



Figures 6: Dispositif d'échantillonnage de la toiture et au sein d'un quadrat

Une première collecte de données est réalisée du 8 au 10 avril et une deuxième du 12 au 15 mai. Ces deux collectes ont pour objectif d'identifier et de compter le nombre d'individus par quadrats. Les plantules sont échantillonnées dans les sous-quadrats de 10X10 cm et les plants adultes à l'échelle du quadrat d'un mètre carré. Certaines plantules ont pu être identifiées instantanément, d'autres sont identifiées par après grâce à un suivi. Pour les plantules, la densité est obtenue grâce à la moyenne des dix sous-quadrats ramenés à la taille du quadrat.

Une troisième collecte concerne le couvert de chaque espèce. Les données sont récoltées selon la méthode du point quadrat, couramment utilisée dans les systèmes herbacés. Cette méthode est basée sur une plateforme perforée de points équidistants. Une plaque de plexiglas est poinçonnée de 100 trous distants les uns des autres de dix cm. Dans chaque trou, une aiguille est abaissée. Chaque individu qui touche l'aiguille est comptabilisé et identifié. Le couvert relatif est calculé grâce à l'équation (Equation 1) de Barbour (Barbour et al. 1987).

Équation 1 : Equation du couvert relatif par la méthode du point quadrat de Barbour (Barbour et al. 1987).

$$\text{Couvert relatif de l'espèce } A = \frac{\text{nbre d'aiguilles touchants l'espèce } A \text{ au moins une fois}}{\text{nbre total d'aiguilles}} \times 100$$

Ces relevés sont réalisés sur base du même échantillonnage que les deux premiers relevés mais sont effectués du 26 au 28 juin.

6.2.1 ANALYSE DES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES

Afin de caractériser les patrons de composition floristique des communautés végétales de 2018 et de 2019 ainsi que leur évolution sur les deux années, des ordinations ont été réalisées. Ces analyses permettent de voir l'influence des facteurs environnementaux (profondeur du sol et ensoleillement) sur la composition floristique les quadrats. Une analyse en coordonnées principales (ACoP) est appliquée aux données de couvert relevées en juin 2018 et 2019. Cette ordination se construit grâce à la matrice de dissimilarité de Bray-Curtis. Cette matrice est aussi utilisée dans la méthode de groupement de wardD qui permet de distinguer des groupes de quadrats floristiquement similaires. Le logiciel Rstudio® (R statistical software) réalise cette analyse.

6.2.2 ANALYSE DES INDICES D'ELLENBERG ET DES STRATÉGIES CSR EN FONCTION DES FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX

L'objectif de cette analyse est d'évaluer l'effet des facteurs environnementaux (profondeur du substrat et ensoleillement) sur les indices d'Ellenberg et les stratégies CSR moyens des plantules d'avril 2018 et 2019 et des adultes de juin 2018 et de mai 2019. Ces analyses permettent de caractériser les communautés végétales d'un point de vue fonctionnel et pas uniquement taxonomique.

Les indices d'Ellenberg par espèces sont tirés de Baseflor (Julve 1998). Seuls les indices de lumière, indicateur du caractère héliophile-sciaphile, et l'indice d'humidité, indicateur du caractère xérophile, ont été retenus. Les autres indices ne sont pas pertinents pour l'étude des communautés d'une toiture végétale. La valeur moyenne des indices d'Ellenberg a été calculée pour chaque quadrat comme étant la moyenne des indices d'Ellenberg des espèces présentes, non pondérée par leur abondance. Ensuite, une moyenne de ces indices est faite pour chaque modalité des deux facteurs environnementaux (ensoleillement et profondeur de substrat). Une analyse de la variance à deux facteurs (ANOVA 2) a été réalisée sur la moyenne des indices d'Ellenberg des communautés calculée par facteur (ensoleillement et profondeur) afin d'identifier une potentielle interaction entre les deux facteurs. S'il n'y a pas d'interaction, les facteurs sont étudiés séparément dans une analyse de la variance à un facteur (ANOVA 1). Le logiciel Rstudio® (R statistical software) réalise ces analyses.

Les stratégies CSR par espèce proviennent de la base de données de Hodgson et al. (1999). Pour chaque quadrat, la coordonnée moyenne de la composante C, S et R de la communauté végétale est calculée sur base de l'abondance relative des espèces au sein du quadrat. La base de données de Hodgson et al. (1999) calcule pour chaque quadrat les coordonnées moyennes des trois stratégies. Ces calculs sont opérés sur les relevés d'abondance des plantules en 2018 et en 2019 et sur l'abondance des plantules et des adultes en mai 2019. Les coordonnées des stratégies CSR de chaque quadrat ont été reportées dans un graphique triangulaire. Le logiciel Rstudio® (R statistical software) permet de réaliser cette représentation graphique des stratégies CSR des communautés végétales par quadrat.

6.3.1 EVOLUTION DE LA COMPOSITION FLORISTIQUE

La communauté végétale semée en octobre 2017 est composée de 29 espèces (Tableau 4). Sur la totalité de l'année 2018 (relevé d'avril et de juin), 21 espèces ont été identifiées. Sur la totalité de l'année 2019 (relevé d'avril, mai et juin), 24 espèces ont été identifiées. Quatre espèces sont présentes en 2019 et ne l'étaient pas en 2018 : *L. vulgare*, *R. acetosella*, *S. minor* et *V. thapsus*, tandis qu'une espèce a été observée en 2018 et non en 2019 : *T. pratensis*. Sur les deux années, quatre espèces ont été semées mais n'ont pas été observées lors des relevés : *D. carthusianorum*, *H. radicata*, *T. pulegioides* et *V. lychnitis*.

Tableau 4 : Listes des 29 espèces semées sur la toiture en octobre 2017.
Les croix indiquent si l'espèce a été observée au moins une fois sur la totalité des relevés de 2018 et de 2019.

Espèces	2018	2019
<i>A. odoratum</i>	X	X
<i>A. vulneraria</i>	X	X
<i>B. media</i>	X	X
<i>B. erectus</i>	X	X
<i>C. scabiosa</i>	X	X
<i>D. carota</i>	X	X
<i>E. vulgare</i>	X	X
<i>K. macrantha</i>	X	X
<i>L. corniculatus</i>	X	X
<i>M. lupulina</i>	X	X
<i>P. argemone</i>	X	X
<i>P. pratensis</i>	X	X
<i>P. veris</i>	X	X
<i>S. columbaria</i>	X	X
<i>S. album</i>	X	X
<i>S. acre</i>	X	X
<i>S. rupestre</i>	X	X
<i>S. vulgaris</i>	X	X
<i>H. pilosella</i>	X	X
<i>R. minor</i>	X	X
<i>T. pratensis</i>	X	
<i>L. vulgare</i>		X
<i>R. acetosella</i>		X
<i>S. minor</i>		X
<i>V. thapsus</i>		X
<i>D. carthusianorum</i>		
<i>H. radicata</i>		
<i>T. pulegioides</i>		
<i>V. lychnitis</i>		

6.3.2 COUVERT VÉGÉTAL TOTAL EN 2018 ET EN 2019

Le couvert végétal des deux années est influencé par la profondeur du substrat et l'ensoleillement reçu. L'interaction entre ces deux facteurs n'est pas significative pour les deux années (2018 : AV2, Df = 2, F = 0,518, p-valeur = 0,601 ; 2019 : AV2, Df = 2, F = 1,295, p-valeur = 0,289). Chaque facteur est donc étudié séparément dans une AV1.

En 2018, le facteur profondeur influence de manière hautement significative le couvert végétal (AV1, Df = 1, F = 11,55, p-valeur < 0,002). La structuration des moyennes indique que le couvert moyen de la communauté végétale par quadrat est plus élevé lorsque le substrat a une profondeur de 11 cm (32,4 % ± 13,8 %) comparé à une profondeur de substrat de 6 cm (16,1 % ± 14,7 %). L'analyse de l'ensoleillement sur le couvert indique une différence très hautement significative entre les modalités (AV1, Df = 2, F = 12,89, p-valeur < 0,001). La structuration des moyennes indique que les quadrats soumis à un ensoleillement élevé ont un couvert moins important (14,2 % ± 9,6 %) que ceux soumis à un ensoleillement faible (37,9 % ± 16,41 %) (p-valeur < 0,001). Les quadrats recevant un ensoleillement moyen (27,6 % ± 14,2 %) n'ont pas un couvert différent de ceux soumis à un ensoleillement élevé (p-valeur = 0,098) ou faible (p-valeur = 0,292).

En 2019, le facteur profondeur influence de manière très hautement significative le couvert végétal (AV1, Df = 1, F = 23,32, p-valeur = < 0,001). La structuration des moyennes indique que le couvert moyen de la communauté végétale par quadrat est plus élevé lorsque le substrat a une profondeur de 11 cm (76,4 % ± 12,7 %) comparé à une profondeur de substrat de 6 cm (42,9 % ± 24,2 %). Cependant, cette AV1 ne respecte pas la condition d'homoscédaticité. Les résultats sont donc des tendances possibles. L'analyse de l'ensoleillement sur le couvert indique une différence hautement significative entre les modalités (AV1, Df = 2, F = 5,525, p-valeur < 0,008). La structuration des moyennes indique que les quadrats soumis à un ensoleillement élevé ont un couvert moins important (46,1 % ± 27,1%) que ceux soumis à un ensoleillement faible (72,0 % ± 18,7 %) (p-valeur = 0,016). Les quadrats recevant un ensoleillement moyen (73,2 % ± 15,0 %) n'ont pas un couvert différent de ceux soumis à un ensoleillement élevé (p-valeur = 0,069) ou faible (p-valeur = 0,995).

Entre les deux années, le couvert végétal total moyen a augmenté pour chaque type de condition environnementale étudiée.

6.3.3 STRUCTURATION FLORISTIQUE DES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES

6.3.3.1 COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES EN 2018

La première dimension de l'ACoP (figure 7) explique 25,1 % et la deuxième 15,9 % de la variation totale de la communauté végétale présente dans le couvert en 2018. Les autres dimensions expliquent une faible part de la variation et n'apportent pas d'informations supplémentaires.

Les quadrats se distribuent suivant un arc dans le plan factoriel. Cet effet traduit un gradient important qui n'est pas inclus dans la deuxième dimension. Cette seconde dimension n'est donc pas assez puissante et son interprétation doit être menée avec précaution.

Les quadrats se répartissent majoritairement le long de l'axe 1. La distribution des quadrats et des espèces est liée à l'intensité de l'ensoleillement. La modalité d'ensoleillement élevée est principalement répartie dans les valeurs négatives de la première dimension. Le gradient d'ensoleillement évolue vers la modalité faible dans les valeurs positives de cette dimension. Le facteur de profondeur du substrat est aussi lié à la dimension 1. La plus faible

profondeur est essentiellement distribuée dans les valeurs négatives et la plus grande profondeur dans les valeurs positives.

L'analyse en groupement à postériori (Annexe figure 18) a permis d'identifier deux groupes de quadrats floristiquement similaires. Ils sont projetés sur le plan factoriel par des ellipses (figure 7). Le premier groupe rassemble des quadrats dont la profondeur est majoritairement faible et l'ensoleillement élevé. Le deuxième groupe est constitué de quadrats avec des conditions plus variables. Le premier groupe est plus largement étendu que le deuxième ce qui traduit une plus grande variation dans la composition floristique de ses quadrats.

Les deux groupes se distinguent par l'absence ou la faible abondance d'espèces dans le groupe 1. En effet, la plupart des espèces sont regroupées dans l'espace du plan factoriel du groupe 2. Cela indique qu'elles sont plus abondantes dans la composition floristique de ce groupe.

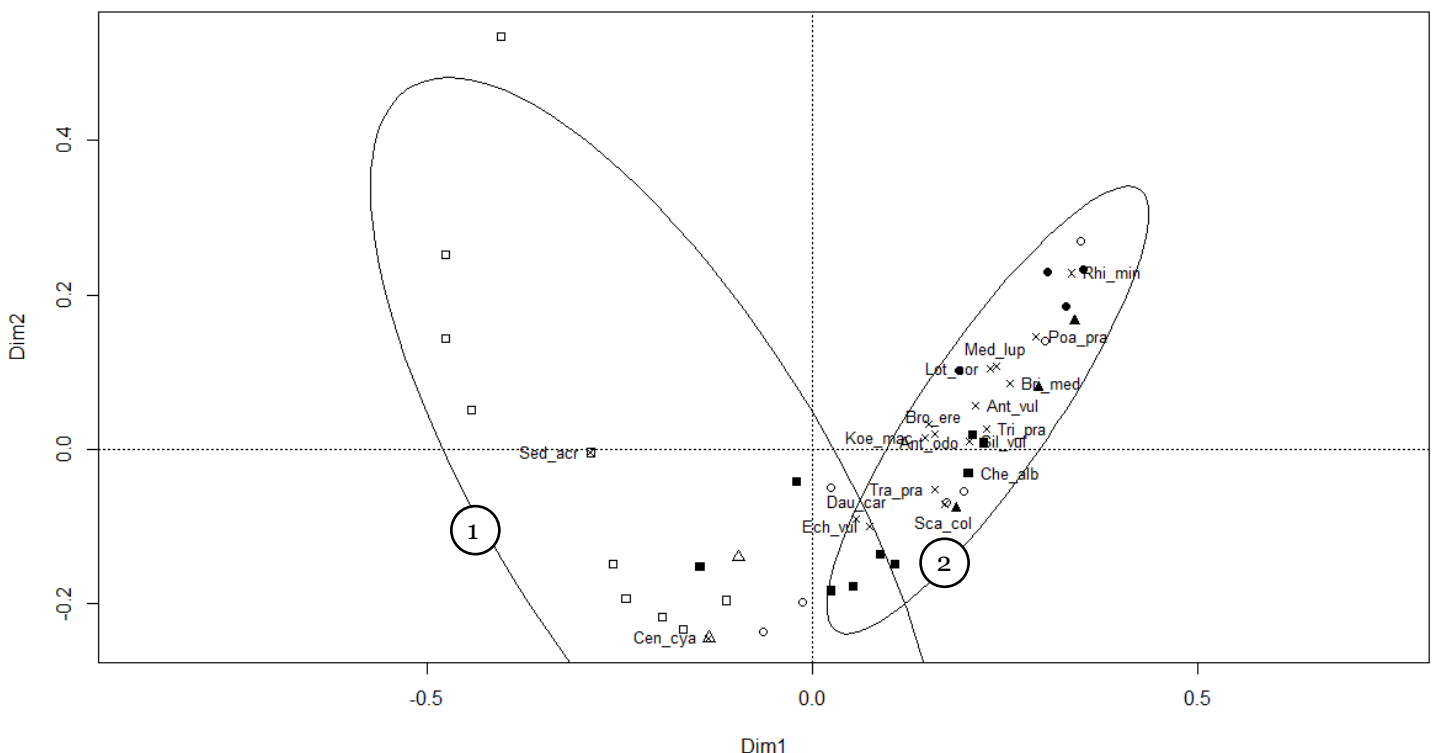


Figure 7 : Analyse en coordonnées principales (ACoP) de la composition floristique des communautés végétales de la toiture du TERRA de juin 2018.

Les deux premières dimensions expliquent 41 % de la variation de la composition floristique : Dim 1 = 25,1 % et Dim 2 = 15,9 %. Les formes des points différencient l'intensité de l'ensoleillement reçu (rond : ensoleillement faible ; triangle : ensoleillement moyen ; carré : ensoleillement élevé ; symbole vide : profondeur de 6 cm ; symbole plein : profondeur de 11 cm). Les espèces sont représentées par des croix. Les ellipses séparent deux groupes dont la composition floristique est significativement différente. Le numéro de ces ellipses est indiqué dans un cercle.

6.3.3.2 COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES EN 2019

La première dimension de l'ACoP (figure 8) explique 20,46 % et la deuxième 10,57 % de la variation totale de la communauté végétale présente dans le couvert en 2019. Un effet d'arc est aussi observable dans la répartition des données. La troisième dimension explique 9,69 % de la variation. Elle est donc proche de la deuxième. Par conséquent, une ACoP avec la première et la troisième dimension est réalisée ci-dessous (figure 9).

La distribution des quadrats et des espèces est liée à l'intensité de l'ensoleillement. La modalité d'ensoleillement élevée est principalement répartie dans les valeurs négatives de la première dimension. Le gradient d'ensoleillement évolue vers la modalité faible dans les valeurs positives de cette dimension. Le facteur de profondeur du substrat est aussi lié à la

dimension 1. La plus faible profondeur est essentiellement distribuée dans les valeurs négatives et la plus grande profondeur dans les valeurs positives.

L'analyse en groupement a posteriori (Annexe figure 19) a permis d'identifier deux groupes de quadrats floristiquement similaire. Ils sont projetés sur le plan factoriel par des ellipses (figure 8). Le premier groupe rassemble des quadrats dont la profondeur est faible et l'ensoleillement élevé. Le deuxième groupe est constitué de quadrats avec des conditions d'ensoleillement et de profondeur plus variables.

Les deux groupes se distinguent par l'absence ou la faible abondance d'espèces dans le groupe 1. En effet, la plupart des espèces sont regroupées au sein du groupe 2. Cela indique qu'elles sont plus abondantes dans la composition floristique de ce groupe. La composition du couvert de ces deux groupes est comparée par après.

