THÈSE POUR OBTENIR LE GRADE DE DOCTEUR DE L'INSTITUT AGRO MONTPELLIER ET DE L'UNIVERSITE DE MONTPELLIER

En Ecologie Fonctionnelle et Sciences Agronomiques

École doctorale GAIA – Biodiversité, Agriculture, Alimentation, Environnement, Terre, Eau
Portée par

Unités de recherche SELMET / AMAP

Accompagner la compensation écologique d'implantations minières dans les zones arides d'Asie Centrale : une approche en termes de services écosystémiques

Présentée par Annaêl BARNES
Le 29 août 2023

Sous la direction de Paulo SALGADO
et Alexia STOKES

Devant le jury composé de

Richard MICHALET, Professeur des Universités, Université de Bordeaux	**Rapporteur**
Christine RAIMOND, Directrice de Recherche, CNRS, UMR PRODIG	**Rapportrice**
Jean-Luc CHOTTE, Directeur de Recherche, IRD, UMR Eco&Sol	**Examinateur, Président du jury**
Danièle MAGDA, Directrice de Recherche, INRAE, UMR AGIR	**Examinatrice**
Paulo SALGADO, Chercheur, CIRAD, UMR SELMET	**Directeur**
Alexia STOKES, Directrice de Recherche, INRAE, UMR AMAP	**Co-directrice**
Simon TAUGOURDEAU, Chercheur, CIRAD, UMR SELMET	**Encadrant, Membre invité**
Véronique RAYOT, Responsable environnement – Asie Centrale et autres pays, Orano	**Encadrante, Membre invitée**

UNIVERSITÉ DE MONTPELLIER

L'INSTITUT agro Montpellier

Cette thèse a été financée par Orano Mining, et a été prolongée de 4 mois par un financement du CIRAD. Elle s'est déroulée entre le 04 mai 2020 et le 31 août 2023 à Montpellier, principalement au sein de l'UMR Systèmes d'Elevage Méditerranéens et Tropicaux (Selmet), au campus de Baillarguet, et en partie de l'UMR botAnique et Modélisation de l'Architecture des Plantes et des végétations (Amap). Les périodes de terrain au Kazakhstan ont été financées par la convention établie entre le CIRAD et Orano Mining, et certains frais ont été pris en charge par la co-entreprise KATCO. Cette thèse a été menée sous la direction de Paulo Salgado et Alexia Stokes, et encadrée par Simon Taugourdeau, Véronique Rayot et Jean-Daniel Cesaro.

Remerciements

Tout d'abord, je remercie vivement Richard Michalet, Christine Raimond, Jean-Luc Chotte et Danièle Magda pour avoir accepté d'évaluer ce travail, pour le temps consacré à la relecture de ce manuscrit et pour leur disponibilité pour la soutenance orale de ces travaux.

Je remercie Orano Mining pour avoir financé cette thèse, notamment Hervé Toubon et Emilie Lacroix. Je remercie également le CIRAD pour le prolongement de 4 mois accordé, qui m'a permis de terminer mes analyses et ma rédaction avec un esprit plus tranquille.

Pendant ces trois ans et quatre mois, j'ai été extrêmement bien entourée et j'ai pu réaliser ma thèse dans les meilleures conditions. A toutes les personnes qui m'ont accompagnée dans cette expérience, ces quelques lignes ne sauront refléter tout le soutien et toute l'aide que j'ai pu recevoir et ma reconnaissance pour leur temps, leur implication et leur bienveillance.

Merci à Simon Taugourdeau, Véronique Rayot et Michael Descostes qui ont été à l'origine de ce projet, et sans qui je n'aurais pas pu participer à cette expérience plus qu'enrichissante. Merci à Simon pour sa grande disponibilité, que ce soit depuis le Sénégal ou en France, ainsi que pour ses nombreux conseils qui m'ont guidée tout au long de cette thèse. Merci à Véronique pour son implication et son intérêt constant pour ce sujet qui m'a énormément motivée. Merci également à eux pour avoir tout fait pour que je puisse partir sur le terrain pendant cette période COVID compliquée !

Merci à Paulo Salgado et Alexia Stokes qui ont accepté de diriger et co-diriger ces travaux, et qui, bien que non spécialistes de la compensation écologique, ont su m'accompagner pour la réalisation de cette thèse. Merci à Paulo pour avoir autant pris à cœur son rôle de directeur, pour s'être rendu disponible à chaque étape de cette thèse et pour ses mots toujours encourageants. Merci à Alexia pour son encadrement chaleureux et sa pédagogie, pour être venue au Kazakhstan et pour son expertise qui a permis d'améliorer notre protocole.

Merci à Alexandre Ickowicz pour m'avoir accompagnée sur mes premières enquêtes dans le district de Sozak, pour ses précieux conseils et sa bienveillance. J'ai été heureuse de découvrir ce pays en sa compagnie. Je le remercie également pour son implication et son intérêt pour ma thèse qui ont continué au-delà des périodes de terrain et qui m'ont beaucoup encouragée.

Je tiens également à remercier Jean-Daniel Cesaro et Baba Ba, pour avoir testé mes guides d'entretien au Sénégal pendant que j'étais bloquée en France, et de m'avoir ainsi fait gagner un temps précieux dès que j'ai pu partir au Kazakhstan. Merci également à Jean-Daniel pour nos échanges enrichissants et constructifs sur la cartographie et l'approche paysagère.

Merci à eux, Simon, Véronique, Paulo, Alexia, Alexandre et Jean-Daniel pour leur relecture attentive des chapitres qui constituent cette thèse et leurs retours qui ont permis, au fur et à mesure, d'améliorer et d'enrichir son contenu.

Merci à Samantha Bazan, qui après m'avoir accompagnée en Mongolie pour mon stage de fin d'études, a accepté de repartir avec moi au Kazakhstan. Sans son aide, tout le travail sur la biodiversité des steppes et des déserts kazakhs aurait été beaucoup moins consistant et intéressant. Mais surtout, je la remercie pour son amitié.

Au sein de l'unité Selmet, je ne pourrai être exhaustive, mais je tiens à remercier Isabelle Rolland et Corine Chaillan pour leur disponibilité et leur appui, malgré la quantité de travail qu'elles avaient déjà. Merci à Samir Messad pour son aide sur les analyses statistiques et multidimensionnelles, à Laurent Bonnal et Elodie Baby pour l'analyse des échantillons de biomasse… Merci à toute l'équipe Selmet de Baillarguet pour la bonne humeur constante, les pauses café, les discussions, et finalement, cette si bonne ambiance qui me fait regretter de terminer cette thèse.

Un grand merci à Caroline et Fanny, qui ont rempli le bureau des doctorantEs de rires, pour leur soutien et leur amitié. Merci d'avoir rendu ce lieu si réconfortant.

Merci également à Bernard Faye et Gaukhar Konuspayeva qui ont pris le temps de me transmettre leurs connaissances sur le Kazakhstan et m'ont ainsi aidé à mieux comprendre ce pays que peu connaissaient.

Merci au labo Amap, que j'ai moins connu mais où l'accueil fut chaleureux. Je remercie notamment Jean-Luc Maeght et Zhun Mao pour leur appui, leur investissement et leur gentillesse. Merci pour leurs apports constructifs autour des services écosystémiques et leur évaluation. Ce fut un plaisir de les rencontrer et de réaliser mon dernier terrain au Kazakhstan avec eux.