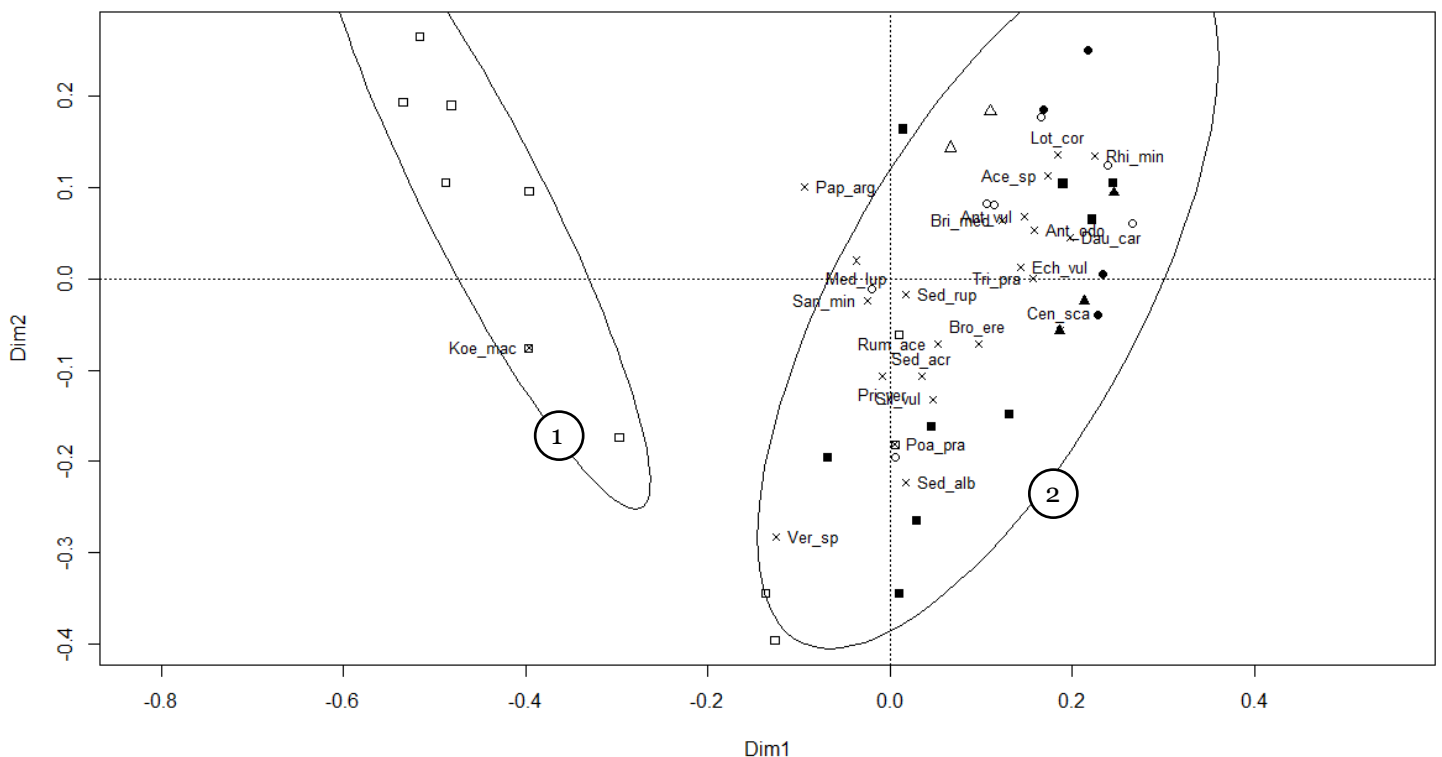


Figure 8 : Analyse en coordonnées principales (ACoP) de la composition floristique des communautés végétales de la toiture du TERRA de juin 2019. Les deux premières dimensions expliquent 31,03 % de la variation de la composition floristique : Dim 1 = 20,46 % et Dim 2 = 10,57 %. Les formes des points différencient l'intensité de l'ensoleillement reçu (rond : ensoleillement faible ; triangle : ensoleillement moyen ; carré : ensoleillement élevé ; symbole vide : profondeur de 6 cm ; symbole plein : profondeur de 11 cm). Les espèces sont représentées par des croix. Les ellipses séparent deux groupes dont la composition floristique est significativement différente. Le numéro de ces ellipses est indiqué dans un cercle.

L'ACoP (figure 9) est construite sur base de la même première dimension qui explique 20,46 % de la variation totale de la communauté végétale présente dans le couvert en 2019 et de la troisième dimension qui explique 9,69 % de la variation.

L'analyse de la première dimension est identique à celle ci-dessus. La distribution des quadrats le long de la troisième dimension est liée à la profondeur du substrat. La plus grande profondeur de substrat est essentiellement distribuée dans les valeurs positives de cette dimension. La plupart des espèces sont regroupées autour des quadrats avec une grande profondeur de substrat. Cela indique qu'elles y sont plus abondantes dans la composition floristique. L'analyse en groupement a posteriori (Annexe figure 18) est identique à la précédente et a permis d'identifier deux groupes de quadrats floristiquement similaire. Ils

sont projetés sur le plan factoriel par des ellipses (figure 9). L'analyse de la troisième dimension ne permet pas de définir un nouveau groupe.

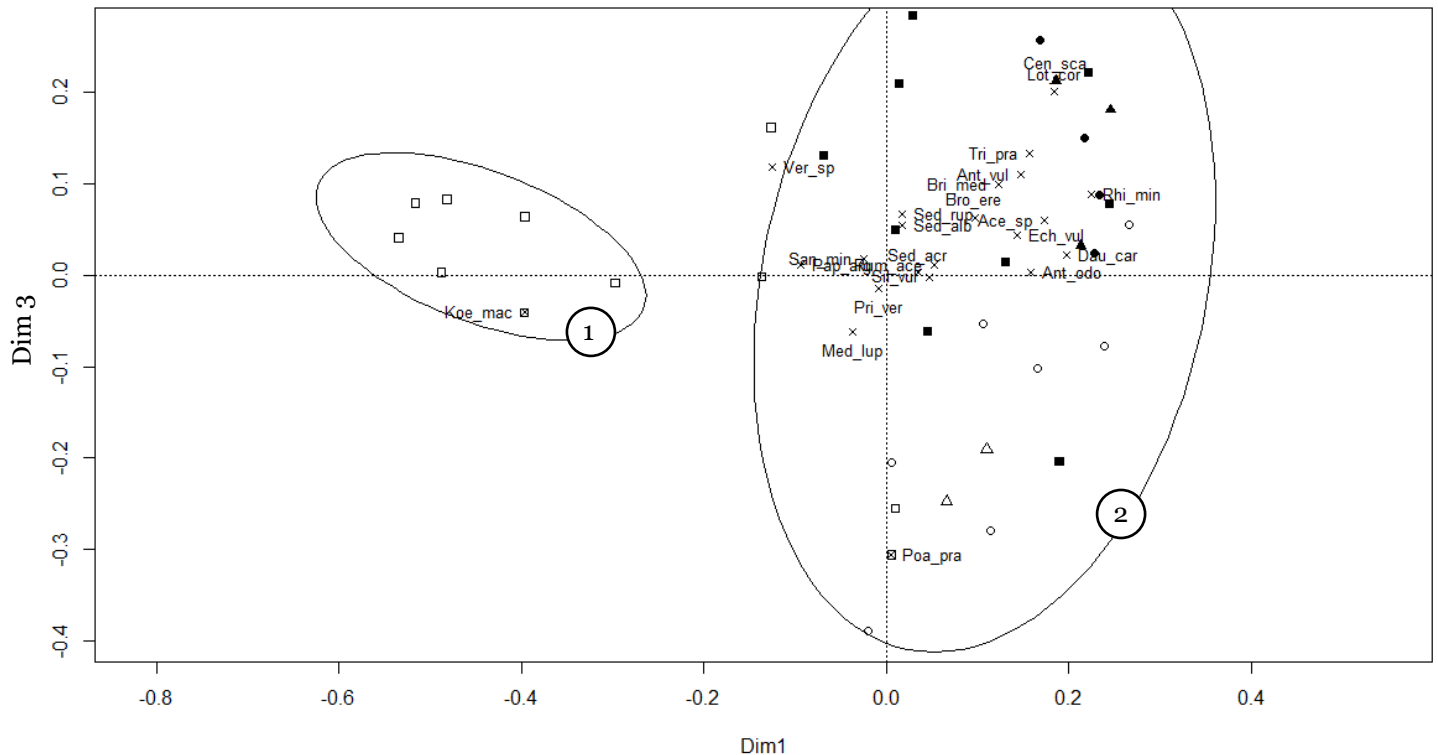


Figure 9 : Analyse en coordonnées principales (ACoP) de la composition floristique des communautés végétales de la toiture du TERRA de juin 2019. Les premières et troisièmes dimensions expliquent 30,15 % de la variation de la composition floristique: Dim 1 = 20,46 % et Dim 3 = 9,69 %. Les formes des points différencient l'intensité de l'ensoleillement reçu (rond : ensoleillement faible ; triangle : ensoleillement moyen ; carré : ensoleillement élevé ; symbole vide : profondeur de 6 cm ; symbole plein : profondeur de 11 cm). Les espèces sont représentées par des croix. Les ellipses séparent deux groupes dont la composition floristique est significativement différente. Le numéro de ces ellipses est indiqué dans un cercle.

Les espèces indicatrices de chaque groupe sont basées sur l'analyse INDVAL. Aucune espèce indicatrice n'a pu être identifiée dans la composition floristique du groupe 1. Les espèces indicatrices du groupe 2 sont *A. odoratum*, *A. vulneraria*, *E. vulgare*, *B. erectus* et *B. media* (tableau 5). Toutes ces espèces ont un couvert plus important dans le groupe 2 que dans le groupe 1.

Les espèces dominantes du groupe 1 sont *B. erectus* et *P. argemone*. *P. argemone* a un taux de recouvrement plus élevé dans le groupe 1 ($3,71\% \pm 3,55\%$) que dans le groupe 2 ($1,62\% \pm 2,48\%$). Au contraire, *B. erectus* a un taux de recouvrement plus élevé dans le groupe 2 ($20,55\% \pm 13,91\%$) que dans le groupe 1 ($4,29\% \pm 4,57\%$). Les espèces dominantes du groupe 2 sont *A. odoratum* et *B. erectus*. Ces deux espèces ont un couvert plus important dans le groupe 2 que dans le groupe 1.

Tableau 5 : Tableau du couvert moyen des espèces indicatrices et dominantes du groupe 1 et du groupe 2. Il n'y a pas d'espèces indicatrices pour le groupe 1. La p-valeur des espèces indicatrices est notée à la suite du nom de l'espèce.

	Groupe 1	Groupe 2
Espèces indicatrices du groupe 2 (p-valeur)		
<i>A. odoratum</i> (0,001)	0,86% (\pm 1,46%)	38,10% (\pm 21,72%)
<i>A. vulneraria</i> (0,001)	0,71% (\pm 0,76%)	15,41% (\pm 16,03%)
<i>E. vulgare</i> (0,001)	0,43% (\pm 0,79%)	4,86% (\pm 4,07%)
<i>B. erectus</i> (0,002)	4,29% (\pm 4,57%)	20,55% (\pm 13,91%)
<i>B. media</i> (0,016)	0,43% (\pm 1,13%)	4,21% (\pm 6,22%)
Espèces dominantes du groupe 1		
<i>B. erectus</i>	4,29% (\pm 4,57%)	20,55% (\pm 13,91%)
<i>P. argemone</i>	3,71% (\pm 3,55%)	1,62% (\pm 2,48%)
Espèces dominantes du groupe 2		
<i>A. odoratum</i>	0,86% (\pm 1,46%)	38,10% (\pm 21,72%)
<i>B. erectus</i>	4,29% (\pm 4,57%)	20,55% (\pm 13,91%)

Les indices d'Ellenberg de lumière et d'humidité moyens des communautés végétales sont significativement différents entre les deux groupes (lumière : AV1, Df = 1, F = 18,28, p-valeur = < 0,001; humidité : AV1, Df = 1, F = 2,961, p-valeur = 0,094). La structuration de moyenne indique que l'indice de lumière du groupe 1 ($7,38 \pm 0,40$) est significativement plus faible que celui du groupe 2 ($7,76 \pm 0,14$). L'indice d'humidité n'est pas différent entre les 2 groupes (groupe 1 : $3,70 \pm 0,28$; groupe 2 : $3,88 \pm 0,24$).

Les stratégies CSR moyennes des communautés végétales de chaque quadrat sont comparées entre les deux groupes précédemment identifiés (figure 10). Les quadrats du groupe 1 ont tendance à avoir un couvert végétal composé d'espèces plus rudérales que le groupe 2.

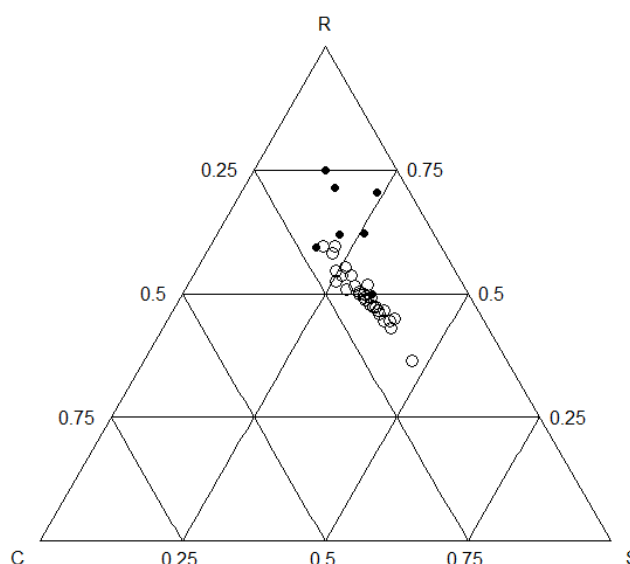


Figure 10 : Représentation des stratégies CSR moyennes des communautés végétales des quadrats des 2 groupes pour le relevé du couvert de juin 2019. Les quadrats présents dans le groupe 1 sont symbolisés par un point noir et ceux du groupe 2 par un point blanc.

6.3.3.3 EVOLUTION 2018/2019

La première dimension de l'ACoP (figure 11) explique 22,31 % et la deuxième 10,74 % de la composition floristique des communautés végétales présentes en 2018 et en 2019. Les

autres dimensions expliquent une faible part de la variation et n'apportent pas d'information supplémentaire.

La distribution des quadrats et des espèces est liée à l'année du relevé. L'année 2019 est principalement répartie dans les valeurs négatives de la première dimension et inversement pour l'année 2018. Les quadrats de l'année 2018 sont plus largement étendus que ceux de l'année 2019 ce qui traduit une plus grande variation au sein de la composition floristique des communautés végétales. La plupart des espèces sont groupées autour des quadrats de 2019 ce qui signifie qu'elles sont plus abondantes dans le couvert de cette année-là. Quelques espèces (*P. pratensis*, *S. columbaria*, *T. pratensis* et *K. macrantha*) sont concentrées autour des quadrats de 2018.

Pour les deux années, les quadrats à faible profondeur de substrat et soumis à un fort ensoleillement sont plus dispersés que les autres modalités, ce qui traduit une plus grande variation au sein de la composition floristique de ces quadrats.

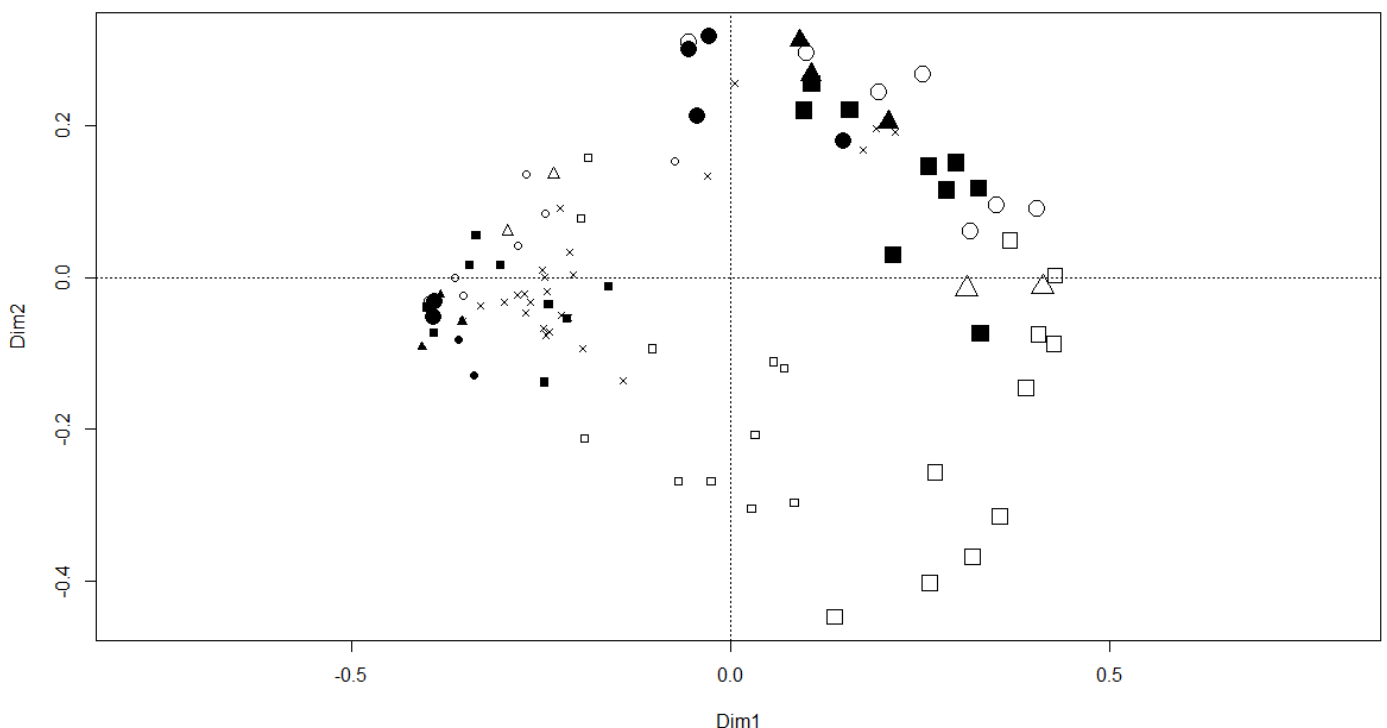


Figure 11 : Analyse en coordonnées principales (ACoP) de la composition floristique des communautés végétales de la toiture du TERRA de juin 2018 et 2019. Les deux premières dimensions expliquent 33,05% de la variation de la composition floristique : Dim 1 = 22,31% et Dim 2 = 10,74%. Les formes des points différencient l'intensité de l'ensoleillement reçu (rond : ensoleillement faible ; triangle : ensoleillement moyen ; carré : ensoleillement élevé ; symbole vide : profondeur de 6 cm ; symbole plein : profondeur de 11 cm). La taille des points différencie les 2 années (grand : 2018 ; petit : 2019). Les espèces sont représentées par des croix.