Je remercie également Josiane Seghieri et Olivier Therond pour leur disponibilité et leur implication lors des comités de thèse, et la pertinence de leurs conseils qui m'ont notamment permis de mieux appréhender mon sujet, et qui m'ont grandement aidée à construire mon cadre conceptuel et ma stratégie de recherche.

Pour ma première expérience en tant que maître de stage, je tiens à remercier Aymeric Beugnon, que j'ai eu la chance d'encadrer pour son stage au Kazakhstan. Je le remercie pour sa curiosité et sa motivation à toute épreuve et j'espère avoir su remplir mon rôle.

Cette année, je suis heureuse de participer aux stages de Clara Garcia Matos et Nolwenn Maudieu, qui ont mobilisé les méthodes développées dans cette thèse sur leur terrain en Mongolie. J'ai hâte de pouvoir discuter de leurs résultats avec elles !

Merci au laboratoire us-analyse, grâce à qui nous avons pu obtenir les résultats d'analyses de sols rapidement. Merci à eux pour leur réactivité, et pour la qualité de leurs explications.

Au Kazakhstan, je remercie KATCO, grâce à qui mes terrains se sont déroulés dans de très bonnes conditions. Je remercie Gérard Fries pour son invitation au Kazakhstan, qui m'a permis de venir la première fois. Merci à Aizhan Aldabergenova et Ainagul Ismagulova qui m'ont grandement aidée à organiser mes missions en amont sur le plan logistique, le logement, le transport, les accords… Un grand merci à Sholpan Koldasbekova et Tagabek Zhanxiyev pour leur appui pour l'organisation des entretiens dans le district de Sozak. Merci également à Elmira Assankulova et Nurbol Azemkhan pour leur aide apportée sur la partie environnementale. Enfin, merci à Abay Nurmakhamat et son équipe pour m'avoir guidée dans le désert de Muyunkum lors de ma semaine à la base vie de KATCO. Je remercie également tous les chauffeurs qui m'ont accompagnée : Baltabai, Korgan, Gani… Merci à Baltabai et Korgan pour leurs attentions et pour nous avoir invités chez eux, nous avoir présentés leur famille et pour leur accueil.

Un énorme merci à Akbope Saparaliyeva pour son travail d'interprète, pour m'avoir aidée dans la vie de tous les jours à Taukent et à Chymkent, mais aussi pour son implication même lorsque je n'étais plus au Kazakhstan ! Sans son aide, nos échantillons de sol ne seraient probablement jamais arrivés en France... Merci pour sa sollicitude, sa gentillesse et sa patience. Merci aussi pour m'avoir fait découvrir la ville de Chymkent et ses alentours, et merci à sa famille pour sa générosité.

Dans le village de Taukent, je remercie chaleureusement Sholpan, Aizhan et toutes les dames de l'hôtel pour leur gentillesse et leur accueil. Je suis heureuse d'avoir rencontré Altynai, avec qui ce fut un plaisir de discuter, et qui m'a fait découvrir l'une des cascades de Karatau dont on m'avait tant parlé en entretien ! Enfin, merci à Habiba pour sa bonne humeur et son sourire.

Je tiens également à remercier Zhuniskhan Alimbekov et les autorités environnementales et forestières de Sholakkorgan pour avoir permis l'envoi de nos échantillons en France.

Cette thèse s'appuie en grande partie sur les témoignages de nombreuses personnes qui ont accepté de participer à nos entretiens dans le district de Sozak. Je les remercie énormément pour le temps qu'elles m'ont accordé et pour les connaissances qu'elles m'ont transmises. Sans elles, ce travail serait bien moins consistant et pertinent. Parmi elles, merci également à toutes celles qui nous ont invités dans leur maison autour d'un repas kazakh, à celles qui nous ont emmenés, à la fin d'un entretien, découvrir les alentours des villages, les lacs, les lieux sacrés, les rivières… Aussi, merci aux *akimats* des villages pour l'organisation des entretiens et pour avoir accepté que ces derniers soient effectués dans leurs locaux.

Les entretiens menés chez KATCO et Orano m'ont permis d'enrichir mes résultats et ma compréhension de la compensation écologique au Kazakhstan. Pour cela, je remercie donc toutes les personnes qui ont accepté de me rencontrer et de prendre le temps de répondre mes questions.

En dehors du labo et du Kazakhstan, un énorme merci à tous mes amis, de Montpellier et de Cergy qui, par l'équilibre et le bonheur qu'ils m'ont apportés, ont finalement contribué à la réalisation de cette thèse. Merci de m'avoir permis de me relaxer, de discuter d'autre chose que ma thèse, de partir en vacances… Merci à tous d'avoir été là !

Merci à ma famille pour leur amour, et notamment à mes parents pour leur soutien sans faille, depuis toujours, qui m'a permis d'accomplir autant. A mes petites sœurs, qui me font toujours rire, et à mes grand-mères, toujours enthousiasmées par ce que je fais. Mes pensées vont également à mon grand-père, que j'espère avoir rendu fier.

Merci à Anne et Laurent pour leur porte toujours ouverte à la Devèze.

Et pour finir, un grand merci à Paul, pour ses encouragements, son écoute, pour m'avoir fait prendre confiance en moi, et tout simplement pour sa présence. Merci pour tout ce que nous partageons, et pour tous les projets à venir.

Résumé

Le développement de projets d'aménagement (routes, mines, etc.) participe à l'érosion mondiale de la biodiversité. Dans ce contexte, la compensation écologique est adoptée pour pallier ces impacts et concilier développement économique et préservation de la biodiversité. Cependant, elle peine à inclure les services écosystémiques, malgré leur importance pour le bien-être, voire la survie de certaines populations impactées. Leur intégration n'est pas toujours compatible avec les approches actuelles de la compensation pour la biodiversité. Ainsi, l'objectif de nos travaux de thèse est de développer un cadre méthodologique pour l'intégration appropriée des services écosystémiques dans la compensation écologique. A partir de la littérature existante, nous avons construit une méthodologie en quatre étapes. Nous l'avons testée dans une zone aride d'Asie Centrale, le district de Sozak au Kazakhstan, où l'entreprise minière uranifère française Orano est implantée, et où la compensation écologique est réalisée par plantations forestières *d'Haloxylon ammodendron* (C.A. Mey) Bunge et *Haloxylon persicum* (C.A Mey) Bunge. A travers ce cas d'étude, nous avons (i) identifié les services écosystémiques importants pour les acteurs locaux, selon une échelle paysagère. Ainsi, nous avons déterminé les services potentiellement impactés par les activités minière. Dès lors, nous avons élaboré des pratiques de compensation basées sur leur fourniture, et les avons (ii) évaluées sous le prisme de l'acceptabilité sociale. Nous avons notamment montré que les services écosystémiques attendus à travers la compensation différaient des services potentiellement impactés par les activités minières. Par la suite, nous avons (iii) évalué les relations entre la végétation naturelle du district et les services écosystémiques d'intérêt, à partir d'indicateurs biophysiques, afin de nous en inspirer pour la compensation des services écosystémiques. Nos résultats suggèrent que seule la strate arbustive affecterait partiellement la fourniture de services écosystémiques, et pour un nombre limité de services. Enfin, à travers la dernière étape, nous avons développé un outil d'aide à la décision afin (iv) d'évaluer différents scénarios de compensation écologique selon quatre critères : leur succès de mise en place, le niveau de fourniture de services écosystémiques, la satisfaction des différents acteurs vis-à-vis des services apportés, et l'acceptabilité sociale. Nous avons montré qu'un scénario permettant de compenser la perte potentielle des services écosystémiques d'intérêt demanderait des surfaces considérables, et serait lourd en termes de planification, de gestion, de suivi, de ressources humaines et certainement de ressources financières. Nos résultats témoignent de l'importance et de la pertinence de chacune des étapes de notre cadre méthodologique. Ils montrent également la nécessité d'optimiser certains protocoles qui résultent de ses étapes pour parfaire sa réplicabilité. Finalement, le cadre méthodologique proposé pourrait être mobilisé au-delà de la compensation écologique, dans d'autres projets d'aménagement des territoires (reboisement, parcs, pratiques agroécologiques, etc.) qui souhaiteraient s'appuyer sur le concept des services écosystémiques.

Abstract

Development projects, such as road construction and mining, contribute to the global erosion of biodiversity. In this context, ecological compensation, also known as biodiversity offset, is adopted worldwide to mitigate these impacts and reconcile economic development and the preservation of biodiversity. However, this approach struggles to include ecosystem services, despite their importance for the well-being and even the survival of certain affected populations. Also, the integration of ecosystem services is not always compatible with current approaches to biodiversity offsetting. The objective of this PhD thesis was to develop a methodological framework for the appropriate integration of ecosystem services in compensation mechanisms. From the existing literature we have built a four-step methodology. We tested it in an arid zone of Central Asia, the district of Sozak in Kazakhstan, where the French uranium mining company Orano is established, and where ecological compensation is carried out by forest plantations of *Haloxylon ammodendron* (C.A. Mey) Bunge and *Haloxylon persicum* (C.A. Mey) Bunge. Through this case study, I have: (i) identified the ecosystem services that are important for local stakeholders, at a landscape scale. In addition, I have determined the services potentially impacted by mining activities and developed compensation practices based on their provision, and (ii) I have evaluated services under the prism of social acceptability. In particular, I have shown that the ecosystem services expected through compensation differ from the services potentially impacted by mining activities. Subsequently, I (iii) assessed the relationship between the natural vegetation of the district and the ecosystem services of interest, based on biophysical indicators, in order to develop a system for the compensation of ecosystem services. Results suggest that only the shrub layer would partially affect the provision of ecosystem services, and for a limited number of services. Finally, through the last step, I developed a decision-support tool in order to (iv) evaluate different compensation scenarios according to four criteria: their success in implementation, the level of provision of ecosystem services, the satisfaction of stakeholder with regard to the services provided, and social acceptability. I have shown that a scenario making it possible to compensate for the potential loss of ecosystem services of interest would require considerable areas, and would be time-consuming in terms of planning, management, monitoring, human resources and financial resources. These results demonstrate the importance and relevance of each step of the methodological framework developed in this PhD thesis. Results also show the need to optimize certain protocols that result from steps to improve its repeatability. Finally, the proposed methodological framework could be mobilized beyond ecological compensation in other land use development projects (e.g., reforestation, parks and agroecological practices), that wish to integrate the concept of ecosystem services.

Acronymes

Amap : botAnique et Modélisation de l'Architecture des Plantes et des végétations

ACC : Analyse Canonique des Correspondances

ACM : Analyse des Correspondances Multiples

ACP : Analyse en Composantes Principales

BBOP : *Business and Biodiversity Offsets Programme*

CA : *Correspondance Analysis*

CAH : Classification Ascendante Hiérarchique

CBD : *Convention on Biological Diversity*

CICES : *Common International Classification of Ecosystem Services*

CIRAD : Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement

CSBI : *Cross Sector Biodiversity Initiative*

CSR : *Corporate Social Responsibility*

Dis-SE : DisService écosystémiques

EIA : *Environmental Impact Assessment*

EIE : Etude d'Impact Environnemental

EIES : Etude d'Impact Environnemental et Social

EIS : Etude d'Impact Social

ER(R)C : Eviter – Réduire – (Restaurer / Réhabiliter) – Compenser

ES : *Ecosystem Services*

ESIA : *Environmental and Social Impact Assessment*

IPBES : *The Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*

IFC : *International Finance Corporation*

ISR : *In situ Recovery*

MEA : *Millenium Ecosystem Assessment*

NEPA : *National Environmental Policy Act*

NCP : *Nature's Contribution to People*

NNL : *No Net Loss*

NG : *Net Gain*

OAD : Outil d'Aide à la Décision

OECD : Organisation de Coopération et de Développement Economique

ONG : Organisation Non Gouvernementale

SE : Service(s) Ecosystémique(s)

Selmet : Systèmes d'Elevage Méditerranéens et Tropicaux

SIG : Système d'Information Géographique

TEEB : *The Economics of Ecosystem and Biodiversity*

UICN : Union Internationale de Conservation de la Nature

UMR : Unité Mixte de Recherche

UNEP-WCMC : *the United Nation Environmental Programm – World Conservation Monitoring Center*

UP : Unité Paysagère

URSS : Union des Républiques Socialistes Soviétiques

VIV : Variable Indicatrice de Végétation

WRI : *World Resource Institute*

Table des matières

Introduction générale 1

Références de l'introduction générale 6

Chapitre 1 – Cadre conceptuel et méthodologie générale de la thèse 10

1.1. La compensation écologique 10

1.1.1. Historique de la compensation écologique 10

1.1.2. Cadre de la compensation écologique : la hiérarchie d'atténuation et le *No Net Loss* de biodiversité 12

1.1.3. Mise en œuvre de la compensation écologique 16

1.1.4. Limites de la compensation écologique 22

1.2. Les services écosystémiques 30

1.2.1. Historique du concept des services écosystémiques 30

1.2.2. Définir et classifier les services écosystémiques 31

1.3. La considération des services écosystémiques dans la compensation écologique 38

1.3.1. Selon les principes de la compensation écologique 38

1.3.2. Place des services écosystémiques dans la pratique de la compensation écologique 41

1.3.3. Limites de l'inclusion des services écosystémiques dans la compensation écologique et recommandation associées 43

1.3.4. Compatibilité entre l'approche pour la biodiversité et l'approche par les services écosystémiques 51

1.3.5. Importance de la considération des services écosystémiques dans la compensation écologique et avantages 53

Conclusion du cadre conceptuel 56

1.4. Méthodologie générale de la thèse 58

1.4.1. Cas d'étude dans une zone aride d'Asie Centrale : le district de Sozak dans le sud du Kazakhstan 58

1.4.2. Stratégie de recherche finale et méthodologie associée 76

Références du Chapitre 1 84

Chapitre 2 – Identification des services écosystémiques fournis par les paysages arides du district de Sozak 97

Article : *Improving Biodiversity Offset Schemes through the Identification of Ecosystem Services at a Landscape Level* 98