6.3.4 INDICES D'ELLENBERG DES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES EN FONCTION DES FACTEURS PROFONDEUR DU SUBSTRAT ET ENSOLEILLEMENT

Les interactions entre les facteurs de profondeur du substrat et d'ensoleillement ne sont pas significatives pour tous les relevés et pour les indices d'Ellenberg (tableau 6).

Tableau 6 : Tests réalisés pour chaque analyse et pour chaque indice d'Ellenberg (lumière et humidité). Les AV2 sont réalisées entre les facteurs de profondeur du substrat et d'ensoleillement reçu. Les valeurs de Df, F et P des interactions sont données.

Relevé	Indice	Analyse	Df	F	P
Plantules avril 2018	Lumière	AV2	2	0,445	0,645
	Humidité	AV2	2	1,267	0,296
Adultes juin 2018	Lumière	AV2	2	0,546	0,585
	Humidité	AV2	2	0,777	0,469
Plantules avril 2019	Lumière	AV2	2	0,702	0,504
	Humidité	AV2	2	0,418	0,663
Adultes mai 2019	Lumière	AV2	2	1,763	0,191
	Humidité	AV2	2	0,348	0,7089

Ces deux facteurs sont donc étudiés séparément. Les indices moyens d'Ellenberg de lumière et d'humidité ne sont pas significativement différents entre les deux profondeurs de substrat et entre les trois classes d'ensoleillement pour les relevés d'abondance des plantules d'avril 2018, des adultes de juin 2018 (figure 12), des plantules d'avril 2019 et des adultes de mai 2019 (figure 13). Le détail de ces analyses est développé en annexe (tableau 16). La seule différence significative de l'indice de lumière en fonction de la profondeur du substrat concerne le relevé d'adultes de juin 2018 (p-valeur = 0,0403). La seule différence significative de l'indice d'humidité en fonction de la profondeur du substrat concerne le relevé d'adultes de mai 2019 (p-valeur = 0,0193).

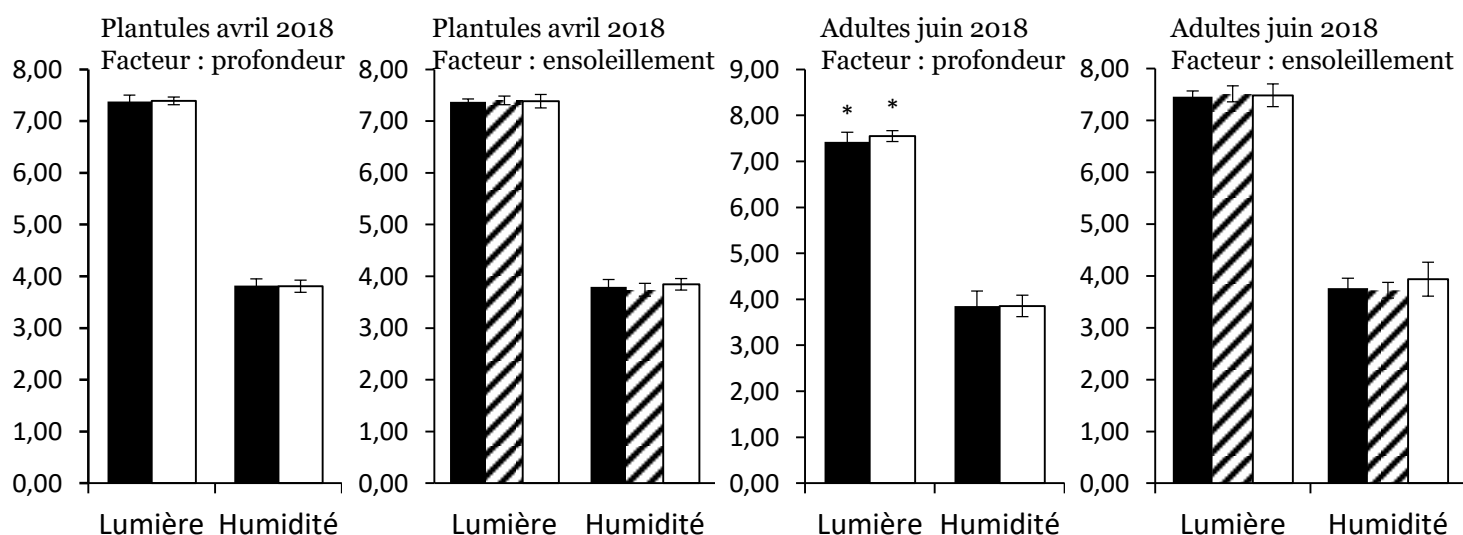


Figure 12 : Moyenne des indices d'Ellenberg de lumière et d'humidité des plantules en avril 2018 et des adultes en juin 2018 en fonction de la profondeur (noir : 6cm ; blanc : 11cm) et de l'ensoleillement (noir : faible ; hachuré : moyen ; blanc : élevé).

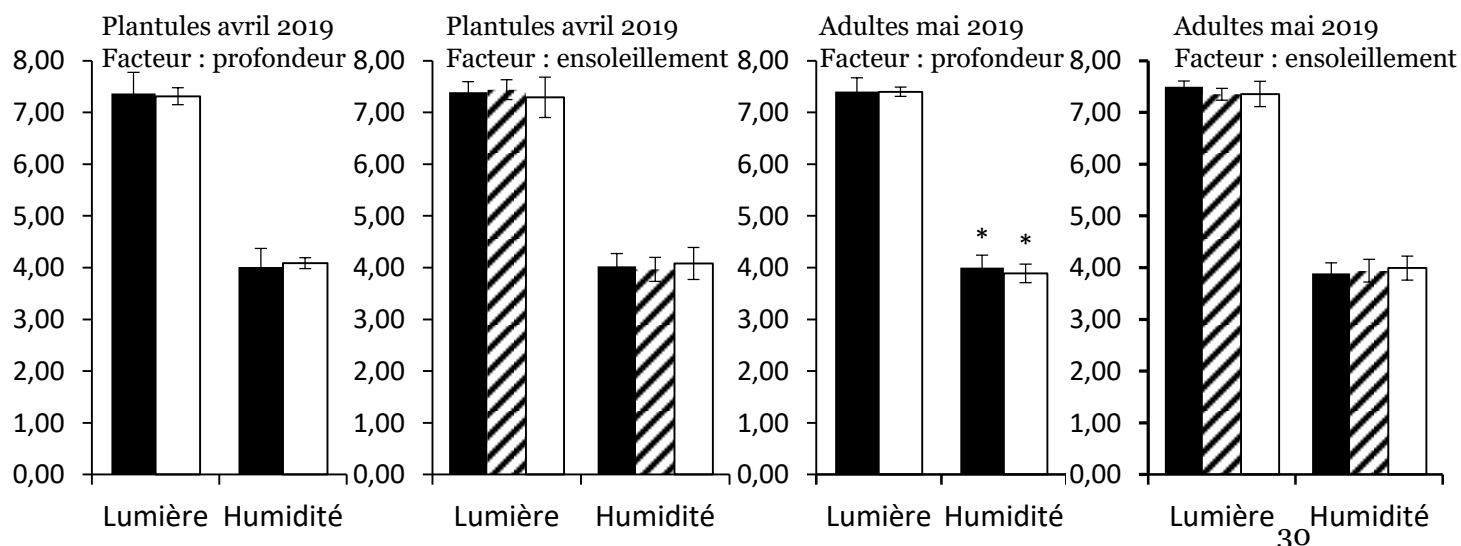


Figure 13 : Moyenne de l'indice d'Ellenberg de lumière et d'humidité de la communauté pour les plantules en avril 2019 et les adultes en mai 2019 en fonction de la profondeur (noir : 6cm ; blanc : 11cm), de l'ensoleillement (noir : faible ; hachuré : moyen ; blanc : élevé).

6.3.5 STRATÉGIES CSR DES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES EN FONCTION DES FACTEURS PROFONDEUR DU SUBSTRAT ET ENSOLEILLEMENT

Les communautés présentes dans les relevés d'abondance de plantules en avril 2018 et avril 2019 et la totalité des individus présents en mai 2019 sont caractérisées par des stratégies SR (figures 14 et 15). L'influence des facteurs profondeur du substrat et ensoleillement se marque pour les relevés d'avril et de mai 2019. Les espèces présentes dans les quadrats de faible profondeur ont tendance à adopter une stratégie plus rudérale que celles présentes sur une plus grande profondeur de substrat. L'ensoleillement n'influence pas de manière aussi précise les stratégies développées.

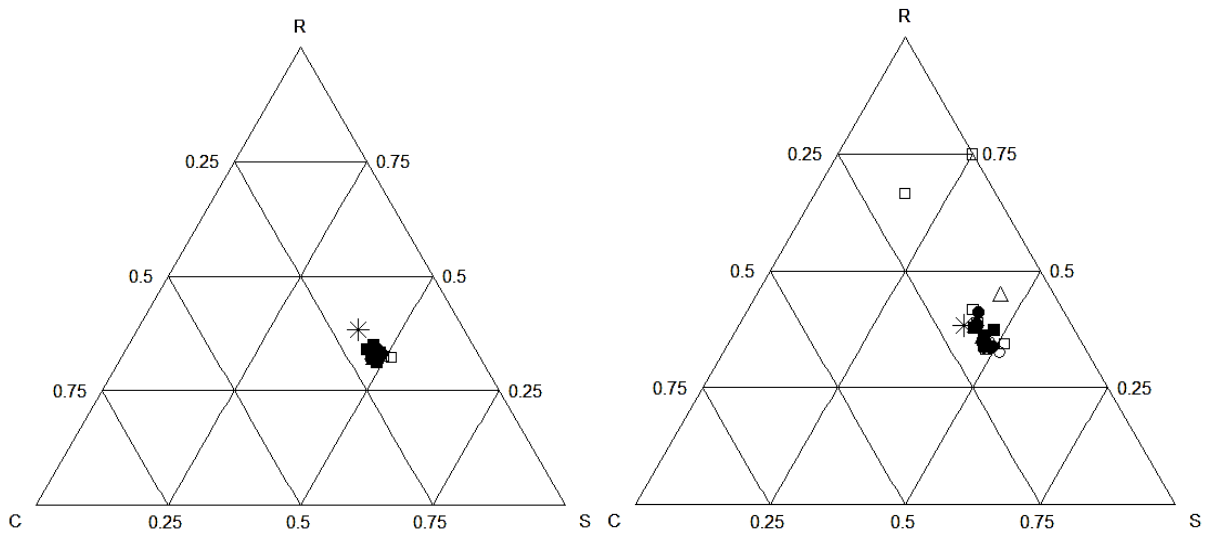


Figure 14 : Stratégie CSR moyenne de l'abondance par quadrat pour les plantules d'avril 2018 et celles d'avril 2019, de droite à gauche. Les formes des points différencient l'intensité de l'ensoleillement reçu (rond : ensoleillement faible ; triangle : ensoleillement moyen ; carré : ensoleillement élevé ; symbole vide : profondeur de 6 cm ; symbole plein : profondeur de 11 cm ; étoile : mélange semé)

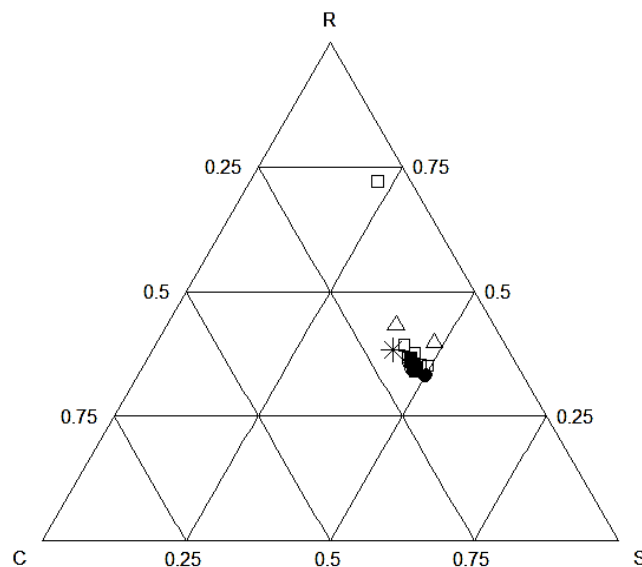


Figure 15 : Stratégie CSR moyenne de l'abondance par quadrat des individus présents en mai 2019. Les formes des points différencient l'intensité de l'ensoleillement reçu (rond : ensoleillement faible ; triangle : ensoleillement moyen ; carré : ensoleillement élevé ; symbole vide : profondeur de 6 cm ; symbole plein : profondeur de 11 cm ; étoile : mélange semé).

6.1.1 COMMENT LES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES ÉVOLUENT-ELLES AU COURS DU TEMPS ? APRÈS DEUX ANS D'INSTALLATION, COMMENT SE STRUCTURENT LES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES AU NIVEAU DE LEUR COMPOSITION FLORISTIQUE, DE LEUR COUVERTURE VÉGÉTALE ET DE LEUR RICHESSE SPÉCIFIQUE ?

En 2018, 72% des espèces semées ont germé et atteint le stade de plantule. Ce taux est passé à 83% en 2019. La richesse spécifique de la toiture augmente donc sur les deux années. Brown et Lundholm (2015) indiquent que la composition végétale des toitures extensives évolue dans le temps. Cette étude révèle que le nombre d'espèces diminue lorsque les années sont plus sèches et augmente quand les années sont plus humides. Cependant, les années 2018 et 2019 ont été des années plus sèches que la normale (période de référence 1961-1990) (« IRM - En Belgique » s. d.). Les tendances de l'évolution de la richesse spécifique sont donc opposées entre cette étude et ce travail. Les résultats obtenus sur la toiture du TERRA vont plutôt dans le sens d'un autre article (J. Lundholm et al. 2014) qui informe que la richesse spécifique d'une toiture verte augmente jusqu'à la deuxième année puis tend à diminuer. Alors qu'une troisième étude (M. Piana et Carlisle 2014) révèle que la richesse spécifique augmente encore après six ans d'installation. L'évolution dans le temps des communautés d'une toiture verte est variable et dépend du fonctionnement de l'écosystème (Nagase et Dunnett 2010).

Entre les deux années de suivi, certaines espèces sont présentes la deuxième année et non la première : *L. vulgare*, *R. acetosella*, *S. minor* et *V. thapsus*. Les stratégies de ces espèces ne permettent pas d'expliquer ce retard de développement (*L. vulgare* : C/CSR ; *R. acetosella* : CSR ; *S. minor* : S et *V. thapsus* : R/CSR).

La germination de *L. vulgare* peut avoir lieu à l'automne ou au printemps. Des températures de 25°C sont optimales pour la germination mais des températures supérieures à 30°C lui sont nuisibles (Pêgo, Grossi, et Barbosa 2012). Des températures supérieures à 30°C ont été enregistrées en 2018 (« IRM - En Belgique » s. d.). Il est donc possible qu'aucune graine de *L. vulgare* n'ait germé la première année (jusque juin 2018) et qu'elles se soient développées à l'automne 2018 ou au printemps 2019 lorsque les températures étaient plus favorables.

Concernant *R. acetosella*, bien qu'elle produise des fruits en été, les graines de cette espèce ne germent pas la première année suivant le semis (Van Assche, Van Nerum, et Darius 2002). Il est donc normal qu'aucune plantule de *R. acetosella* n'ait été identifiée en 2018 et qu'elles aient germé en 2019.

V. thapsus a besoin d'une stratification par le froid pour pouvoir germer. Les graines doivent être soumises à une température de 4°C pendant un mois pour perdre leur dormance (Baskin et Baskin 1998). Selon l'IRM (« IRM - En Belgique » s. d.), des températures inférieures à 4°C ont été atteintes l'hiver 2017-2018. La période de froid n'a potentiellement pas été assez longue pour permettre à *V. thapsus* de germer en 2018. La perte de dormance s'est peut-être déroulée durant l'hiver 2018-2019.

S. minor n'a pas besoin de stratification pour germer (Holloway et EM Matheke 2003).

6.1.2 COMMENT LE COUVERT VÉGÉTAL ÉVOLUE-T-IL ENTRE 2018 ET 2019 ET COMMENT EST-IL INFLUENCÉ PAR LA PROFONDEUR DU SUBSTRAT ET L'ENSOLEILLEMENT REÇU ?

L'augmentation de la richesse spécifique de la toiture est accompagnée d'une augmentation du couvert végétal total au cours du temps. La plupart des espèces semées sur la toiture sont des espèces vivaces. Celles qui ont germé en 2018 se sont développées au cours du temps pour atteindre un couvert plus important en 2019.

Bien que le couvert augmente d'une année à l'autre, l'influence de la profondeur de substrat et de l'ensoleillement reçu sur le couvert total suit la même tendance. Les quadrats composés d'une faible profondeur de substrat et soumis à un ensoleillement élevé ont tous un couvert total moyen plus faible pour une même année que les autres quadrats soumis à d'autres modalités. Une plus grande profondeur de substrat et un ensoleillement plus faible entraînent un couvert plus important. La communauté végétale est donc affectée par la profondeur du substrat (Madre et al. 2014) et par l'exposition (Brown et Lundholm 2015). Lorsque la profondeur de substrat augmente et que l'ensoleillement diminue, les conditions abiotiques du milieu deviennent plus favorables et moins stressantes.

L'évaporation d'un sol plus profond est plus faible qu'un sol superficiel car les écarts de températures sont réduits (Chenot et al. 2017). De plus, la capacité de stockage totale de l'eau est liée au volume de sol. En conséquence, l'humidité d'un substrat plus profond est plus élevée que celle d'un substrat plus superficiel (Chenot et al. 2017). La végétation se développe donc mieux sur une plus grande profondeur, augmentant le couvert végétal total.

Ces observations se traduisent dans les différentes ordinations. Pour les deux années, l'effet de la profondeur et de l'ensoleillement sur la composition floristique influence clairement la répartition des quadrats. Les deux groupes créés indiquent que la combinaison d'un ensoleillement fort et d'une faible profondeur de substrat réduit la présence d'espèces et le couvert total. La combinaison des deux facteurs accroît le stress subi par la végétation.

En 2019, les deux groupes se différencient par leur couvert total et leur couvert par espèce. Étonnamment, le groupe 1, soumis à un plus grand stress hydrique que le groupe 2, n'est pas dominé par des espèces tolérantes aux stress mais par des espèces rudérales. Ce ne sont donc pas les espèces de stratégies S des milieux analogues qui s'installent le plus sur la toiture. Les espèces rudérales ont la capacité de rétablir rapidement une population après perturbation et sur un sol nu (Dunnnett 2015). Ces espèces ont des taux de croissance assez élevés ce qui leur permet de se développer et de fructifier rapidement dans des milieux défavorables et assez drainants (dune de sable, sol nu, bords de route...). Certains auteurs ont déjà mentionné l'idée que les espèces rudérales, caractérisées par un taux de croissance élevé, étaient plus adaptées aux écosystèmes des toitures vertes extensives (J. Lundholm et al. 2014). La croissance rapide de ces espèces leur permet de se développer sur la toiture au printemps avant que la sécheresse du substrat ne soit trop stressante pour elles. Ces espèces ne couvrent la toiture qu'une période sur l'année. Les espèces rudérales n'ont pas besoin d'un substrat très profond (Dunnnett 2015). Il est donc normal qu'elles se retrouvent dans les quadrats dont la profondeur de sol est faible. Au contraire, les espèces tolérantes aux stress ont un développement lent, peu productif et clairsemé (Dunnnett 2015). Après deux ans de semis, les espèces stress-tolérantes se sont très faiblement développées. De ce fait, il est logique d'observer un couvert végétal dominé en majeure partie par des espèces rudérales et faiblement par des espèces stress-tolérantes.

Bien que certains indices d'Ellenberg soient statistiquement différents entre les deux groupes, cette différence est inférieure à une unité, classe de fonctionnement des indices d'Ellenberg. Ces différences ne sont donc pas significatives d'un point de vue écologique. De

plus, l'indice de lumière ne respecte pas la condition d'homoscédaticité. Les résultats sont donc des tendances possibles.

Le couvert total moyen par quadrat converge entre les deux années. Les différences de composition végétale s'estompent dans le temps. Lundholm et al. (2014) observe la même tendance la deuxième année d'installation. Par la suite, l'uniformité des espèces (species evenness) devrait diminuer. La convergence des communautés végétales est moins marquée dans les situations extrêmes. Cette tendance est la conséquence du plus lent développement des individus dans un milieu stressant.

6.1.3 COMMENT LES INDICES D'ELLENBERG ET LES STRATÉGIES CSR SONT-ILS INFLUENCÉS PAR LA PROFONDEUR DU SUBSTRAT ET PAR L'ENSOLEILLEMENT REÇU ?

L'objectif de l'étude des indices d'Ellenberg et des stratégies CSR est de comprendre l'influence des conditions environnementales de profondeurs et d'ensoleillement sur la composition des communautés végétales d'un point de vue fonctionnel, au-delà de l'identité taxonomique des espèces. Ces études sont faites dans un but prédictif, l'objectif étant de pouvoir adapter les communautés végétales semées aux conditions abiotiques.

L'indice de lumière définit le besoin en lumière de l'espèce et l'indice d'humidité la capacité de résistance à la sécheresse. Les deux indices des communautés étudiées ne varient pas en fonction des conditions de profondeur et d'ensoleillement des quadrats pour toutes les périodes étudiées. Statistiquement, deux différences apparaissent. Cependant, ces différences sont inférieures à une unité, classe de fonctionnement des indices d'Ellenberg. Elles ne sont donc pas significatives du point de vue écologique.

Cela peut s'expliquer par le fait que les espèces présentes dans la communauté semée ont des indices d'Ellenberg assez semblables (variant de 6 à 9 pour l'indice de lumière et de 2 à 6 pour l'indice d'humidité). Les variations de conditions de profondeur du substrat et d'ensoleillement ne filtrent pas suffisamment cette communauté pour qu'une différence d'indices soit observée. Les espèces avec des indices d'Ellenberg extrêmes ne se développent pas plus spécifiquement à un endroit qu'à un autre. Par exemple, *E. vulgare* a l'indice de lumière le plus élevé de la communauté mais est retrouvé dans au moins un quadrat de chaque modalité de profondeur de substrat et d'ensoleillement, de même que *A. odoratum* qui a l'indice d'humidité le plus élevé. Cette analyse est basée sur la valeur moyenne des indices d'Ellenberg par espèce. L'étude de la valeur de l'écart-type des indices par espèce apporterait probablement d'autres informations.

L'étude des stratégies permet de connaître le succès d'installation de chaque stratégie en fonction de ce qui a été semé. Pour chaque quadrat, les stratégies moyennes de l'abondance ont évolué en comparaison avec la communauté semée. Il est normal d'observer ces différences car, comme dit précédemment, certaines espèces n'ont pas germé.

L'analyse de la répartition des stratégies CSR des quadrats selon leur modalité de stress (profondeur de substrat et ensoleillement reçu) rejoint celle effectuée dans le point précédent sur le couvert. Il est question dans cette analyse-ci de l'abondance en nombre d'individus des espèces (et non du couvert). Les espèces rudérales sont donc majoritaires que ce soit en abondance ou en couvert dans les quadrats soumis à un plus grand stress. L'explication est quasiment semblable. Toutefois, la justification de la différence d'abondance vient du fait que les espèces rudérales ont une production de graines rapide et abondante alors que les espèces stress-tolérantes prennent d'abord le temps de grandir lentement avant de fructifier (Dunnett 2015). Le nombre d'individus à stratégie rudérale est donc plus important que le nombre d'individus tolérant le stress.

La distribution et la dynamique de la communauté végétale s'écartent donc de l'habitat de référence, les pelouses sèches. Bien que les conditions abiotiques de la toiture verte extensive soient assimilables à celles des pelouses, la structure de la communauté végétale n'est pas semblable.

6.1.4 POINT MÉTHODOLOGIQUE

Les relevés de plantules par espèces ne sont pas exactement complets. En effet, lors de la prise de données de ces plantules, certaines n'ont pas pu être identifiées car elles n'avaient pas atteint un stade de développement suffisant pour que les espèces soient différenciées. Dans ce cas, elles étaient comptées comme inconnues. Les analyses n'ayant pas besoin de l'identification des espèces (le couvert total par exemple) tiennent compte de ces inconnues tandis que les analyses dépendantes de l'identification des espèces (indices d'Ellenberg, stratégies CSR, couvert par espèce) ne prennent pas en compte cette classe d'inconnues. Dans ce cas, les résultats sont sous-estimés.

Les quadrats présents au sein d'une même parcelle ne sont pas indépendants entre eux. En effet, la composition floristique d'un quadrat peut influencer celle d'un autre de la même parcelle. Les parcelles 1, 3, 5 et 8 sont composées de quadrats de différentes modalités d'ensoleillement. Il est donc possible que certaines espèces se développent dans des zones moins ensoleillées et se dispersent dans les quadrats plus ensoleillés de la même parcelle. De plus, l'ensoleillement influence la température du sol et la quantité d'eau contenue dans ce sol (Bernard 2017). Par conséquent, un quadrat recevant un ensoleillement élevé et à proximité d'un quadrat soumis à un faible ensoleillement d'une même parcelle pourrait avoir des conditions abiotiques (température et humidité du sol) différentes d'un autre quadrat où l'ensoleillement est élevé.

7 EXPÉRIENCE EN POTS

7.1 MATÉRIELS ET MÉTHODES

7.1.1 FACTEURS

Afin d'étudier la facilitation du sedum comme plante nurse sur des espèces apparentées aux différentes stratégies CSR et peu communes aux toitures vertes extensives, trois facteurs ont été sélectionnés dans cette expérimentation.

Le premier facteur testé est la présence ou non de la plante nurse (facteur qualitatif, fixe à deux modalités). Le *sedum album* L. a été sélectionné comme plante nurse car c'est une espèce courante des toitures végétalisées extensives et dont les potentiels effets facilitateurs ont été démontrés (4.4 Utilisation du Sedum). Cependant, cette interaction plante-plante avec les différentes stratégies CSR n'a pas encore été testée.

Le deuxième facteur est l'espèce facilitée (espèce cible) (facteur qualitatif, fixe à neuf modalités). Neuf espèces ont été retenues. Ces neuf espèces représentent les trois grandes stratégies végétales CSR. Pour chaque stratégie, il y a donc trois espèces. La sélection de ces espèces s'est, par conséquent, faite sur base de leur stratégie de développement. Pour ce faire, les espèces des milieux types par stratégie ont été recensées. Pour la stratégie S, les espèces proviennent des pelouses sèches. Pour la stratégie C, les espèces sont originaires des prairies. Les friches urbaines présentent une biodiversité végétale de stratégie R. Par la suite, cette liste d'espèces a été affinée selon leur disponibilité sur le marché. Une quarantaine d'espèces, toutes stratégies confondues, répondent à ces critères. Pour chacune des stratégies, trois espèces ont été gardées de cette liste. Le tableau 7 détaille les espèces utilisées dans cette expérience et leur stratégie.

Tableau 7: Espèces utilisées et leur stratégie végétale

Nom	<i>Geranium pratense</i> L.	<i>Cirsium oleraceum</i> (L.) Scop.	<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam.	<i>Cynoglossum officinale</i> L.	<i>Echium vulgare</i> L.	<i>Papaver rhoeas</i> L.	<i>Sanguisorba minor</i> Scop.	<i>Scabiosa columbaria</i> L.	<i>Hieracium pilosella</i> L.
Stratégie	C	C	C	R	R	R	S	S	S

Le troisième et dernier facteur est la distance à la plante nurse. Ce facteur est fixe, quantitatif et a trois modalités. Les graines des neuf espèces ont été semées à trois distances différentes du sedum. Ces trois distances sont matérialisées par trois cercles concentriques avec pour centre la plante nurse. Par cercle, cinq graines sont disposées. Le rayon de ces cercles est déterminé grâce à la taille du pot. Le premier cercle a un rayon de 1 cm, le deuxième un rayon de 4.3 cm (1/3 du rayon du pot) et le troisième un rayon de 8.6 cm (2/3 du rayon du pot). La figure 16 détaille le patron de semis.

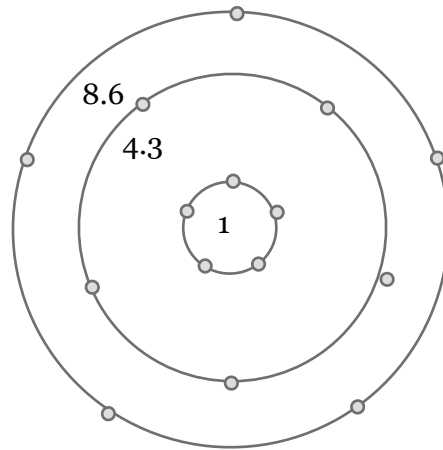


Figure 16 : Patron de semis autour de la plante nurse. Chaque point représente une graine. Les rayons des cercles concentriques sont 1cm, 4.3cm et 8.6cm.

Ces trois facteurs permettent d'obtenir 18 combinaisons différentes. Six répétitions de chaque modalité sont réalisées. L'expérience s'étend donc sur un total de 108 pots.

7.1.2 MATÉRIEL

L'expérimentation se déroule à Gembloux, en Belgique, sur le site de la Faculté de Gembloux Agro-Bio-Tech (Université de Liège) (50°33'49"N 4°42'08"E). Dans cette région le climat est de type tempéré océanique (Service fédéral belge s. d.).

Les pots (Figure 17) en plastique ont un diamètre de base de 19 cm, un diamètre de sommet de 26 cm pour une hauteur de 20,6 cm. Ils sont installés dans une serre orientée Nord-Sud dans la longueur. Ils sont disposés sous forme de blocs aléatoires complets. Cette disposition a été retenue car la serre présente des sources d'hétérogénéités (ensoleillement, température, mouvements de l'air) qui ne sont pas contrôlées. L'agencement de la serre contraint les blocs à être alignés dans l'axe Nord-Sud sur leur longueur. Les blocs sont de forme rectangulaire de 9 pots sur leur longueur et 2 pots sur leur largeur. Il y a donc 6 blocs contenant chacun 18 pots différents disposés aléatoirement au sein du bloc.

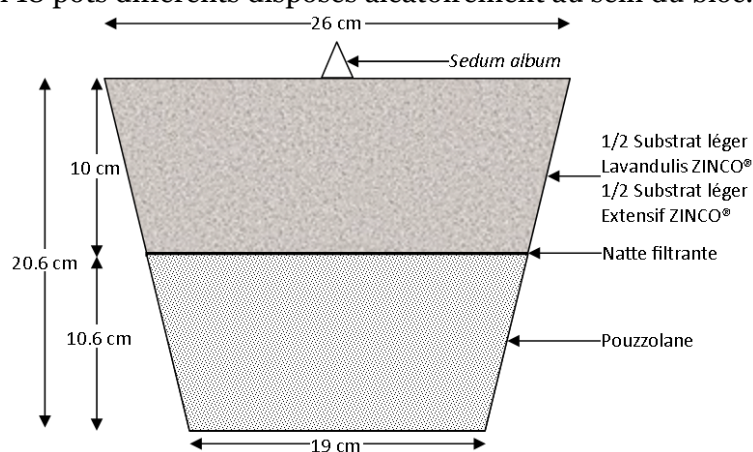


Figure 17 : Schéma d'un pot expérimental

Les pots ont été remplis avec deux types de couches. La première moitié du pot est composée de pouzzolane, de la pierre de lave. Ce substrat inerte sert exclusivement à remonter le substrat pour toiture verte afin que celui-ci atteigne une profondeur de 10 cm comme sur une toiture verte extensive. Les pots ont une hauteur de 20,6 cm, la pouzzolane remplit donc le pot sur une hauteur de 10,6 cm. Pour séparer les deux couches, de la natte

filtrante (Natte filtrante SF Zinco®) a été positionnée. Elle est perméable à l'eau. Elle ne change donc aucunement le régime hydrique du pot. Elle évite que les deux couches ne se mélangent. Finalement, sur les 10 cm de hauteur restant, le pot a été rempli d'un mélange de deux substrats couramment utilisés pour une toiture verte extensive : le Substrat léger pour toiture verte Lavandulis ZINCO® et le Substrat léger pour toiture verte Extensif ZINCO®. Le premier est composé d'un mélange de céramique recyclé et de matériel organique Zincohum®. Le second est élaboré à partir d'un mélange de tuiles, de céramique, de briques et de matériel organique Zincohum®. Le dosage final mis en pot est composé à moitié de chaque type de substrat Zinco. De cette manière, les caractéristiques des pots sont une moyenne des caractéristiques de ces deux substrats. Ce sont ces deux substrats qui sont fréquemment utilisés sur une toiture verte extensive. Réaliser un mélange composé de moitié de chaque sol permet d'obtenir un support de caractéristiques moyennes d'un toit vert. Les résultats de cette expérience en pots peuvent donc être généralisés sur une large gamme de toiture verte. Le tableau ci-dessous (tableau 8) reprend les caractéristiques physiques des différents substrats utilisés dans les pots.

Tableau 8: Caractéristiques physiques des substrats utilisés

Paramètres	Substrat léger pour toiture verte Lavandulis	Substrat léger pour toiture verte Extensif	Moyenne des 2 substrats	Pouzzolane
Masse du volume				
- sec	- 800 g/l	- 800 g/l	- 800 g/l	- 1200 g/l
- saturation d'eau	- 1300 g/l	- 1200 g/l	- 1250 g/l	
Capacité d'eau maximale	50% du volume	40% du volume	45% du volume	10% du volume
Tassement	25%	20%	22.5%	-

Les plants de sedum album L. de type « coral carpet » proviennent de la jardinerie Horta. Ils ont été coupés uniformément à la même taille (9X9 cm) avant d'être plantés le 25 mars 2019. Lors de la plantation, une partie du terreau des plants a été enlevée. En effet, il pourrait apporter un biais car ce terreau est plus riche que le substrat ZinCo®, il favoriserait donc la pousse des graines semées proche du sedum. Cependant, une partie de ce terreau subsiste dans les racines du sedum. Il pourrait avoir une incidence sur la germination des plants plantés proches du sedum.

Les graines des neuf espèces sélectionnées proviennent du fournisseur de semences allemand Rieger-Hofmann®. Elles ont été semées une semaine après les sedums. Étant donné que les pots avaient été saturés en eau avant la plantation des sedums, la plantation des graines devait se faire sous les mêmes conditions qu'une toiture verte, autrement dit avec un stress hydrique. Les graines ont été semées suivant le patron développé ci-dessus.

Une attention particulière doit être portée à l'humidité des pots. En effet, comme développé plus haut (4.3 Effet de Facilitation), l'effet de facilitation est plus marqué lorsque l'environnement est xérique. De plus, le stress hydrique, en lien avec la profondeur de sol, est un des facteurs qui contrôle le plus la croissance et la survie des plants sur les toits verts. Il est donc essentiel que les plantes subissent un stress hydrique.

Pour ce faire, le contenu en eau du substrat a été maintenu entre 5 et 15% du volume total. Ces valeurs ont été définies sur base des résultats du TFE de Cédric Bernard. Il a observé l'évolution du contenu en eau de la toiture verte extensive du Centre de Recherche TERRA. Les valeurs moyennes se situent à 15% et atteignent 5% lors de période de forte sécheresse (Bernard 2017).

Afin d'arroser les pots pour qu'ils restent dans ces taux d'humidité, ils sont pesés. Les masses de référence des pots à 5% et 15% de contenu en eau ont été déterminées. Premièrement, trois pots ont été placés dans une étuve (MEMMERT UFE 600) à 60°C pendant trois jours. Ils ont été pesés (Balance plate-forme A&D FG-KBM 30 kg X 0.01 kg) pour connaître leur masse sèche. Ensuite, ils ont été saturés en eau et pesés pour obtenir leur masse à saturation. Sur base des caractéristiques des deux sols, les masses à 5 et 15% ont été calculées.