2.1. *Introduction* 98

2.2. *Materials and Methods* 100

2.2.1. *Study Site* 100

2.2.2. *Main Economic Activities: Livestock Faming and Uranium Mining* 101

2.2.3. *Identification of Ecosystem Services to Include in Biodiversity Offsets* 102

2.3. *Results* 106

2.3.1. *Provision of Ecosystem Services through Landscape Units* 107

2.3.2. *Preference of Ecosystem Services according to Stakeholder Category and Gender* 110

2.3.3. *Links between Stakeholder Village Location, Landscape Unit and Ecosystem Services* 110

2.3.4. *Systemic Representation of the Perception of Ecosystem Services Provided by the Different Landscape Units* 111

2.4. *Discussion* 115

2.4.1. *Identification of Ecosystem Services and Landscape Units* 115

2.4.2. *Exploiting the Link between Landscape, Ecosystem Services and Beneficiaries* 116

2.4.3 *From Suggestion to Biodiversity Offset Strategies: What to Offset and Where?* 117

2.4.4. *Service-Based Scenarios and Their Potential Indirect Impacts on Other Provision of Ecosystem Services* 118

2.4.5. *The Benefits of Considering Ecosystem Services in Biodiversity Offsets* 118

2.4.6. *Towards a Framework Applicable Worldwide* 118

2.4.7. *Ecosystem Services Based Offsets as a Complementary Measure in Biodiversity Offsets* 119

2.5. *Conclusions* 120

References 121

2.6. Résultats complémentaires : la vision de KATCO et Orano sur les services écosystémiques fournis par le désert de Muyunkum et ciblés à travers la compensation écologique 125

2.6.1. Les services écosystémiques fournis par le désert de Muyunkum 125

2.6.2. Les services écosystémiques qui pourraient être ciblés à travers la compensation écologique 126

2.6.3. Récapitulatif des services écosystémiques mentionnés 127

Références des résultats complémentaires 129

Chapitre 3 – Acceptabilité sociale de pratiques de compensation écologique et services écosystémiques attendus : le cas du district minier de Sozak au Kazakhstan 131

3.1. Introduction 133

3.2. Matériels et méthodes 136

3.2.1. Zone d'étude 136

3.2.2. Collecte de données 137

3.2.3. Analyse des données 145

3.3. Résultats 147

3.3.1. Acceptabilité et rejet des pratiques de compensation écologique 147

3.3.2. Modalités acceptées et préférées, et recherche d'itinéraires consensuels 151

3.3.3. Services écosystémiques et disservices mentionnés 161

3.4. Discussion 165

3.4.1. L'acceptabilité sociale des pratiques de compensation écologique 165

3.4.2. L'acceptabilité et les préférences des modalités et groupes d'itinéraires 167

3.4.3. Les services et disservices écosystémiques attendus 174

3.4.4. Une compensation sociale plutôt qu'écologique ? 177

3.5. Conclusion 178

Références du Chapitre 3 179

Chapitre 4 – Effet des caractéristiques de la végétation naturelle sur la fourniture de services écosystémiques à travers les paysages arides du district de Sozak dans le sud du Kazakhstan 184

4.1. Introduction 186

4.2. Matériels et méthodes 188

4.2.1. Zone d'étude 188

4.2.2. Collecte des données 189

4.2.3. Calcul des variables indicatrices de végétation et des indicateurs de services écosystémiques 208

4.2.4. Analyses des données 209

4.3. Résultats 210

4.3.1. Relations entre variables indicatrices de végétation et indicateurs de services écosystémiques 210

4.3.2. Importance de l'effet paysage sur les variables indicatrices de végétation et les indicateurs de services écosystémiques 214

4.3.3. Relations linéaires entre variables indicatrices de végétation et indicateurs de services écosystémiques 218

4.4. Discussion 220

4.4.1. Effet des caractéristiques de la végétation et du paysage sur la fourniture de services écosystémiques 220

4.4.2. Les services écosystémiques, point par point 221

4.4.3. Limites et perspectives de notre évaluation multi-indicateurs multi-services écosystémiques 229

4.5. Conclusion 229

Références du Chapitre 4 230

Chapitre 5 – Evaluation multicritère de scénarios de compensation écologique d'implantations minières dans les zones arides d'Asie Centrale 238

5.1. Introduction 239

5.2. Matériels et méthodes 243

5.2.1. Eléments d'information préalables pour la compréhension de l'outil d'évaluation des scénarios de compensation écologique 243

5.2.2. Modèle conceptuel et fonctionnement général de l'outil d'évaluation des scénarios de compensation écologique 243

5.2.3. Description détaillée du fonctionnement de l'outil d'évaluation des scénarios de compensation écologique et de ses modules de calcul 245

5.2.4. Paramétrage des données d'entrée de l'outil d'évaluation des scénarios de compensation écologique 245

5.2.5. Les outputs, leur représentation et l'évaluation des scénarios 253

5.3. Résultats 258

5.3.1. Comparaison des scénarios par type de pratique 258

5.3.2. Comparaison des pertes et gains de services écosystémiques dus à la mise en place de la mine et à une sélection de scénarios de compensation écologique 266

5.3.3. Evaluation multicritère d'un scénario de compensation combiné et de compensation écologique classique 269

5.4. Discussion 272

5.4.1. Les critères utilisés, leur évaluation et leur pertinence 272

5.4.2. Intérêt et limites du scénario combiné de compensation écologique 275

5.4.3. Pistes d'amélioration de l'outil d'évaluation des scénarios de compensation écologique des mines dans les zones arides d'Asie Centrale 277

5.5. Conclusion 282

Références du Chapitre 5 282

Chapitre 6 - Discussion générale 289

6.1. Discussion générale des résultats 289

6.1.1. L'application du cadre méthodologique dans le district minier de Sozak au Kazakhstan 289

6.1.2. Pertinence et réplicabilité du cadre méthodologique développé pour intégrer les services écosystémiques dans la compensation écologique 293

6.1.3. Limites de notre cadre méthodologique, et pistes d'amélioration et d'optimisation de son application 297

6.2. Limites persistantes des mesures compensatoires 298

6.2.1. Le manque d'adhérence à la hiérarchie d'atténuation 298
6.2.2. Les incertitudes en termes de résultats 300
6.2.3. Les pertes temporelles de services écosystémiques 302
Références du Chapitre 6 304
Conclusion et perspectives 308
Références de la conclusion et des perspectives 310
Annexes 311

Table des figures

Chapitre 1 – Cadre conceptuel et méthodologie générale de la thèse

Figure 1. Pays avec des programmes actifs de compensation en 2016 (*Compliance Offsets and Compensation: Countries with Active Programs, 2016*, figure de Bennett et Gallant (2017)). En vert : les pays qui possédaient des politiques de compensation en 2016 12

Figure 2. La hiérarchie d'atténuation des impacts sur la biodiversité (*The Mitigation Hierarchy Concept*, figure de Bennett et Gallant (2017)). Predicted impact = impact prédit ; Avoidance = Evitement ; Minimization = Réduction ; Restoration / Rehabiliation = Restauration / Réhabilitation ; Offset = Compensation écologique 13

Figure 3. La structure hiérarchique de la *Common International Classification of Ecosystem Services* (*The hierarchical structure of CICES*, figure de Potschin et Haines-Young (2016) et Haines-Young et Potschin (2018)) 34