Ces trois pots servent de référence pour la détermination de la masse d'eau à apporter durant toute la durée de l'expérience. Ils sont disposés dans la serre de manière à couvrir les différents gradients évoqués.

Cette méthode a été préférée à la pesée de chaque pot car, même si une attention particulière a été apportée lors du remplissage des pots, tous les pots n'ont pas exactement la même masse à cause de petites variations de la quantité de substrat. Etant donné que les valeurs seuils de masses à 5 et 15% d'humidité ont été déterminées par une moyenne des trois pots et que celles-ci sont identiques pour tous les pots, ces valeurs ne peuvent pas être appliquées à chaque pot individuellement. Dans ce cas, ils n'auraient pas tous été arrosés de la même manière.

De plus, ces trois pots de référence ne comportent pas de plantes. La biomasse des plantes évoluant au cours de l'expérience, il aurait été impossible de connaître leur masse à un instant donné et d'adapter en conséquence les masses références. Avoir des pots référents permet d'éliminer ce biais. Cependant, un biais subsiste car ces trois pots perdent de l'eau par évaporation alors que les autres pots sont soumis à l'évaporation mais aussi à l'évapotranspiration des plantes. Les pots expérimentaux sont donc systématiquement plus secs que les pots servant de référence à l'arrosage.

Lors de l'arrosage, une moyenne de la masse des trois pots de référence est faite. Si cette masse est plus faible que la masse de référence à 15%, tous les pots sont arrosés pour atteindre les 15% d'humidité. Si cette masse est supérieure à la masse de référence à 15%, ils sont pesés deux jours plus tard.

7.1.3 DONNÉES

Jusqu'au 10 juin 2019, quatre types de données ont été récoltés sur les espèces cibles: la germination, la survie, le nombre de feuilles par plants et la capacité photosynthétique (FV/FM) des plantes facilitées.

La date de germination de chaque graine est relevée toutes les semaines. Elle est notée en nombre de semaines par rapport à la date de semis. Cette donnée permet de connaître le taux de germination total par espèces semées avec ou sans sedum. Avec la date de germination, le temps moyen de germination (MGT) peut être calculé. Cette variable calcule la vitesse de germination moyenne des graines germées sur base de l'équation suivante (Godefroid et al. 2013) :

$$MGT = \sum \left(\frac{n_i \times d_i}{N} \right)$$

Où, n_i = nombre de graines germées à la période d_i

d_i = période d'incubation à n_i

N = nombre total de graines germées dans le traitement

La survie est la différence entre la quantité de graines germées et le nombre de plants vivants à la fin de l'expérimentation. La survie des plants n'a donc pas été suivie au fur et à mesure de l'expérience mais est seulement issue d'une comparaison entre les individus germés et ceux vivants à la fin de l'expérience.

La capacité photosynthétique a été mesurée grâce à un fluorimètre. Une feuille de caractéristiques moyennes (taille, couleur générale, hauteur d'insertion...) a été choisie sur chaque individu vivant pour positionner le fluorimètre. En plus des mesures prises sur les plantes semées avec et sans sedum, la capacité photosynthétique a été mesurée sur des plantes « références ». Il y a un individu référence pour chacune des neuf espèces. Ces références ont été semées dans du terreau et grandissent dans la même serre. Ils sont appelés référence car ils sont arrosés régulièrement et ne sont pas soumis à un stress hydrique. Le rapport FV/FM n'a pas d'unité et est compris entre 0 et 1. La valeur moyenne de ce rapport est de 0,79 à 0,84 et diminue lorsque la plante est stressée (Maxwell et Johnson 2000).

7.2 ANALYSES

Les analyses sont faites sur des stades jeunes de développement. L'objectif de cette expérience est de comparer la germination (taux et vitesse), l'installation des plantules (survie), leur développement (nombre de feuilles) et leur stress physiologique (capacité photosynthétique) quand elles sont semées avec ou sans sedum. Les plants facilités étant relativement petits, l'hypothèse est faite qu'ils ne rentrent pas en compétition les uns avec les autres au sein d'un même pot et entre les différents cercles. Dans les analyses, la compétition entre les différents cercles n'a donc pas été prise en compte. Si les plants avaient été plus grands et l'objectif portant sur le développement général des plants adultes, il aurait fallu prendre en considération cette compétition entre les unités d'échantillonnage que sont les trois cercles. Dans les analyses proposées ci-dessous, les unités d'échantillonnages sont supposées indépendantes entre-elles.

Pour chaque type de données récoltées, une analyse de la variation (ANOVA) est faite pour comparer l'influence de la présence du sedum sur la variable observée. Pour chaque test, les conditions d'application sont testées. Dans certains cas, la condition d'application liée à l'égalité des variances n'était pas respectée. Il faut donc interpréter leurs résultats avec prudence.

Les analyses sont faites sur des données moyennes par pot et sur des données moyennes par cercle quand le nombre de données par cercle est supérieur à deux.

Lorsque l'analyse est réalisée sur des valeurs moyennes par pot, le facteur de l'AV1 est la présence de sedum (variable explicative). Si une analyse est effectuée sur des données moyennes par cercle, le facteur de l'AV1 est la distance par rapport au sedum (variable explicative). Toutes les analyses sont testées pour chaque espèce et pour les trois stratégies. Les variables expliquées de ces analyses sont le taux de germination, le MGT, le taux de survie, le nombre de feuilles et la capacité photosynthétique.

Pour chaque analyse, une structuration de moyenne est faite. Le test des étendues de Tukey permet de comparer les moyennes entre elles. Ces différents tests et analyses ont été réalisés grâce au logiciel Rstudio® (R statistical software).

7.1 RÉSULTATS

7.1.1 ANALYSE DU TAUX DE GERMINATION

Le taux de germination moyen par pot est influencé significativement par la présence du sedum pour les espèces *E. vulgare* (p-valeur = 0,034), *H. pilosella* (p-valeur = 0,040), *L. vulgare* (p-valeur = 0,018), *P. rhoeas* (p-valeur = 0,038) et *S. minor* (p-valeur = 0,037) (tableau 9). Le détail des analyses effectuées est présenté en annexe (tableau 17). Pour toutes ces espèces, la présence du sedum diminue de manière significative le taux de germination moyen par pot. Pour les autres espèces, aucune tendance n'est observée.

Le taux de germination moyen par pot est influencé significativement par la présence du sedum pour les stratégies S (p-valeur < 0,001) et R (p-valeur = 0,004) (tableau 9). Le détail des analyses effectuées est présenté en annexe (tableau 17). Pour ces 2 stratégies, la présence du sedum diminue significativement le taux de germination moyen par pot. Aucune tendance n'est observée pour la stratégie C.

Tableau 9 : Taux de germination moyen par pot avec et sans sedum pour les 9 espèces et les 3 stratégies. La p-valeur est issue de l'AV1. L'effet du sedum sur le taux de germination est indiqué (= : ne change pas ; √ : diminue ; ↗ : augmente). Dans le cas où le sedum influence le taux de germination, le pourcentage de perte ou de gain dû à sa présence est indiqué.

Espèces / stratégies	Taux de germination moyen sans sedum	Taux de germination moyen avec sedum	P-valeur	Effet du sedum et pourcentage moyen de perte ou gain
<i>C. oleraceum</i>	13,3% (±11,2%)	7,8% (±13,6%)	0,457	=
<i>C. officinale</i>	12,2% (±14,3%)	5,6% (±7,8%)	0,338	=
<i>E. vulgare</i>	18,9% (±9,8%)	6,7% (±7,3%)	0,034 *	√ 64,7%
<i>G. pratense</i>	2,2% (±5,4%)	1,1% (±2,7%)	0,664	=
<i>H. pilosella</i>	55,6% (±32,6%)	18,9% (±19,5%)	0,040 *	√ 66,0%
<i>L. vulgare</i>	37,8% (±14,4%)	18,9% (±7,8%)	0,018 *	√ 50,0%
<i>P. rhoeas</i>	31,1% (±15,0%)	12,2% (±12,2%)	0,038 *	√ 60,8%
<i>S. minor</i>	42,2% (±17,2%)	22,2% (±10,9%)	0,037 *	√ 47,4%
<i>S.columbaria</i>	37,8% (±6,9%)	20,0% (±26,0%)	0,136	=
C	17,7% (±18,4%)	9,3% (±11,5%)	0,105	=
S	45,2% (±21,8%)	20,4% (±18,6%)	<0,001 ***	√ 54,9%
R	20,7% (±14,8%)	8,2% (±9,3%)	0,004 **	√ 60,7%

Pour *E. vulgare* (p-valeur = 0,001), *H. pilosella* (p-valeur = 0,013), *L. vulgare* (p-valeur = 0,003), *P. rhoeas* (p-valeur = 0,021) et *S. minor* (p-valeur = 0,040), la présence du sedum n'influence significativement que le taux de germination des graines semées à 1 cm de son centre (tableau 10). Pour ces espèces, la présence du sedum diminue significativement le taux de germination moyen de cercle de 1 cm de rayon. Le taux de germination des graines semées à 4,3 et à 8,6 cm du centre du sedum n'est pas influencé significativement par la présence du sedum (tableau 10). Pour les autres espèces, aucune tendance n'est observée. Le détail des analyses effectuées est présenté en annexe (tableau 18).

Les taux de germination des graines des 3 stratégies CSR semées à 1 cm du centre du sedum sont influencés significativement négativement par la présence du sedum (C : p-valeur = 0,019 ; S : p-valeur < 0,001 ; R : p-valeur < 0,001) (tableau 10). À 4,3 cm du centre du sedum, seul le taux de germination des graines de la stratégie S est influencé significativement négativement par la présence du sedum. Le détail des analyses effectuées est présenté en annexe (tableau 18).

Tableau 10 : Taux de germination moyen par cercle avec et sans sedum pour les 9 espèces et les 3 stratégies. La p-valeur est issue de l'AV1. L'effet du sedum sur le taux de germination est indiqué (= : ne change pas ; √ : diminue ; ↗ : augmente). Dans le cas où le sedum influence le taux de germination, le pourcentage de perte ou de gain dû à sa présence est indiqué.

La p-valeur est mise en gras lorsque la condition d'homocédasticité n'est pas respectée.

Espèces / Stratégies	Cercle 1				Cercle 4,3				Cercle 8,6			
	Taux de germination moyen sans sedum	Taux de germination moyen avec sedum	P-valeur	Effet du sedum et pourcentage moyen de perte ou gain	Taux de germination moyen sans sedum	Taux de germination moyen avec sedum	P-valeur	Effet du sedum et pourcentage moyen de perte ou gain	Taux de germination moyen sans sedum	Taux de germination moyen avec sedum	P-valeur	Effet du sedum et pourcentage moyen de perte ou gain
<i>C. oleraceum</i>	3,3% (±8%)	0,0% (±0%)	0,341	=	23,4% (±20%)	10,0% (±24%)	0,323	=	13,3% (±24%)	13,3% (±21%)	1	=
<i>C. officinale</i>	10,0% (±17%)	0,0% (±0%)	0,174	=	6,7% (±10%)	3,3% (±8%)	0,549	=	20,0% (±18%)	13,3% (±16%)	0,515	=
<i>E. vulgare</i>	30,0% (±17%)	0,0% (±0%)	0,001 **	√ 100%	16,7% (±23%)	10,0% (±11%)	0,541	=	10,0% (±11%)	10,0% (±17%)	1	=
<i>G. pratense</i>	0,0% (±0%)	0,0% (±0%)	-	=	0,0% (±0%)	3,3% (±8%)	0,341	=	6,7% (±16%)	0,0% (±0%)	0,341	=
<i>H. pilosella</i>	60,0% (±46%)	3,3% (±8%)	0,013 *	√ 94,5%	46,6% (±30%)	16,7% (±23%)	0,0828	=	60,0% (±28%)	36,6% (±37%)	0,246	=
<i>L. vulgare</i>	40,0% (±22%)	3,3% (±8%)	0,003 **	√ 91,8%	40,0% (±13%)	23,3% (±15%)	0,0646	=	33,4% (±27%)	30,0% (±17%)	0,804	=
<i>P. rhoeas</i>	20,0% (±18%)	0,0% (±0%)	0,021 *	√ 100%	36,7% (±15%)	16,7% (±20%)	0,0761	=	36,7% (±23%)	16,7% (±22%)	0,231	=
<i>S. minor</i>	36,6% (±29%)	6,7% (±10%)	0,040 *	√ 81,7%	40,0% (±13%)	23,4% (±15%)	0,0646	=	50,0% (±28%)	36,6% (±20%)	0,358	=
<i>S.columbaria</i>	26,6% (±24%)	6,7% (±16%)	0,124	=	33,4% (±30%)	20,0% (±33%)	0,485	=	53,4% (±33%)	33,4% (±33%)	0,314	=
R	20,0% (±18%)	0,0% (±0%)	<0,001 ***	√ 100%	20,0% (±21%)	10,0% (±14%)	0,0984	=	22,2% (±20%)	14,4% (±18%)	0,233	=
C	14,4% (±23%)	1,1% (±5%)	0,019 *	√ 92,4%	21,2% (±21%)	12,2% (±18%)	0,186	=	17,8% (±25%)	14,4% (±19%)	0,653	=
S	41,1% (±35%)	5,6% (±11%)	<0,001 **	√ 86,4%	40,0% (±25%)	20,0% (±24%)	0,0185 *	√ 50,0%	54,4% (±28%)	35,6% (±29%)	0,0543	=

Pour les cinq espèces dont le taux de germination est influencé significativement par la présence du sedum, le taux de germination est comparé entre les cercles disposés avec un plant de sedum (tableau 11). Le taux de germination moyen avec sedum n'est pas significativement différent entre les 3 cercles pour *E. vulgare*, *H. pilosella* et *P. rhoeas*. Pour *L. vulgare* (p-valeur = 0,012), *S. minor* (p-valeur = 0,011) et les stratégies C (p-valeur = 0,034), S (p-valeur < 0,001) et R (p-valeur = 0,005) ce sont les taux de germination entre le cercle de 1 cm de rayon et le cercle à 8,4 cm de rayon qui sont significativement différents. Dans ce cas, le taux de germination moyen du cercle de 1 cm de rayon est toujours plus faible. Pour les autres espèces, aucune tendance n'est observée. Le détail des analyses effectuées est présenté en annexe (tableau 19).

Tableau 11 : Taux de germination moyen par cercle avec sedum pour les 6 espèces et les 3 stratégies avec effet du sedum dans le tableau 10. La p-valeur est issue de l'AV1. L'effet du sedum sur le taux de germination est indiqué (= : ne change pas ; \searrow : diminue ; \nearrow : augmente). Dans le cas où le sedum influence le taux de germination, le pourcentage de perte ou de gain dû à sa présence est indiqué. La p-valeur est mise en gras lorsque la condition d'homocédasticité n'est pas respectée.

Espèces / Stratégies	Taux de germination moyen du cercle de 1 cm de rayon	Taux de germination moyen du cercle de 4,3 cm de rayon	Taux de germination moyen du cercle de 8,6 cm de rayon	P-valeur	Effet du sedum et pourcentage moyen de perte ou gain
<i>E. vulgare</i>	0% ($\pm 0\%$)	10,0% ($\pm 11,1\%$)	10,0% ($\pm 17,3\%$)	1-4,3 : 0,319 1-8,6 : 0,319 4,3-8,6 : 1	=
<i>H. pilosella</i>	3,3% ($\pm 8,2\%$)	16,7% ($\pm 23,4\%$)	36,7% ($\pm 37,5\%$)	1-4,3 : 0,646 1-8,6 : 0,093 4,3-8,6 : 0,388	=
<i>L. vulgare</i>	3,3% ($\pm 8,2\%$) (a)	23,4% ($\pm 15,7\%$) (ab)	30,0% ($\pm 17,4\%$) (b)	1-4,3 : 0,059 1-8,6 : 0,012* 4,3-8,6 : 0,688	\searrow 89,0%
<i>P. rhoeas</i>	0% ($\pm 0\%$)	16,7% ($\pm 20,6\%$)	20,0% ($\pm 22,9\%$)	1-4,3 : 0,238 1-8,6 : 0,137 4,3-8,6 : 0,939	=
<i>S. minor</i>	6,7% ($\pm 10,5\%$) (a)	23,3% ($\pm 15,7\%$) (ab)	36,7% ($\pm 20,6\%$) (b)	1-4,3 : 0,183 1-8,6 : 0,011* 4,3-8,6 : 0,323	\searrow 81,7%
R	0% ($\pm 0\%$) (a)	10% ($\pm 14,3\%$) (ab)	14,4% ($\pm 18,1\%$) (b)	1-4,3 : 0,068 1-8,6 : 0,005** 4,3-8,6 : 0,572	\searrow 100%
C	1,1% ($\pm 5,6\%$) (a)	12,2% ($\pm 18,6\%$) (ab)	14,4% ($\pm 19,0\%$) (b)	1-4,3 : 0,091 1-8,6 : 0,034* 4,3-8,6 : 0,904	\searrow 92,4%
S	5,6% ($\pm 11,9\%$) (a)	20,0% ($\pm 24,1\%$) (ab)	35,6% ($\pm 29,2\%$) (b)	1-4,3 : 0,142 1-8,6 : <0,001*** 4,3-8,6 : 0,106	\searrow 84,3%

7.1.2 ANALYSE DU NOMBRE DE FEUILLES

La moyenne par pot du nombre de feuilles par individu est influencée significativement par la présence du sedum pour les espèces *E. vulgare* (p-valeur = 0,002), *H. pilosella* (p-valeur < 0,001), *L. vulgare* (p-valeur = 0,001), *P. rhoeas* (p-valeur = 0,025), *S. columbaria* (p-valeur = 0,009) et *S. minor* (p-valeur = 0,019) et pour les stratégies C (p-valeur < 0,001), S (p-valeur = 0,006) et R (p-valeur < 0,001) (tableau 12). Le détail des analyses effectuées est présenté en annexe (tableau 20). Pour toutes ces espèces, la présence du sedum diminue la moyenne par pot du nombre de feuilles par individu. Pour *C. oleraceum*, aucune tendance n'est observée.