Figure 4. Le modèle de la cascade (*The cascad model*, figure de Potschin et Haines-Young (2016)) 35

Figure 5. Les zones arides du monde (*World Dryland Areas*, figure de Sörensen (2007). Modifications sur l'image originale : augmentation du contraste). Arid = aride ; semiarid = semi-aride ; drysub-humid = aride subhumide. P/PET = indice d'aridité, calculée ainsi : précipitation (P) / évapotranspiration potentielle (PET) 59

Figure 6. Délimitation approximative des zones arides en Asie Centrale (carte réalisée partir d'une carte de Brunn et al. (2012) (Carte 25, page 55)). Ouzb = Ouzbékistan ; Turkm. = Turkménistan ; Kirgh. = Kirghizistan ; Tadj. = Tadjikistan. Fond de carte obtenu à partir de Google Earth 61

Figure 7. Saxauls noirs dans les zones sableuses du désert de Gobi en Mongolie. Photographie prise en août 2019 (province du Dornogobi, sud-est du désert de Gobi). Crédit photo : Samantha Bazan 62

Figure 8. Zone mixte de saxauls et de petites pérennes, pâturée par des chameaux au Kazakhstan. Photographie prise en novembre 2021. Crédit photo : Annaêl Barnes 63

Figure 9. Steppe d'*Artemisia* spp. pâturée par des vaches au Kazakhstan. Photographie prise en juillet 2021. Crédit photo : Annaêl Barnes 63

Figure 10. Localisation de la province de Turkestan et du district de Sozak dans le Kazakhstan. Elements paysagers dans le district de Sozak, routes et localisation des mines d'uranium exploitée par KATCO. Fond de carte : Open Topological Map 64

Figure 11. Partie accessible des montagnes de Karatau. Dans le creux des reliefs, un troupeau de moutons et de chèvres pâturent. Photographie prise en juin 2021. Crédit photo : Annaêl Barnes 65

Figure 12. Piémonts de Karatau. Photographie prise en mai 2022. Crédit photo : Annaêl Barnes 66

Figure 13. Lac de Kyzylkol. Photographie prise en juillet 2021. Crédit photo : Annaêl Barnes ... 66

Figure 14. Dunes du désert de Muyunkum. Photographie prise en mai 2022. Crédit photo : Annaêl Barnes 67

Figure 15. Cheval pâturant dans le désert de Muyunkum. Photographie prise en novembre 2021. Crédit photo : Annaêl Barnes 67

Figure 16. Veau dans la plaine d'inondation de la rivière Shu. Photographie prise en juillet 2021. Crédit photo : Annaêl Barnes 68

Figure 17. Steppes à l'est de Karatau. Photographie prise en juin 2021. Crédit photo : Annaêl Barnes 68

Figure 18. Troupeau de vaches, chèvres et moutons dans le district de Sozak. Photographie prise en juillet 2021. Crédit photo : Annaêl Barnes 71

Figure 19. Champs de puits dans le permis minier de KATCO (zone de Tortkuduk), dans le désert de Muyunkum. Photographie prise en mai 2022. Crédit photo : Annaêl Barnes 72

Figure 20. Vue sur la mine de Tortkuduk (zone nue au loin) depuis une dune dans le désert de Muyunkum. Photographie prise en mai 2022. Crédit photo : Annaêl Barnes 73

Figure 21. Plantation de saxauls noirs (*H. ammodendron*) dans le district de Sozak. Photographie prise en mai 2022. Crédit photo : Annaêl Barnes 75

Chapitre 2 - Identification des services écosystémiques fournis par les paysages arides du district de Sozak

Figure 1. *Location of Sozak district in Kazakhstan. Ecosystem services were identified in and around eight villages across the landscape* 101

Figure 2. *Methodology applied for the identification of ecosystem services to be included in biodi- versity offset strategies (green: case study of the Sozak district in Kazakhstan; purple: software and resources used; CSR = corporate social responsibility)* 102

Figure 3. *Landscape units as described by interviewees in the context of ecosystem services provision. Main road, Mines and Mines Road are not landscape units but supplementary information* 107

Figure 4. *Example of correspondence analysis (CA) factor map. Here is the CA performed on ecosystem services CICES section and landscape units. In blue: ecosystem services CICES section, in red: landscape units* 108

Figure 5. *Hierarchical diagram following CICES representing the links between provisioning (Prov.) ecosystem services (ES) and landscape units according to their respective contribution to CA di- mensions. When a landscape unit box (in colour) is on an ES box, then this landscape unit is more linked than the others to this ES (Stp = Steppe; Sd = Sand; V = village; M = Mountains; F = Foothills; L = Lakes; R = River; BD = Betpak-Dala). When an ES box is grey, it is not linked to any landscape unit according to its contribution to CA dimensions* 109

Figure 6. *Hierarchical diagram following CICES representing the links between regulation and maintenance (R&M) ecosystem services (ES) and landscape units according to their respective contribution to CA dimensions. When a landscape unit box (in colour) is on an ES box, then this landscape unit is more linked than the others to this ES (Stp = Steppe; Sd = Sand; V = village; M = Mountains; F = Foothills; L = Lakes; R = River; BD = Betpak-Dala; NL = No Landscape Frontier). When an ES box is grey, it is not linked to any landscape unit according to its contribution to CA dimensions* 109

Figure 7. *Hierarchical diagram following CICES structure representing the links between cultural (Cult.) ecosystem services (ES) and landscape units according to their respective contribution to CA dimensions. When a landscape unit box (in color) is on an ES box, then this landscape unit is more linked than the others to this ES (Stp = Steppe; Sd = Sand; V = village; M = Mountains; F = Foothills; L = Lakes; R = River; BD = Betpak-Dala; NL = No landscape frontier).*

When an ES box is grey, it is not linked to any landscape unit according to its contribution to CA dimensions 110

Figure 8. *CA performed on participant's village location (in red) and landscape units described for ES provision (in blue). In black: name of the villages as supplementary variable. For blue variables, the unit Foothills comprises Taukent, Sholakkorgan and Syzgan; the unit Lakes comprises the village of Kumkent; the unit River comprises Zhuantobe, Tasty and Shu; and Betpak-Dala comprises the village of Stepnoy. The CA factor map shows a contrast between villages in the south (green ellipse), and those in the north (yellow ellipse)* 111

Figure 9. *Systemic scheme of provisioning services provision across the landscape units* 112

Figure 10. *Systemic scheme of regulation and maintenance services provision across the landscape units* 113

Figure 11. *Systemic scheme of cultural services provision across the landscape units* 114

Figure 12. Entretien mené dans le district de Sozak pour l'identification des services écosystémiques, dans un Akimat. De gauche à droite : Annaêl Barnes, le participant (flouté, car nous n'avons pas fait signer d'autorisation de droit à l'image), et Akbope Saparaliyeva, notre interprète 124

Chapitre 3 - Acceptabilité sociale de pratiques de compensation écologique et services écosystémiques attendus : le cas du district minier de Sozak au Kazakhstan