Tableau 12 : Moyenne par pot du nombre de feuilles par individu avec et sans sedum pour les 9 espèces et les 3 stratégies. La p-valeur est issue de l'AV1. L'effet du sedum sur le nombre de feuilles par individu est indiqué (= : ne change pas ; ∩ : diminue ; ↗ : augmente). Dans le cas où le sedum influence le nombre de feuilles par individu, le pourcentage de perte ou de gain dû à sa présence est indiqué. La p-valeur est mise en gras lorsque la condition d'homocédasticité n'est pas respectée.

Espèces / stratégies	Nombre de feuilles moyen sans sedum	Nombre de feuilles moyen avec sedum	P-valeur	Effet du sedum et pourcentage moyen de perte ou gain
<i>C. oleraceum</i>	3,0 (1,4)	2,00 (1,4)	0,553	=
<i>C. officinale</i>	PAS DE DONNÉES			
<i>E. vulgare</i>	7,8 (±3,0)	3,17 (±0,8)	0,002 **	∩ 59,3%
<i>G. pratense</i>	PAS DE DONNÉES			
<i>H. pilosella</i>	6,6 (±1,7)	4,14 (±0,9)	<0,001 ***	∩ 37,3%
<i>L. vulgare</i>	8,4 (±3,2)	4,25 (±1,7)	0,001 **	∩ 49,4%
<i>P. rhoeas</i>	9,3 (±4,2)	1,5 (±0,7)	0,025 *	∩ 83,9%
<i>S. minor</i>	17,8 (±8,2)	7,88 (±3,9)	0,019 **	∩ 55,8%
<i>S.columbaria</i>	6,2 (±2,1)	3,00 (±2,0)	0,009 **	∩ 51,6%
C	8,1 (±3,3)	3,73 (±1,7)	< 0,001 ***	∩ 53,9%
S	10,3 (±7,4)	5,47 (±3,4)	0,006 **	∩ 46,9 %
R	7,3 (±3,6)	2,67 (±1,0)	< 0,001 ***	∩ 63,4 %

Le nombre de données est insuffisant pour comparer les différents cercles entre eux.

7.1.3 ANALYSE DE LA SURVIE MOYENNE PAR POT

Le taux de survie moyen par pot est influencé significativement par la présence du sedum pour les espèces *L. vulgare* (p-valeur = 0,003), *S. minor* (p-valeur = 0,004) et *S.columbaria* (p-valeur = 0,013) et pour la stratégie S (p-valeur < 0,001) (tableau 13). Le détail des analyses effectuées est présenté en annexe (tableau 21). Pour toutes ces espèces, la présence du sedum diminue le taux de survie moyen par pot. Pour les autres espèces et stratégies, aucune tendance n'est observée.

Tableau 13 : Taux de survie moyen par pot avec et sans sedum pour les 9 espèces et les 3 stratégies. La p-valeur est issue de l'AV1. L'effet du sedum sur le taux de survie est indiqué (= : ne change pas ; ∩ : diminue ; ↗ : augmente). Dans le cas où le sedum influence le taux de survie, le pourcentage de perte ou de gain dû à sa présence est indiqué. La p-valeur est mise en gras lorsque la condition d'homocédasticité n'est pas respectée.

Espèces / Stratégies	Taux de survie moyen sans sedum	Taux de survie moyen avec sedum	P-valeur	Effet du sedum et pourcentage moyen de perte ou gain
<i>C. oleraceum</i>	20,0% (± 27,4%)	35,0% (± 21,2%)	0,525	=
<i>C. officinale</i>	100% (± 0%)	50,0% (± 50,0%)	0,093	=
<i>E. vulgare</i>	86,9% (± 14,9%)	100% (± 0%)	0,125	=
<i>G. pratense</i>	PAS DE DONNÉES			
<i>H. pilosella</i>	66,8% (± 41,2%)	41,4% (± 42,4%)	0,342	=
<i>L. vulgare</i>	92,1% (± 12,4%)	37,5% (± 32,4%)	0,003 **	∩ 59,3%
<i>P. rhoeas</i>	34,3% (± 41,3%)	26,7% (± 43,5%)	0,774	=
<i>S. minor</i>	85,6% (± 19,6%)	40,0% (± 22,6%)	0,004 **	∩ 59,1%
<i>S.columbaria</i>	83,5% (± 23,6%)	35,0% (± 23,8%)	0,013 *	∩ 58,1%
C	58,6% (± 40,5%)	40,2% (± 28,5%)	0,261	=
S	78,6% (± 29,2%)	39,1% (± 28,7%)	<0,001 ***	∩ 50,2%
R	70,5% (± 38,9%)	56,9% (± 47,4%)	0,415	=

Le nombre de données est insuffisant pour comparer les différents cercles entre eux.

7.1.4 ANALYSE DU TEMPS MOYEN DE GERMINATION (MEAN GERMINATION TIME – MGT)

Le temps moyen de germination par pot est influencé significativement par la présence du sedum pour l'espèce *C. oleraceum* (p-valeur = 0,049) (tableau 14). Le détail des analyses effectuées est présenté en annexe (tableau 22). Pour cette espèce, la présence du sedum diminue le temps moyen de germination par pot en moyenne de 31,4%. Pour les autres espèces et stratégies aucune tendance n'est observée.

Tableau 14 : Temps moyen de germination (Mean Germination Time – MGT) par pot en nombre de semaines avec et sans sedum pour les 9 espèces et les 3 stratégies. La p-valeur est issue de l'AV1. L'effet du sedum sur le MGT est indiqué (= : ne change pas ; √ : diminue ; ↗ : augmente). Dans le cas où le sedum influence le MGT, le pourcentage de perte ou de gain dû à sa présence est indiqué. La p-valeur est mise en gras lorsque la condition d'homocédasticité n'est pas respectée.

Espèces / stratégies	MGT sans sedum	MGT avec sedum	P-valeur	Effet du sedum et pourcentage moyen de perte ou gain
<i>C. oleraceum</i>	6,2 (±0,9)	4,3 (±1,1)	0,049 *	√ 31,4%
<i>C. officinale</i>	5,8 (±2,0)	3,4 (±0,8)	0,115	=
<i>E. vulgare</i>	5,4 (±0,5)	5,4 (±1,2)	0,923	=
<i>G. pratense</i>	PAS DE DONNEES			
<i>H. pilosella</i>	5,5 (±1,7)	5,9 (±0,3)	0,489	=
<i>L. vulgare</i>	4,3 (±1,0)	4,7 (±1,2)	0,497	=
<i>P. rhoeas</i>	4,8 (±0,8)	4,6 (±0,8)	0,717	=
<i>S. minor</i>	5,8 (±0,5)	6,5 (±1,4)	0,267	=
<i>S.columbaria</i>	6,5 (±0,7)	5,9 (±0,9)	0,31	=
C	5,3 (±1,40)	4,7 (±1,06)	0,242	=
S	5,9 (±1,11)	5,8 (±1,17)	0,8	=
R	5,2 (±1,12)	4,6 (±1,16)	0,137	=

Le nombre de données est insuffisant pour comparer les différents cercles entre eux.

7.1.5 ANALYSE DE L'ACTIVITÉ PHOTOSYNTHÉTIQUE FV/FM

Le rapport FV/FM moyen par pot est influencé significativement par la présence du sedum pour l'espèce *S.columbaria* (p-valeur = 0,035) et la stratégie S (p-valeur = 0,007) (tableau 15). Le détail des analyses effectuées est présenté en annexe (tableau 23). Pour cette espèce et cette stratégie, la présence du sedum diminue significativement le rapport FV/FM moyen par pot. Pour les autres espèces et stratégies, aucune tendance n'est observée.

Tableau 15 : Rapport FV/FM moyen par pot avec et sans sedum et de référence pour les 9 espèces et les 3 stratégies. La p-valeur est issue de l'AV1. L'effet du sedum sur le rapport FV/FM est indiqué (= : ne change pas ; ∩ : diminue ; ∷ : augmente). Dans le cas où le sedum influence le rapport FV/FM, le pourcentage de perte ou de gain dû à sa présence est indiqué. La p-valeur est mise en gras lorsque la condition d'homocédasticité n'est pas respectée.

Espèces	FV/FM moyen sans sedum	FV/FM moyen avec sedum	FV/FM référence	P-valeur	Effet du sedum et pourcentage moyen de perte ou gain
<i>C. oleraceum</i>	PAS DE DONNEES				
<i>C. officinale</i>	0,779 (±0,047)	0,681 (±0,149)	0,817 (±0,019)	0,108	=
<i>E. vulgare</i>	0,782 (±0,059)	0,786 (±0,012)	0,785 (±0,033)	0,991	=
<i>G. pratense</i>	PAS DE DONNEES				
<i>H. pilosella</i>	0,782 (±0,028)	0,807 (±0,014)	0,804 (±0,021)	0,285	=
<i>L. vulgare</i>	0,772 (±0,053)	0,770 (±0,023)	0,742 (±0,650)	0,724	=
<i>P. rhoeas</i>	0,783 (±0,032)	PAS DE DONNEES	0,773 (±0,011)	0,673	=
<i>S. minor</i>	0,772 (±0,034)	0,736 (±0,037)	0,789 (±0,016)	0,0667	=
<i>S.columbaria</i>	0,762 (±0,041) (b)	0,628 (±0,277) (a)	0,703 (±0,000) (ab)	0,0352 *	∩ 17,59%
C	0,772 (±0,052)	0,756 (±0,043)	0,759 (±0,044)	0,714	=
S	0,772 (±0,035) (b)	0,709 (±0,169) (a)	0,765 (±0,049) (ab)	0,00659 **	∩ 8,2%
R	0,782 (±0,048)	0,744 (±0,095)	0,792 (±0,027)	0,278	=

Le nombre de données est insuffisant pour comparer les différents cercles entre eux.

7.2 DISCUSSION

7.2.1 LE SEDUM FACILITE-T-IL OU INFLUENCE-T-IL LA GERMINATION, LA SURVIE, LE NOMBRE DE FEUILLES ET LA CAPACITÉ PHOTOSYNTHÉTIQUE DES NEUF ESPÈCES ET DES TROIS STRATÉGIES C, S OU R ET JUSQU'À QUELLE DISTANCE DU SEDUM CES VARIABLES SONT-ELLES INFLUENCÉES ?

Pour toutes les variables observées (taux de germination, nombre de feuilles, taux de survie, MGT et FV/FM), le sedum n'a pas d'effet facilitateur. Dans les cas où sa présence a une incidence significative sur la variable observée, elle est négative. Dans cette expérience, le sedum agit donc plutôt comme un compétiteur que comme un facilitateur.

Pour le taux de germination des espèces, le sedum agit comme un compétiteur lorsque l'effet de sa présence est significatif. Les stratégies CSR ne permettent pas d'expliquer pourquoi certaines espèces sont influencées et d'autres non. En effet, pour chaque stratégie, au moins une espèce n'est pas affectée par la présence du sedum.

Le taux de germination est influencé par de multiples facteurs. Tout d'abord, la quantité de lumière reçue par la graine modifie sa germination (Lopez del Egado, Toorop, et Lanfermeijer 2019). La présence de sedum diminue la lumière reçue par les graines. Ce manque de lumière a donc pu diminuer leur taux de germination. Ensuite, la présence du sedum entraîne une compétition avec les graines au niveau spatial à cause de son système racinaire dense et au niveau de la disponibilité en nutriments (Vasl et al. 2017). La comparaison des taux de germination en fonction de la distance au sedum confirme que la source de compétition vient du centre du sedum et non de son alentour proche. Cependant, de nombreuses analyses ne respectent pas la condition d'homocédasticité. Les résultats sont donc des tendances possibles.

En moyenne, le taux de germination des espèces de stratégie C n'est pas influencé significativement par la présence de sedum. Le sedum n'est probablement pas un compétiteur de ces espèces car ces dernières sont adaptées à survivre dans un milieu où la compétition est forte (Dunnnett 2015). L'adaptation à la compétition pourrait leur permettre que leur germination ne soit pas influencée par la présence du sedum.

Bien que le taux de germination soit influencé, dans certains cas, par la présence de sedum, le temps moyen de germination n'est pas modifié par la présence de sedum. Le sedum agit donc comme un compétiteur tout au long de l'expérience avec la même intensité.

La compétition du sedum agit sur le taux de germination mais aussi sur le développement des plantules. En effet, le nombre de feuilles moyen par individu est significativement plus faible pour la majorité des espèces et pour les trois stratégies. Les plantes cibles cultivées sans plant de sedum ont atteint un stade de développement plus avancé à la fin de l'expérience que celles avec plant de sedum. La compétition au niveau racinaire ou la compétition au niveau des ressources nutritives induites par la présence du sedum (Vasl et al. 2017) pourraient expliquer cette baisse de développement.

L'effet compétiteur du sedum influence significativement négativement la survie des espèces de stratégie stress-tolérante principalement. Les espèces de cette stratégie ont un développement plus lent que les autres (Dunnnett 2015). Cette différence de survie pourrait s'expliquer par cette différence de stratégie de développement. En effet, les espèces de stratégie C et R, à développement plus rapide, ont probablement pu développer leur système racinaire plus rapidement que les espèces de stratégie S, leur permettant ainsi d'éviter toute compétition avec le système racinaire du sedum. De plus, grâce à leur développement plus rapide, les espèces de stratégie R et C ont pu croître plus rapidement et n'ont peut-être donc pas été influencées négativement par l'ombrage du sedum. Au contraire, le développement lent des espèces de stratégie S a contraint les individus à l'effet compétiteur constant du sedum. Les plantules n'ont probablement pas pu survivre face à la compétition du sedum.

Les espèces de stratégie S ont peut-être, tout comme le sedum, un système racinaire plus superficiel qui les met en compétition avec le sedum pour les ressources nutritives. En ce qui concerne les espèces de stratégie R et C, leur système racinaire plus profond et traçant réduit la compétition racinaire avec le sedum.

L'analyse de l'activité photosynthétique n'est pas significativement différente entre les deux modalités et la référence. Les plantules ne présentent pas de stress physiologique général.

7.2.2 POINT MÉTHODOLOGIQUE

Le nombre de graines par cercle est assez faible. Des tendances générales peuvent être tirées des données sur l'ensemble des espèces mais des variations aléatoires dans les données par espèces modifient ces tendances. Ces effets se marquent dans les écarts-types et entraînent que de nombreuses analyses ne respectent pas la condition d'homoscédaticité. Les résultats présentés ici sont donc à prendre avec précaution. Pour éviter ces grandes variations dans le jeu de données, il serait intéressant de mener une expérience du même type à plus large échelle.

Ajouté à ces variations du jeu de données, au cours de l'expérience, une grande partie des plantules n'ont pas survécu face à une vague de forte chaleur. C'est pourquoi certaines analyses manquent de données ou n'ont pas pu être réalisées.

Certaines études démontrent que le sedum est une espèce facilitatrice pour son environnement proche (Heim et Lundholm 2014b; Callaway et Walker 1997). D'autres

prouvent que le sedum n'a pas toujours un effet facilitateur sur son voisinage (Vasl et al. 2017). Butler et Orians (2009) attestent que le sedum agit comme une espèce nurse lorsque l'environnement est stressant. Dans ce travail, le niveau de stress hydrique a été défini à 15% du volume d'eau par rapport au volume total. L'analyse de l'activité photosynthétique prouve que les plantules ne sont pas stressées. Il est possible que le niveau de stress choisi ici ne soit donc pas suffisant et explique l'effet compétiteur et non facilitateur du sedum. De plus, dans cette expérience, la profondeur de substrat choisi est de 10 cm. Les conclusions tirées ne s'appliquent donc qu'aux toitures de cette profondeur. Le stress hydrique est plus important pour un substrat de 5 cm de profondeur. Il serait intéressant de mener la même expérience de facilitation sur un substrat de 5 cm de profondeur. Le couvert végétal et l'abondance des espèces sont plus faibles dans ces zones de 5 cm de profondeur sur la toiture du TERRA. Si l'expérience sur 5 cm de substrat indique que le sedum facilite l'installation d'autres espèces, la toiture du TERRA pourrait être enrichie.

En conclusion, les résultats du développement de la végétation de la toiture du Centre de Recherche TERRA sont encourageants. La richesse spécifique et le couvert végétal ont augmenté entre les deux années.

Cependant, les résultats obtenus sur la toiture du TERRA s'écartent des hypothèses de départ. En effet, selon l'hypothèse de « l'habitat template » (J. T. Lundholm 2006), les toitures végétales peuvent être analogues aux pelouses sèches. Ajouté à cela, les conditions abiotiques stressantes d'une toiture verte extensive devraient favoriser les espèces tolérantes au stress. Cependant, ce ne sont pas les espèces de stratégie S qui se développent le mieux dans les zones les plus stressantes. Les résultats indiquent que ces zones abritent plus d'espèces rudérales. L'analogie de l'habitat de toiture verte peut donc s'étendre à d'autres habitats que les pelouses sèches. Les habitats analogues peuvent donc être, par exemple, des friches urbaines constituées de nombreuses espèces rudérales.

Les facteurs de profondeur du substrat et d'ensoleillement influencent le couvert végétal total et les stratégies CSR de la communauté. Cependant, les indices d'Ellenberg ne sont pas influencés par ces facteurs.

Au niveau de l'interaction interspécifique, le sedum n'agit pas comme une espèce nurse mais plutôt comme un compétiteur. Pour les toitures vertes extensives de dix cm de profondeur, la présence de sedum ne permettrait pas de favoriser l'installation de nouvelles espèces et donc la richesse spécifique totale de la toiture. Cependant, le sedum reste une espèce qui a la capacité de se développer dans un environnement extrêmement stressant. Il doit donc être conservé dans la communauté végétale de la toiture car il se développe dans des zones où peu d'espèces survivent. De plus, son effet compétiteur n'apparaît que sur une très faible distance. Il est donc tout à fait possible de planter du sedum dans des zones où peu d'espèces poussent sans pour autant qu'il entre en compétition avec elles. D'autre part, certaines études ont démontré qu'en cas de forte sécheresse le sedum pouvait influencer positivement le développement et la survie des espèces voisines.