Figure 1. Localisation de la zone d'étude au Kazakhstan, localisation des mines d'uranium exploitées par KATCO dans le désert de Muyunkum (légendé « Mines »), des différentes unités paysagères et des villages sélectionnés pour les entretiens. La partie dans le district de Sozak mais non recouverte par une unité paysagère correspond à l'unité « Steppe » 136

Figure 2. Plantation d'arbres ornementaux dans le village de Sholakkorgan (équivalent de la préfecture du district de Sozak). Photographie prise en juin 2021. Crédit photo : Annaêl Barnes 140

Figure 3. Vache se reposant sous des arbres ornementaux dans le village de Stepnoy. Photographie prise en juillet 2021. Crédit photo : Annaêl Barnes 140

Figure 4. Plantation de saxauls noirs (*Haloxylon ammodendron*) dans le district de Sozak. Photographie prise en mai 2022. Crédit photo : Annaêl Barnes 141

Figure 5. Culture de trèfle venant d'être plantée dans le district de Sozak. Derrière les barrières, un canal pour transporter l'eau depuis les montagnes de Karatau pour l'irrigation des cultures. Photographie prise en mai 2022. Crédit photo : Annaêl Barnes 142

Figure 6. Culture fourragère dans le district de Sozak. Au loin, la montagne de Karatau. Photographie prise en juin 2021. Crédit photo : Annaêl Barnes 143

Figure 7. Réserve naturelle de Karatau, située dans notre zone d'étude. La photographie est accessible sur https://qazaqgeography.kz/en/karatau-state-nature-reserve-17102553# 144

Figure 8. Entretien mené avec un habitant du district de Sozak, dans un *Akimat*. De gauche à droite : le participant (flouté car nous n'avons pas fait signer d'autorisation de droit à l'image), Akbope Saparaliyeva, notre interprète, et Annaêl Barnes 145

Figure 9. Niveau d'acceptabilité sociale de chacune des pratiques de compensation écologique selon les classements donnés à chaque pratique par les participants 149

Figure 10. Classification Ascendante Hiérarchique des itinéraires proposés pour la pratique Point d'eau. Les itinéraires sont nommés comme suit : PE = Point d'Eau, et les numéros correspondent au numéro du participant puis au numéro d'itinéraire, puisqu'un participant peut proposer plusieurs itinéraires 154

Figure 11. Classification Ascendante Hiérarchique des itinéraires proposés pour la pratique Plantation village. PV = Plantation Village, et les numéros correspondent au numéro du participant puis au numéro d'itinéraire, puisqu'un participant peut proposer plusieurs itinéraires 158

Figure 12. Classification Ascendante Hiérarchique des itinéraires proposés pour la pratique Culture fourragère. Les itinéraires sont nommés comme suit : CF = Culture fourragère, et les numéros correspondent au numéro du participant puis au numéro d'itinéraire, puisqu'un participant peut proposer plusieurs itinéraires 158

Figure 13. Classification Ascendante Hiérarchique des itinéraires proposés pour la pratique Plantation hors village. Les itinéraires sont nommés comme suit : PH = Plantation Hors village, et les numéros correspondent au numéro du participant puis au numéro d'itinéraire, puisqu'un participant peut proposer plusieurs itinéraires 160

Figure 14. Nombre de mentions de classes de services écosystémiques, de disservices et d'impacts négatifs sur les services écosystémiques, recueillies à travers la mention de bénéfices et inconvénient liés à chacune des pratiques de compensation, décrits au cours des enquêtes dans le district de Sozak sur l'acceptabilité des pratiques de compensation 162

Figure 15. Services écosystémiques (rectangles colorés) attendus à être fournis par chacune des pratiques de compensation écologique (rectangles gris) selon les participants et disservices et impacts négatifs associés. Les services écosystémiques sont positionnés du haut en bas du plus mentionné au moins mentionné. Les traits entre pratique et service/disservice indiquent que le service ou le disservice écosystémique est attendu à être fourni par la pratique à laquelle il est lié. L'épaisseur du trait correspond au nombre de personnes ayant cité le service / le disservice / l'impact négatif sur les services pour la pratique. Chaque service est une classe de service écosystémique issu de CICES. Pour la classification des services écosystémiques utilisée : voir CICES, (2018). Les 4 chiffres inscrits avant les services écosystémiques correspondent au code de CICES 164

Chapitre 4 - Effet des caractéristiques de la végétation naturelle sur la fourniture de services écosystémiques à travers les paysages arides du district de Sozak dans le sud du Kazakhstan

Figure 1. Localisation de la zone d'étude au Kazakhstan, localisation des mines d'uranium exploitées par KATCO dans le désert de Muyunkum (légendé « Mines ») et des différentes unités paysagères. La partie dans le district de Sozak non recouverte par une unité paysagère correspond à l'unité « Steppe » 188

Figure 2. Photographies des unités paysagères inventoriées, du nord au sud. Partie 1. Les lettres correspondent à : a-b : zone salée ; c-d : transition sableuse ; e-f : haute et pente de dunes 191

Figure 3. Photographies des unités paysagères inventoriées, du nord au sud. Partie 2. Les lettres correspondent à : g-h : cuvettes ; i-j : plantations ; k-l : steppe 192

Figure 4. Illustration des trois strates de végétation grâce à une photographie dans le district de Sozak (crédit photo : Annaêl Barnes) 194

Figure 5. Espèces clés de la strate arbustive. (a) *Haloxylon persicum* ; (b) *Haloxylon ammodendron* ; (c) *Tamarix* spp. ; (d) *Calligonum* spp. (crédit photo pour a-d : Annaêl Barnes) ; (e) *Salsola arbuscula* (crédit photo : Marina Nikonorova, accessible sur https://www.inaturalist.org/photos/32541282, modification sur l'image originale : ajout du « e » en haut à gauche) 194

Figure 6. Espèces clés de la strate intermédiaire. (a) *Artemisia* spp. ; (b) *Alhagi pseudalhagi* (crédit photo pour a-b : Annaêl Barnes) ; (c) *Peganum harmala* (crédit photo : Babette Kölher, accessible sur https://www.inaturalist.org/observations/24582881, modification sur l'image originale : ajout du « c » en haut à gauche) 195

Figure 7. Organisation des placettes d'inventaire par rapport aux trois strates de végétation définies 201

Figure 8. Photographies du protocole dans les quadrats de 1 m^2. a : prélèvement de la litière sous-arbre ; b : prélèvement de la litière hors-arbre ; c : prélèvement de la biomasse sous-arbre à l'aide d'un sécateur électrique ; d : mélanges composites dans des sachets blancs après pesée (crédit photo : Annaêl Barnes) 202

Figure 9. Protocoles dans les sous-placettes de 9 m^2. a-b : photographies des mesure des diamètres des touffes (strate intermédiaire) (crédit photo : Annaêl Barnes) ; c : schéma de la mesure du sol retenu au pied des individus ; d : schéma de la mesure des diamètres des touffes dans les deux sens et perpendiculaires entre eux 203

Figure 10. Protocoles d'inventaire de la strate arbustive. a : mesure d'un des deux diamètres du houppier ; b-c : mesure de la circonférence d'une tige (crédit photo : Annaêl Barnes) ; d : illustration du protocole entier appliqué par individu (pour maximum 10 individus par espèce) 204

Figure 11. Photographies du tour de parcelle (crédit photo : Annaêl Barnes). a : relevé des espèces présentes sur la placette ; b : mise en herbier ; c : deux espèces mises en herbiers avec leur code d'identification 205

Figure 12. Photographies des espèces avec fleurs et/ou fruits colorés dans notre zone d'étude (crédit photo : Annaêl Barnes) 205

Figure 13. Photographies des prélèvements de sols pour mélanges composites par strate. a-b : prélèvement à la tarière (crédit photo : Annaêl Barnes) ; c : mélange des trois prélèvements de sol de la strate arbustive (« AR » sur le sachet plastique) (crédit photo : Aymeric Beugnon) 206

Figure 14. Photographies des prélèvements et du tamisage pour la densité apparente. a-b : prélèvements grâce aux cylindres de 100 cm3 de volume et truelle ; c : tamisage pour élimination des éléments grossiers et leur pesée ; d : prélèvement sous arbre pour la strate intermédiaire ; e : prélèvement pour la strate arbustive (crédit photo : Annaêl Barnes) 207

Figure 15. Graphique des deux premiers axes de l'analyse canonique des correspondances, avec un zoom sur les variables indicatrices de végétation en haut, et sur les indicateurs de SE en bas. Pour les variables indicatrices de végétation visibles sur le graphique : CpC = composition en *Calligonum* spp. (%) ; CpHP = composition en *H. persicum* (%) ; CvInt = couverture de la strate intermédiaire (%) ; RSArb = nombre d'espèces clés dans la strate arbustive ; Darb = densité au sein de la strate arbustive (nombre d'individus/ha) ; CvArb = couverture de la strate arbustive (%) ; VA = volume occupé par la strate arbustive (%) ; CpT = composition en *Tamarix* spp. ; Dint = densité au sein de la strate intermédiaire (nombre d'individus/ha) ; CpHA = composition en *H. ammodendron* (%) ; RSHP = nombre d'espèces clés dans la strate intermédiaire ; CpAP = composition en *A. pseudalhagi* (%) ; CvISN = couverture de la strate inférieure et sol nu (%). Pour les indicateurs de services écosystémiques visibles sur le graphique : NbArbM = nombre d'arbres morts (nombre

d'individus/ha) ; Amd = qualité fourragère – amidon (% de la matière sèche) ; BSD = biomasse sèche disponible (kg/ha) ; Nbest = nombre d'espèces esthétiques ; Harb = hauteur moyenne de la strate arbustive (m) ; HpArb = houppier moyen de la strate arbustive (m^2) ; RacS = biomasse racinaire dans les 10 premiers cm du sol (g/100 cm3) ; CvV = couverture végétale permanente (%) ; CvEng = couverture des espèces d'intérêt pour l'énergie (%) ; LS = masse de litière sèche (kg/ha) ; CaptRetS = volume moyen de sol retenu au pied de la végétation (cm3) ; CvEst = couverture des espèces esthétiques (%) ; MM = matière minérale (% de la matière sèche) ; CvAlim = couverture des espèces d'intérêt pour l'alimentation (%) ; CvMed = couverture des espèces d'intérêt pour les usages médicinaux (%) 212

Figure 16. Indicateurs de services écosystémiques expliqués en fonction des variables indicatrices de végétation explicatives, dont les relations sont significatives, et régression linéaire 219

Chapitre 5 - Evaluation multicritère de scénarios de compensation écologique d'implantations minières dans les zones arides d'Asie Centrale

Figure 1. Modèle conceptuel de l'outil. Les modules de calcul (en bleu) reposent sur des inputs (en vert) pour le calcul des outputs (orange) pour un scénario de compensation écologique. Certains calculs reposent également sur des données intermédiaires (jaune, non gras) issues des calculs et non présentes dans les données et paramètres d'entrée 244

Figure 2. Schéma des différentes étapes suivies dans la comparaison et l'évaluation multicritère des scénarios de compensation écologique à partir des outputs issus de l'outil 255

Figure 3. (a) Comparaison multicritère de deux scénarios de culture fourragère de trèfle, l'un dans les piémonts (CF-P-5-trf) et le second dans la steppe (CF-S-5-trf). (b) Comparaison du niveau de fourniture des services écosystémiques ciblés dans cette étude, entre ces deux scénarios de culture de trèfle. Elevage = Animaux élevés et leurs produits, à partir des Plantes sauvages pâturées et plantes cultivées consommées ; Energie = Plantes sauvages pour l'énergie ; Alimentation = Plantes sauvages pour l'alimentation ; Usages médicinaux = Fibres et autres parties des plantes sauvages utilisées pour un usage direct ou non (usages médicinaux) ; Erosion = Contrôle des taux d'érosion ; Qualité des sols = Régulation de la qualité des sols (Réduction de la salinité) ; Climat = Régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans ; Biodiversité = Maintien des populations et des habitats ; Existence = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur d'existence ; Leg = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur de leg ; Esthétisme = Caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique 258

Figure 4. Comparaison multicritère de trois scénarios de point d'eau, le premier à 0,5 km d'un village (E-0.5), le second à 50 km (E-50) et le dernier à 30 km (E-30) 259

Figure 5. (a) Comparaison multicritère de quatre scénarios de réserve naturelle, dans la steppe à 15 km d'un village (R-S-15), dans le désert de Muyunkum à 50 km (R-M-50), dans la zone salée à 15 km d'un village (R-ZS-15) et dans la zone de transition sableuse à 35 km (R-TS-35). (b) Comparaison du niveau de fourniture des services écosystémiques ciblés dans cette étude, entre ces quatre scénarios de réserve naturelle. Elevage = Animaux élevés et leurs produits, à partir des Plantes sauvages pâturées par les animaux d'élevage ; Energie = Plantes sauvages pour l'énergie ; Alimentation = Plantes sauvages pour l'alimentation ; Usages médicinaux = Fibres et autres parties des plantes sauvages utilisées pour un usage direct ou non (usages médicinaux) ; Erosion = Contrôle des taux d'érosion ; Qualité des sols = Régulation de la qualité des sols (Réduction de la salinité) ; Climat = Régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans ; Biodiversité = Maintien des populations et des habitats ; Existence = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur d'existence ; Leg = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur de leg ;

Esthétisme = Caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique 260

Figure 6. (a) Comparaison multicritère de deux scénarios de plantation de saxaul noirs dans la zone salée avec impact du pâturage modéré, à 0,5 km du village le plus proche, la première non clôturée (PH-ZS-0.5-sxnoir), et la seconde clôturée (PH-ZS-0,5-sxnoir-C). (b) Comparaison du niveau de fourniture des services écosystémiques ciblés dans cette étude entre ces deux scénarios. Elevage = Animaux élevés et leurs produits, à partir des Plantes sauvages pâturées par les animaux d'élevage ; Energie = Plantes sauvages pour l'énergie ; Alimentation = Plantes sauvages pour l'alimentation ; Usages médicinaux = Fibres et autres parties des plantes sauvages utilisées pour un usage direct ou non (usages médicinaux) ; Erosion = Contrôle des taux d'érosion ; Qualité des sols = Régulation de la qualité des sols (Réduction de la salinité) ; Climat = Régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans ; Biodiversité = Maintien des populations et des habitats ; Existence = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur d'existence ; Leg = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur de leg ; Esthétisme = Caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique 261