En guise de recommandation, il est intéressant de continuer l'étude dans le temps de la toiture verte du TERRA. La littérature ne s'accorde pas sur l'évolution temporelle des communautés végétales d'une toiture verte extensive. Découvrir quels facteurs influencent son évolution permettra d'augmenter les connaissances sur le fonctionnement de cet écosystème. Avec une meilleure connaissance des toitures végétales, il est envisageable de pouvoir adapter la construction et la mise en place d'une toiture suivant les facteurs environnants. De cette manière, la biodiversité supportée par la toiture sera optimisée et pourra prospérer dans le temps.

- Barbour, Michael G., Jack H. Burk, Wanna D. Pitts, Frank S. Gilliam, et Mark W. Schwartz. 1987. « Ch. 9 Methods of sampling the plant community ». In , 210-39. TERRESTRIAL PLANT ECOLOGY THIRD EDITION.
- Baskin, Carol C., et Jerry M. Baskin. 1998. *Seeds: Ecology, Biogeography, and, Evolution of Dormancy and Germination*. Elsevier.
- Bernard, C. 2017. « Suitability of two sensor technologies to monitor spatio-temporal patterns of soil moisture on extensive green roofs », 66.
- Bertness, Mark D., et Ragan Callaway. 1994. « Positive Interactions in Communities ». *Trends in Ecology & Evolution* 9 (5): 191-93. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(94\)90088-4](https://doi.org/10.1016/0169-5347(94)90088-4).
- Boland, Cyrille. 2017. « Green roofs as analogous of calcareous grasslands ? Species response to substrate heterogeneity », 35.
- Braaker, S., J. Ghazoul, M. K. Obrist, et M. Moretti. 2014. « Habitat Connectivity Shapes Urban Arthropod Communities: The Key Role of Green Roofs ». *Ecology* 95 (4): 1010-21. <https://doi.org/10.1890/13-0705.1>.
- Brooker, R. W., F. T. Maestre, R. M. Callaway, C. L. Lortie, L. A. Cavieres, G. Kunstler, P. Liancourt, et al. 2008. « Facilitation in Plant Communities : The Past, the Present, and the Future ». *Journal of Ecology* 96 (1): 18-34. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2007.01295.x>.
- Brown, Charlotte, et Jeremy Lundholm. 2015. « Microclimate and Substrate Depth Influence Green Roof Plant Community Dynamics ». *Landscape and Urban Planning* 143 (novembre): 134-42. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.07.009>.
- Butler, Colleen, et Colin M Orians. 2009. « Session 3.3: Natives vs. Non-Natives, The Debate on the Merits of Each Continues - Sedum Facilitates the Growth of Neighboring Plantés on a Green Roof under Water Limited Conditions ». *Conference Proceedings*, juin, 14.
- Butler, Colleen, et Colin M. Orians. 2011. « Sedum Cools Soil and Can Improve Neighboring Plant Performance during Water Deficit on a Green Roof ». *Ecological Engineering* 37 (11): 1796-1803. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.06.025>.
- Callaghan, Chris, Steven W Peck, Monica E Kuhn, B Arch, O.A.A, Brad Bass, et Environmental Adaptation Research Group. 1999. *Greenbacks from green roofs: Forging a new industry in Canada*.
- Callaway, Ragan M, et Lawrence R Walker. 1997. « Competition and Facilitation: A Synthetic Approach to Interactions in Plant Communities ». *Ecology* 78 (7): 1958-65.
- Carter, Timothy, et Andrew Keeler. 2008. « Life-cycle cost–benefit analysis of extensive vegetated roof systems ». *Journal of Environmental Management* 87 (3): 350-63. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.01.024>.
- Castiglia Feitosa, Renato, et Sara Wilkinson. 2016. « Modelling green roof stormwater response for different soil depths ». *Landscape and Urban Planning* 153 (septembre): 170-79. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.05.007>.
- Chenot, Julie, Élie Gaget, Cannelle Moinardeau, Baptiste Regnery, Elise Buisson, et Thierry Dutoit. 2017. « Substrate Composition and Depth Affect Soil Moisture Behavior and Plant-Soil Relationship on Mediterranean Extensive Green Roofs ». In . <https://doi.org/10.3390/w9110817>.
- Commission Européenne. 2013. « Communication de la Commission au Parlement Européen et au Comité des Régions : Infrastructure verte - Renforcer le capital naturel de l'Europe ». Bruxelles. <http://ec.europa.eu/transparency/regdoc/rep/1/2013/FR/1-2013-249-FR-F1-1.Pdf>.
- De Lotto, R., G. Esopi, et S. Sturla. 2017. « Sustainable policies to improve urban ecosystem resilience ». *International Journal of Sustainable Development and Planning* 12 (4): 780-88. <https://doi.org/10.2495/SDP-V12-N4-780-788>.

- Drozd, W. 2019. « Problems and Benefits of Using Green Roofs in Poland ». *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 214 (janvier): 012076. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/214/1/012076>.
- Dufrène, Marc, et Louis-Marie Delescaille. 2007. « Synthèse Du Rapportage Sur Les Critères d'état de Conservation (Régions Biogéographiques) Des Habitats Natura 2000 Pour La Période 2001-2007 ». SPW/DGRNE/CRNFB. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/145411>.
- Dunnett, Nigel. 2015. « Ruderal Green Roofs ». In *Green Roof Ecosystems*, édité par Richard K. Sutton, 233-55. Ecological Studies. Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-14983-7_10.
- Dunnett, Nigel, Ayako Nagase, Rosemary Booth, et Philip Grime. 2008. « Influence of Vegetation Composition on Runoff in Two Simulated Green Roof Experiments ». *Urban Ecosystems* 11 (4): 385-98. <https://doi.org/10.1007/s11252-008-0064-9>.
- Ellenberg, H, H Weber, R Düll, Volkmar Wirth, Willy Werner, et D Paulissen. 1991. « Zeigwerte von Pflanzen in MittelEuropa ». *Scripta Geobotanica* 18 (janvier): 248.
- Evans, David, et Associates. 2008. « Cost Benefit Evaluation of Ecoroofs », Ecoroof Evaluation, City of Portland Bureau of Environmental Services Watershed Services: 37.
- Froment, C. 2016. « Arthropods communities on green roofs in Brussels: Influence of the roof vegetation and landscape context », 42.
- Getter, Kristin L., et D. Bradley Rowe. 2006. « The Role of Extensive Green Roofs in Sustainable Development ». *HortScience* 41 (5): 1276-85. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI.41.5.1276>.
- Godefroid, Sandrine, Ann Van de Vyver, Julie Lebrun, Wilfried Masengo Kalenga, Guylain Handjila Minengo, Charles Rose, Michel Ngongo Luhembwe, Thierry Vanderborgh, et Grégory Mahy. 2013. « Germination Capacity and Seed Storage Behaviour of Threatened Metallophytes from the Katanga Copper Belt (D.R.Congo): Implications for Ex Situ Conservation ». *Plant Ecology and Evolution* 146 (2): 183-92. <https://doi.org/10.5091/plecevo.2013.745>.
- Grime, J. P. 1974. « Vegetation Classification by Reference to Strategies ». *Nature* 250 (5461): 26-31. <https://doi.org/10.1038/250026a0>.
- . 2001. « Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties ». In *Biological Conservation - BIOL CONSERV.* Vol. 107. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00055-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00055-1).
- Grimm, Nancy, Stanley Faeth, Nancy Golubiewski, Charles Redman, Jianguo Wu, Xuemei Bai, et John Briggs. 2008. *Global Change and the Ecology of Cities*. Vol. 319. <https://doi.org/10.1126/science.1150195>.
- Heim, Amy, et Jeremy Lundholm. 2014a. « The effects of substrate depth heterogeneity on plant species coexistence on an extensive green roof ». *Ecological Engineering* 68 (juillet): 184-88. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.023>.
- . 2014b. « Species Interactions in Green Roof Vegetation Suggest Complementary Planting Mixtures ». *Landscape and Urban Planning* 130 (octobre): 125-33. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.07.007>.
- Hiller, S.H. 1990. « Gaps, Seed Banks and Plant Species Diversity in Calcareous Grasslands ». In *Calcareous Grasslands: Ecology and Management*, édité par D.W.H. Walton et D.A. Wells. Huntington, UK: Bluntisham. https://books.google.be/books/about/Gaps_Seed_Banks_and_Plant_Species_Diversity.html?id=yu63XwAACAAJ&redir_esc=y.
- Hodgson, J. G., P. J. Wilson, R. Hunt, J. P. Grime, et K. Thompson. 1999. « Allocating C-S-R Plant Functional Types: A Soft Approach to a Hard Problem ». *Oikos* 85 (2): 282. <https://doi.org/10.2307/3546494>.
- Holloway, Patricia, et Grant EM Matheke. 2003. « Seed Germination of Burnet, *Sanguisorba* spp. » *Native Plants Journal* 4 (septembre). <https://doi.org/10.3368/npj.4.2.95>.

- Holmgren, Milena, Marten Scheffer, et Michael A. Huston. 1997. « The Interplay of Facilitation and Competition in Plant Communities ». *Ecology* 78 (7): 1966-75. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1997\)078\[1966:TIOFAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1997)078[1966:TIOFAC]2.0.CO;2).
- « IRM - En Belgique ». s. d. IRM. Consulté le 1 août 2019. <https://www.meteo.be/fr/climat/tendances-climatiques-observees/en-belgique>.
- Julve, Ph. 1998. « Baseflor. Index botanique, écologique et chorologique de la flore de France. Version : "15/08/2012". » Monograph. 1998. <http://perso.wanadoo.fr/philippe.julve/catminat.htm>.
- Kadas, Gyongyver. 2006. « Rare Invertebrates Colonizing Green Roofs in London ». *Urban Habitats* 4 (1): 66-86.
- Kowarik, Ingo. 2011. « Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation ». *Environmental Pollution*, Selected papers from the conference Urban Environmental Pollution: Overcoming Obstacles to Sustainability and Quality of Life (UEP2010), 20-23 June 2010, Boston, USA, 159 (8): 1974-83. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.022>.
- Lambinon, Jacques, et Filip Verloove. 2012. *Nouvelle flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des régions Voisines*. 5^{ème} édition. Edition du Jardin botanique national de Belgique.
- Lamond, Jessica, Colin Booth, Felix Hammond, David Proverbs, Colin Booth, Felix Hammond, et David Proverbs. 2011. *Flood Hazards : Impacts and Responses for the Built Environment*. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b11050>.
- Lepš, J., J. Osbornová-Kosinová, et M. Rejmánek. 1982. « Community Stability, Complexity and Species Life History Strategies ». *Vegetatio* 50 (1): 53-63. <https://doi.org/10.1007/BF00120678>.
- Lewis, Simon L., et Mark A. Maslin. 2015. « Defining the Anthropocene ». *Nature* 519 (7542): 171-80. <https://doi.org/10.1038/nature14258>.
- Li, Dan, Elie Bou-Zeid, et Michael Oppenheimer. 2014. « The Effectiveness of Cool and Green Roofs as Urban Heat Island Mitigation Strategies ». *Environmental Research Letters* 9 (5): 16. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/5/055002>.
- Li, Jian-feng, Onyx W. H. Wai, Y. S. Li, Jie-min Zhan, Y. Alexander Ho, James Li, et Eddie Lam. 2010. « Effect of green roof on ambient CO₂ concentration ». *Building and Environment* 45 (12): 2644-51. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2010.05.025>.
- Lopez del Egado, L., P.E. Toorop, et F.C. Lanfermeijer. 2019. « Seed enhancing treatments: comparative analysis of germination characteristics of 23 key herbaceous species used in European restoration programmes ». *Plant Biology* 21 (3): 398-408. <https://doi.org/10.1111/plb.12937>.
- Lu, Jian, Jian-gang Yuan, Jun-zhi Yang, et Zhong-yi Yang. 2014. « Responses of Morphology and Drought Tolerance of Sedum Lineare to Watering Regime in Green Roof System: A Root Perspective ». *Urban Forestry & Urban Greening* 13 (4): 682-88. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2014.08.003>.
- Lundholm, Jeremy, Amy Heim, Stephanie Tran, et Tyler Smith. 2014. « Leaf and Life History Traits Predict Plant Growth in a Green Roof Ecosystem ». *PLOS ONE* 9 (6): 1-9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0101395>.
- Lundholm, Jeremy, J. Scott MacIvor, Zachary MacDougall, et Melissa Ranalli. 2010. « Plant Species and Functional Group Combinations Affect Green Roof Ecosystem Functions ». Édité par Hans Henrik Bruun. *PLoS ONE* 5 (3): e9677. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0009677>.
- Lundholm, Jeremy T. 2006. « Green Roofs and Facades: A Habitat Template Approach ». *Urban Habitats* 4 (1): 87-101.
- Lundholm, Jeremy T., et Paul J. Richardson. 2010. « MINI-REVIEW: Habitat Analogues for Reconciliation Ecology in Urban and Industrial Environments: Habitat Analogues ». *Journal of Applied Ecology* 47 (5): 966-75. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01857.x>.

- Lundholm, Jeremy T., Brett M. Weddle, et J. Scott MacIvor. 2014. « Snow depth and vegetation type affect green roof thermal performance in winter ». *Energy and Buildings* 84 (décembre): 299-307. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2014.07.093>.
- Madre, Frédéric, Alan Vergnes, Nathalie Machon, et Philippe Clergeau. 2014. « Green Roofs as Habitats for Wild Plant Species in Urban Landscapes: First Insights from a Large-Scale Sampling ». *Landscape and Urban Planning* 122 (février): 100-107. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.11.012>.
- Maxwell, Kate, et Giles N. Johnson. 2000. « Chlorophyll Fluorescence—a Practical Guide ». *Journal of Experimental Botany* 51 (345): 659-68. <https://doi.org/10.1093/jexbot/51.345.659>.
- McCallum, Kimberly P., Andrew J. Lowe, Martin F. Breed, et David C. Paton. 2018. « Spatially Designed Revegetation—Why the Spatial Arrangement of Plants Should Be as Important to Revegetation as They Are to Natural Systems: Spatially Designed Revegetation ». *Restoration Ecology* 26 (3): 446-55. <https://doi.org/10.1111/rec.12690>.
- Millenium Ecosystem Assessment, et Convention sur la Diversité Biologique. 2005. « Rapport de synthèse sur la diversité écologique ». Les écosystèmes et le bien-être humain. [tps://www.millenniumassessment.org/documents/document.461.aspx.pdf](https://www.millenniumassessment.org/documents/document.461.aspx.pdf).
- Moody, Seth S., et David J. Sailor. 2013. « Development and application of a building energy performance metric for green roof systems ». *Energy and Buildings* 60 (mai): 262-69. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2013.02.002>.
- Moral, Roger del, et Chad Jones. 2002. « Vegetation Development on Pumice at Mount St. Helens, USA ». *Plant Ecology* 162 (1): 9-22. <https://doi.org/10.1023/A:1020316503967>.
- Nagase, Ayako, et Nigel Dunnett. 2010. « Drought Tolerance in Different Vegetation Types for Extensive Green Roofs: Effects of Watering and Diversity ». *Landscape and Urban Planning* 97 (4): 318-27. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.07.005>.
- Oberndorfer, Erica, Jeremy Lundholm, Brad Bass, Reid R. Coffman, Hitesh Doshi, Nigel Dunnett, Stuart Gaffin, Manfred Köhler, Karen K. Y. Liu, et Bradley Rowe. 2007. « Green Roofs as Urban Ecosystems: Ecological Structures, Functions, and Services ». *BioScience* 57 (10): 823-33. <https://doi.org/10.1641/B571005>.
- Olly, Luke M., Adam J. Bates, Jon P. Sadler, et Rae Mackay. 2011. « An initial experimental assessment of the influence of substrate depth on floral assemblage for extensive green roofs ». *Urban Forestry & Urban Greening* 10 (4): 311-16. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2011.07.005>.
- Peck, Steven, et Monica Kuhn. 2001. « Design Guidelines for Green Roofs », Canada Mortgage and Housing Corporation, Ottawa, Ontario, , 22.
- Pêgo, R. G., J. A. S. Grossi, et J. G. Barbosa. 2012. « Soaking Curve and Effect of Temperature on the Germination of Daisy Seeds. », 2012, Horticultura Brasileira édition. <https://www.cabi.org/isc/abstract/20123322916>.
- Perry, G. L. W., N. J. Enright, B. P. Miller, et B. B. Lamont. 2009. « Nearest-Neighbour Interactions in Species-Rich Shrublands: The Roles of Abundance, Spatial Patterns and Resources ». *Oikos* 118 (2): 161-74. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2008.16947.x>.
- Piana, Max, et Stephanie Carlisle. 2014. « Green Roofs Over Time: A Spatially Explicit Method for Studying Green Roof Vegetative Dynamics and Performance ». *Cities and the Environment (CATE)* 7 (2). <https://digitalcommons.lmu.edu/cate/vol7/iss2/1>.
- Piana, Max R, et Stephanie C Carlisle. 2014. « Green Roofs Over Time: A Spatially Explicit Method for Studying Green Roof Vegetative Dynamics and Performance ». *Cities and the Environment (CATE)* 7 (2): 19.
- Pierce, Simon, Daniel Negreiros, Bruno E. L. Cerabolini, Jens Kattge, Sandra Díaz, Michael Kleyer, Bill Shipley, et al. 2017. « A Global Method for Calculating Plant CSR Ecological Strategies Applied across Biomes World-Wide ». Édité par Jennifer Baltzer. *Functional Ecology* 31 (2): 444-57. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12722>.

- Piqueray, Julien, et Grégory Mahy. 2010. « Revue bibliographique sur la restauration des pelouses calcicoles en Europe : contraintes rencontrées et solutions proposées ». *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, BASE, 14 (3): 471-84.
- Reniers, J. 2018. « Pelouses calcicoles mesoxériques sur toiture verte extensive : Influences du substrat et des conditions microclimatiques sur la composition végétale », 67.
- Rowe, D. Bradley, Kristin L. Getter, et Angela K. Durhman. 2012. « Effect of Green Roof Media Depth on Crassulacean Plant Succession over Seven Years ». *Landscape and Urban Planning* 104 (3-4): 310-19. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.11.010>.
- Ryser, Peter. 1993. « Influences of Neighbouring Plants on Seedling Establishment in Limestone Grassland ». *Journal of Vegetation Science* 4 (2): 195-202. <https://doi.org/10.2307/3236105>.
- Service fédéral belge. s. d. « Climat.be : Le climat en Belgique ». Consulté le 17 avril 2019. <https://www.climat.be/fr-be/changements-climatiques/en-belgique/climat-en-belgique/>.
- Seto, Karen C., Roberto Sánchez-Rodríguez, et Michail Fragkias. 2010. « The New Geography of Contemporary Urbanization and the Environment ». *Annual Review of Environment and Resources* 35 (1): 167-94. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-100809-125336>.
- Southwood, T. R. E. 1977. « Habitat, the Templet for Ecological Strategies? » *The Journal of Animal Ecology* 46 (2): 337-65. <https://doi.org/10.2307/3817>.
- Taylor, Douglas R., Lonnie W. Aarssen, et Craig Loehle. 1990. « On the Relationship between r/K Selection and Environmental Carrying Capacity: A New Habitat Templet for Plant Life History Strategies ». *Oikos* 58 (2): 239-50. <https://doi.org/10.2307/3545432>.
- Thompson, Ken. 1994. « Predicting the Fate of Temperate Species in Response to Human Disturbance and Global Change ». In *Biodiversity, Temperate Ecosystems, and Global Change*, édité par Timothy J. B. Boyle et Christopher E. B. Boyle, 61-76. NATO ASI Series. Springer Berlin Heidelberg.
- Thuring, Christine E., Robert D. Berghage, et David J. Beattie. 2010. « Green Roof Plant Responses to Different Substrate Types and Depths under Various Drought Conditions ». *HortTechnology* 20 (2): 395-401. <https://doi.org/10.21273/HORTTECH.20.2.395>.
- « Understanding Ellenberg's Indicator Values ». s. d. Owlcation. Consulté le 8 mai 2019. <https://owlcation.com/stem/Understanding-Ellenberg-Indicator-Values-For-Beginners>.
- Van Assche, Jozef, Diane Van Nerum, et Paul Darius. 2002. « The Comparative Germination Ecology of Nine Rumex Species ». *Plant Ecology* 159 (2): 131-42. <https://doi.org/10.1023/A:1015553905110>.
- Vandooren, O. 2006. « Les toitures vertes ». CSTC. https://www.cstc.be/homepage/download.cfm?lang=fr&dtype=agenda&doc=Toitures_vertes_CCW_CSTC.pdf.
- Vasl, A., H. Shalom, G.J. Kadas, et L. Blaustein. 2017. « Sedum — Annual Plant Interactions on Green Roofs: Facilitation, Competition and Exclusion ». *Ecological Engineering* 108 (novembre): 318-29. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.07.034>.
- Walker, Sara Louise. 2011. « Building mounted wind turbines and their suitability for the urban scale—A review of methods of estimating urban wind resource ». *Energy and Buildings* 43 (8): 1852-62. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2011.03.032>.
- Weiherr, Evan R., Angela van der Werf, Katherine Thompson, M. L. Roderick, Eric Garnier, et Ove E. Eriksson. 1999. « Challenging Theophrastus: A common core list of plant traits for functional ecology ». In . <https://doi.org/10.2307/3237076>.
- Yang, Jun, Qian Yu, et Peng Gong. 2008. « Quantifying air pollution removal by green roofs in Chicago ». *Atmospheric Environment* 42 (31): 7266-73. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.07.003>.
- Yurkonis, K. A., et T. P. McKenna. 2014. « Aggregating Species at Seeding May Increase Initial Diversity during Grassland Reconstruction ». *Ecological Restoration* 32 (3): 275-81. <https://doi.org/10.3368/er.32.3.275>.

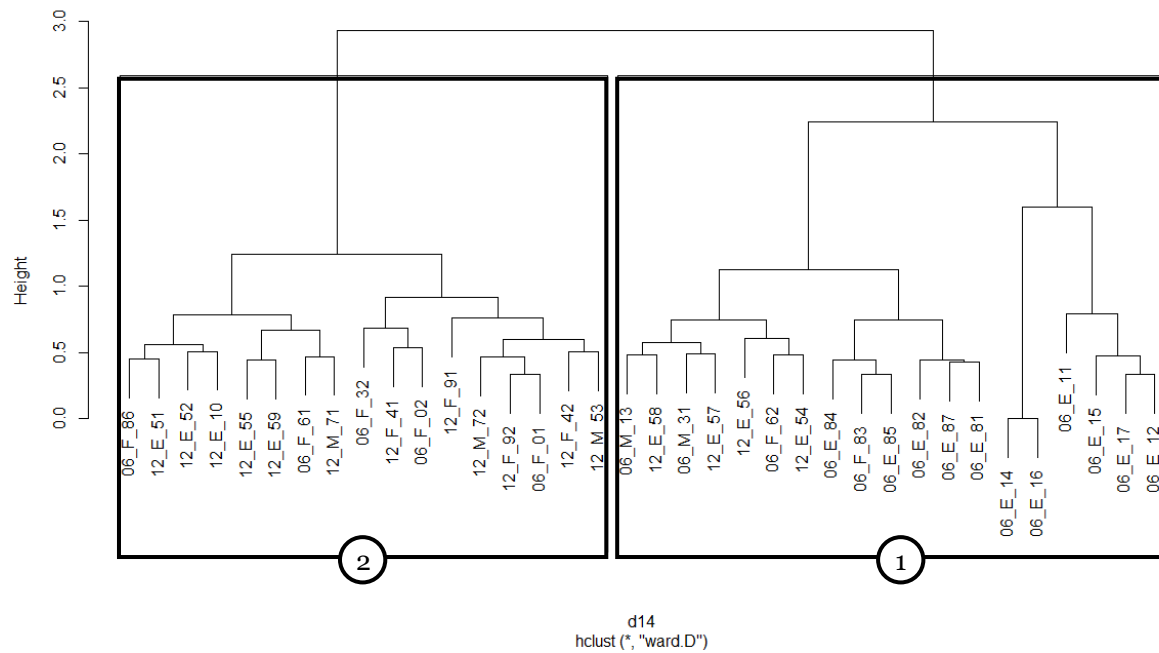


Figure 18 : Dendrogramme (méthode Ward.D) sur base du relevé de 2018. Les deux groupes sont mis en évidence par un rectangle noir. Le nom du quadrat est composé de leur profondeur de substrat, leur classe d'ensoleillement et de leur numéro d'identification. Le numéro des groupes est indiqué dans un cercle.

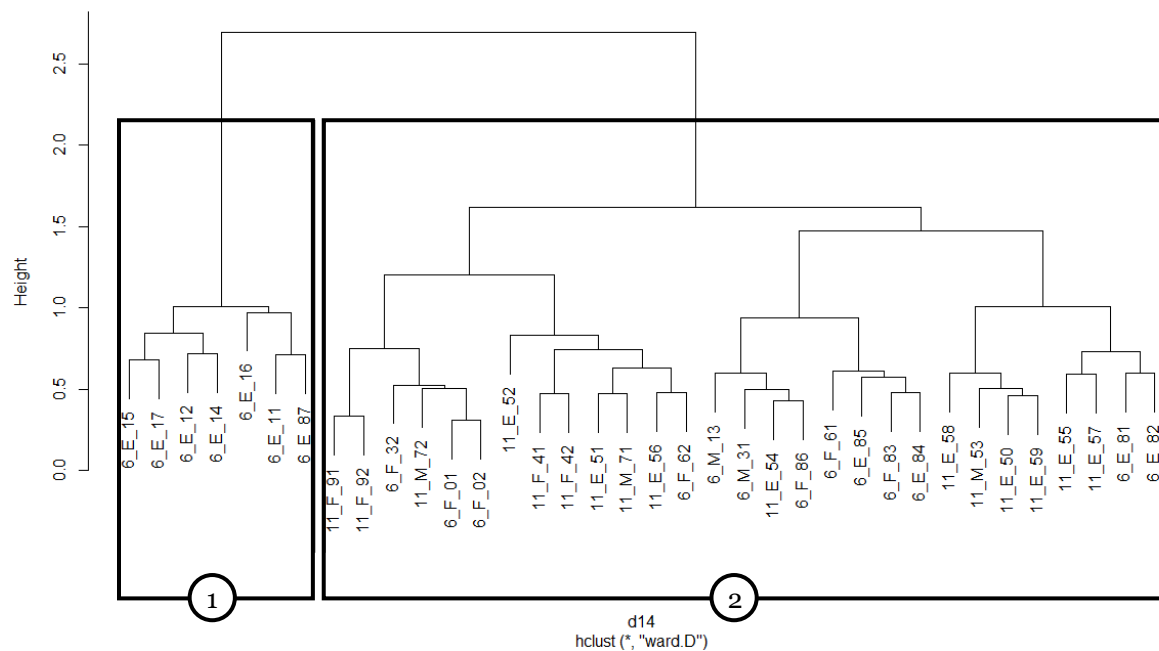


Figure 19 : Dendrogramme (méthode Ward.D) sur base du relevé de 2019. Les deux groupes sont mis en évidence par un rectangle noir. Le nom du quadrat est composé de leur profondeur de substrat, leur classe d'ensoleillement et de leur numéro d'identification. Le numéro des groupes est indiqué dans un cercle.

Tableau 16 : Tests réalisés pour chaque analyse de chaque relevé pour les 2 facteurs et pour chaque indice d'Ellenberg (lumière et humidité). Les valeurs de Df, F et P sont données. La p-valeur est mise en gras lorsque la condition d'homocédasticité n'est pas respectée.

Relevé	Indice	Facteur	Analyse	Df	F	P
Plantules avril 2018	Lumière	Profondeur	AV1	1	0,091	0,764
	Lumière	Ensoleillement	AV1	2	0,086	0,918
	Humidité	Profondeur	AV1	1	0,083	0,774
	Humidité	Ensoleillement	AV1	2	1,745	0,19
Adultes juin 2018	Lumière	Profondeur	AV1	1	4,548	0,040 *
	Lumière	Ensoleillement	AV1	2	0,157	0,855
	Humidité	Profondeur	AV1	1	0	0,995
	Humidité	Ensoleillement	AV1	2	2,026	0,148
Plantules avril 2019	Lumière	Profondeur	AV1	1	0,249	0,621
	Lumière	Ensoleillement	AV1	2	0,62	0,544
	Humidité	Profondeur	AV1	1	0,659	0,423
	Humidité	Ensoleillement	AV1	2	0,346	0,71
Adultes mai 2019	Lumière	Profondeur	AV1	1	2,09	0,158
	Lumière	Ensoleillement	AV1	2	2,131	0,136
	Humidité	Profondeur	AV1	1	6,092	0,019 *
	Humidité	Ensoleillement	AV1	2	1,104	0,345

Tableau 17 : Tests réalisés sur les taux de germination moyens par pot par espèces et par stratégies. L'AV1 est faite sur le facteur présence/absence de sedum. Les valeurs de Df, F et P sont données.

Espèces / stratégies	Analyse	Df	F	P
<i>C. oleraceum</i>	AV1	1	0,598	0,457
<i>C. officinale</i>	AV1	1	1,011	0,338
<i>E. vulgare</i>	AV1	1	5,99	0,034 *
<i>G. pratense</i>	AV1	1	0,2	0,664
<i>H. pilosella</i>	AV1	1	5,596	0,040 *
<i>L. vulgare</i>	AV1	1	7,983	0,018 *
<i>P. rhoeas</i>	AV1	1	5,711	0,038 *
<i>S. minor</i>	AV1	1	5,786	0,037 *
<i>S.columbaria</i>	AV1	1	2,623	0,136
R	AV1	1	9,34	0,004 **
C	AV1	1	2,771	0,105
S	AV1	1	13,5	<0,001 ***

Tableau 18 : Tests réalisés sur les taux de germination moyens par cercle par espèces et par stratégies. L'AV1 est faite sur le facteur présence/absence de sedum. Les valeurs de Df, F et P-valeur sont données.

Espèces / Stratégies	Cercle 1				Cercle 4,3				Cercle 8,6			
	Analyse	Df	F	P-valeur	Analyse	Df	F	P-valeur	Analyse	Df	F	P-valeur
<i>C. oleraceum</i>	AV1	1	1	0,341	AV1	1	1,081	0,323	AV1	1	0	1
<i>C. officinale</i>	AV1	1	2,143	0,174	AV1	1	0,385	0,549	AV1	1	0,455	0,515
<i>E. vulgare</i>	AV1	1	19,29	0,001 **	AV1	1	0,4	0,541	AV1	1	0	1
<i>G. pratense</i>	AV1	1	-	-	AV1	1	1	0,341	AV1	1	1	0,341
<i>H. pilosella</i>	AV1	1	8,975	0,013 *	AV1	1	3,716	0,083	AV1	1	1,522	0,246
<i>L. vulgare</i>	AV1	1	14,76	0,003 **	AV1	1	4,31	0,065	AV1	1	0,065	0,804
<i>P. rhoeas</i>	AV1	1	7,5	0,021 *	AV1	1	3,913	0,076	AV1	1	1,623	0,231
<i>S. minor</i>	AV1	1	5,548	0,040 *	AV1	1	4,31	0,065	AV1	1	0,93	0,358
R	AV1	1	21,86	0,001 ***	AV1	1	2,887	0,098	AV1	1	1,474	0,233
C	AV1	1	6,03	0,019 *	AV1	1	1,819	0,186	AV1	1	0,205	0,653
S	AV1	1	16,52	<0,001 ***	AV1	1	6,12	0,019 *	AV1	1	3,972	0,054

Tableau 19 : Tests réalisés sur les taux de germination moyens par cercle avec sedum par espèces et par stratégies. L'AV1 est faite sur le facteur distance au sedum. Les valeurs de Df, F et P sont données.

Espèces / Stratégies	Analyse	Df	F	P-valeur
<i>E. vulgare</i>	AV1	2	1,5	0,255
<i>H. pilosella</i>	AV1	2	2,585	0,108
<i>L. vulgare</i>	AV1	2	6,047	0,012
<i>P. rhoeas</i>	AV1	2	2,385	0,126
<i>S. minor</i>	AV1	2	5,648	0,015
R	AV1	2	5,681	0,006
C	AV1	2	3,798	0,029
S	AV1	2	7,982	<0,001

Tableau 20 : Tests réalisés sur le nombre de feuilles moyens par individu par espèces et par stratégies. L'AV1 est faite sur le facteur présence/absence de sedum. Les valeurs de Df, F et P sont données.

Espèces / stratégies	Analyse	Df	F	P-valeur
<i>C. oleraceum</i>	AV1	1	0,5	0,553
<i>E. vulgare</i>	AV1	1	13,53	0,002 **
<i>H. pilosella</i>	AV1	1	13,73	<0,001 ***
<i>L. vulgare</i>	AV1	1	12,68	0,001 **
<i>P. rhoeas</i>	AV1	1	6,603	0,028 *
<i>S. minor</i>	AV1	1	10,96	0,019 **
<i>S.columbaria</i>	AV1	1	7,826	0,009 **
C	AV1	1	17,04	<0,001 ***
S	AV1	1	7,837	0,006 **
R	AV1	1	14,36	<0,001 ***

Tableau 21 : Tests réalisés sur le taux de survie moyens par pot par espèces et par stratégies. L'AV1 est faite sur le facteur présence/absence de sedum. Les valeurs de Df, F et P sont données.

Espèces / Stratégies	Analyse	Df	F	P-valeur
<i>C. oleraceum</i>	AV1	1	0,466	0,525
<i>C. officinale</i>	AV1	1	4,286	0,093
<i>E. vulgare</i>	AV1	1	2,939	0,125
<i>H. pilosella</i>	AV1	1	1,005	0,342
<i>L. vulgare</i>	AV1	1	14,88	0,003 **
<i>P. rhoeas</i>	AV1	1	0,088	0,774
<i>S. minor</i>	AV1	1	13,89	0,004 **
<i>S.columbaria</i>	AV1	1	10,05	0,013 *
C	AV1	1	1,345	0,261
S	AV1	1	15,17	<0,001 ***
R	AV1	1	0,687	0,415

Tableau 22 : Tests réalisés sur le temps de germination moyen (MGT) par pot par espèces et par stratégies. L'AV1 est faite sur le facteur présence/absence de sedum. Les valeurs de Df, F et P sont données.

Espèces / stratégies	Analyse	Df	F	P-valeur
<i>C. oleraceum</i>	AV1	1	6,614	0,050 *
<i>C. officinale</i>	AV1	1	3,637	0,115
<i>E. vulgare</i>	AV1	1	0,01	0,923
<i>H. pilosella</i>	AV1	1	0,521	0,489
<i>L. vulgare</i>	AV1	1	0,497	0,497
<i>P. rhoeas</i>	AV1	1	0,14	0,717
<i>S. minor</i>	AV1	1	1,38	0,267
<i>S.columbaria</i>	AV1	1	1,177	0,31
C	AV1	1	1,458	0,242
S	AV1	1	0,065	0,8
R	AV1	1	2,355	0,137

Tableau 23 : Tests réalisés sur Rapport FV/FM moyen par pot par espèces et par stratégies. L'AV1 est faite sur le facteur présence/absence de sedum. Les valeurs de Df, F et P sont données.

Espèces / Stratégies	Analyse	Df	F	P-valeur
<i>P. rhoeas</i>	AV1	1	0,19	0,673
<i>H. pilosella</i>	AV1	2	1,305	0,285
<i>L. vulgare</i>	AV1	2	0,326	0,724
<i>S.columbaria</i>	AV1	2	3,737	0,035
<i>E. vulgare</i>	AV1	2	0,009	0,991
<i>S. minor</i>	AV1	2	2,895	0,067
<i>C. officinale</i>	AV1	2	2,75	0,108
S	AV1	2	5,257	0,007
R	AV1	2	1,32	0,278
C	AV1	2	0,34	0,714