Figure 7. (a) Comparaison multicritère de deux scénarios de plantation de saxaul noirs dans la steppe avec impact du pâturage important, à 5 km du village le plus proche, la première non clôturée (PH-S-5-sxnoir), et la seconde clôturée (PH-S-5-sxnoir-C). (b) Comparaison du niveau de fourniture des services écosystémiques ciblés dans cette étude entre ces deux scénarios. Elevage = Animaux élevés et leurs produits, à partir des Plantes sauvages pâturées par les animaux d'élevage ; Energie = Plantes sauvages pour l'énergie ; Alimentation = Plantes sauvages pour l'alimentation ; Usages médicinaux = Fibres et autres parties des plantes sauvages utilisées pour un usage direct ou non (usages médicinaux) ; Erosion = Contrôle des taux d'érosion ; Qualité des sols = Régulation de la qualité des sols (Réduction de la salinité) ; Climat = Régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans ; Biodiversité = Maintien des populations et des habitats ; Existence = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur d'existence ; Leg = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur de leg ; Esthétisme = Caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique 262

Figure 8. (a) Comparaison multicritère de cinq scénarios de plantation monospécifiques à grande échelle (plusieurs milliers d'hectares) : de saxauls noirs dans la steppe et à 15 km d'un village (PHG-S-15-sxnoir), dans la zone salée à 15 km d'un village (PHG-ZS-15-sxnoir), dans la zone de transition sableuses à 35 km d'un village (PHG-TS-35-sxnoir), et de saxauls blancs dans le désert de Muyunkum à 50 km d'un village (PHG-M-50-sxblanc) et dans la zone de transition sableuse à 35 km (PHG-TS-35-sxblanc). (b) Comparaison du niveau de fourniture des services écosystémiques ciblés dans cette étude entre ces cinq scénarios. Elevage = Animaux élevés et leurs produits, à partir des Plantes sauvages pâturées par les animaux d'élevage ; Energie = Plantes sauvages pour l'énergie ; Alimentation = Plantes sauvages pour l'alimentation ; Usages médicinaux = Fibres et autres parties des plantes sauvages utilisées pour un usage direct ou non (usages médicinaux) ; Erosion = Contrôle des taux d'érosion ; Qualité des sols = Régulation de la qualité des sols (Réduction de la salinité) ; Climat = Régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans ; Biodiversité = Maintien des populations et des habitats ; Existence = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur d'existence ; Leg = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur de leg ; Esthétisme = Caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique 263

Figure 9. (a) Comparaison multicritère de trois scénarios de plantation plurispécifiques à grande échelle (plusieurs milliers d'hectares) : dans le désert de Muyunkum à 50 km d'un village (PHG-M-50-mixte), dans la zone salée à 15 km d'un village (PHG-ZS-15-mixte) et dans la zone de transition sableuse à 35 km d'un village (PHG-TS-35-mixte). (b) Comparaison du

niveau de fourniture des services écosystémiques ciblés dans cette étude entre ces trois scénarios. Elevage = Animaux élevés et leurs produits, à partir des Plantes sauvages pâturées par les animaux d'élevage ; Energie = Plantes sauvages pour l'énergie ; Alimentation = Plantes sauvages pour l'alimentation ; Usages médicinaux = Fibres et autres parties des plantes sauvages utilisées pour un usage direct ou non (usages médicinaux) ; Erosion = Contrôle des taux d'érosion ; Qualité des sols = Régulation de la qualité des sols (Réduction de la salinité) ; Climat = Régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans ; Biodiversité = Maintien des populations et des habitats ; Existence = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur d'existence ; Leg = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur de leg ; Esthétisme = Caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique 264

Figure 10. (a) Comparaison multicritère de deux scénarios de plantation monospécifiques de saxauls blancs à petite échelle (10 ha) dans le désert de Muyunkum à 20 km d'un village (PHP-M-20-sxblanc) et dans la zone de transition sableuse à 30 km du village le plus proche (PHP-TS-30-sxblanc). (b) Comparaison du niveau de fourniture des services écosystémiques ciblés dans cette étude entre ces deux scénarios. Elevage = Animaux élevés et leurs produits, à partir des Plantes sauvages pâturées par les animaux d'élevage ; Energie = Plantes sauvages pour l'énergie ; Alimentation = Plantes sauvages pour l'alimentation ; Usages médicinaux = Fibres et autres parties des plantes sauvages utilisées pour un usage direct ou non (usages médicinaux) ; Erosion = Contrôle des taux d'érosion ; Qualité des sols = Régulation de la qualité des sols (Réduction de la salinité) ; Climat = Régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans ; Biodiversité = Maintien des populations et des habitats ; Existence = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur d'existence ; Leg = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur de leg ; Esthétisme = Caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique 265

Figure 11. Comparaison des pertes et des gains de services écosystémiques (niveau normalisé) à l'hectare dus à la mine et aux scénarios de compensation écologique sélectionnés – Partie 1. Elevage = Animaux élevés et leurs produits, à partir des Plantes sauvages pâturées et plantes cultivées consommées par les animaux d'élevage ; Energie = Plantes sauvages pour l'énergie ; Alimentation = Plantes sauvages pour l'alimentation ; Usages médicinaux = Fibres et autres parties des plantes sauvages utilisées pour un usage direct ou non (usages médicinaux) ; Erosion = Contrôle des taux d'érosion. CF-P-5-trf = Culture de trèfle dans les piémonts à 5 km d'un village ; E-0.5 = point d'eau à 0,5 km d'un village ; R-M-50 = Réserve naturelle dans le désert de Muyunkum à 50 km d'un village ; R-ZS-15 = Réserve naturelle dans la zone salée à 15 km d'un village ; PHG-M-50-sxblanc = Plantation à grande échelle de saxauls blancs dans le désert de Muyunkum, à 50 km d'un village ; PHG-ZS-15-sxnoir = Plantation à grande échelle de saxauls noirs dans la zone salée, à 15 km d'un village ; PHG-TS-35-sxnoir = Plantation à grande échelle de saxauls noirs dans la zone de transition sableuse, à 35 km d'un village ; PHG-M-50-mixte = Plantation à grande échelle plurispécifique dans le désert de Muyunkum, à 50 km d'un village ; PHG-ZS-15-mixte = Plantation à grande échelle plurispécifique dans la zone salée, à 15 km d'un village ; PHP-M-20-sxblanc = Plantation à petite échelle dans le désert de Muyunkum à 20 km d'un village 267

Figure 12. Comparaison des pertes et des gains de services écosystémiques (niveau normalisé) à l'hectare dus à la mine et aux scénarios de compensation écologique sélectionnés – Partie 2. Qualité des sols = Régulation de la qualité des sols (Réduction de la salinité) ; Climat = Régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans ; Biodiversité = Maintien des populations et des habitats ; Existence = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur d'existence ; Leg = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur de leg ; Esthétisme = Caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique. CF-P-5-trf = Culture de trèfle dans les piémonts à 5 km d'un village ; E-0.5 = point d'eau à 0,5 km d'un village ; R-M-50 = Réserve naturelle dans le désert de

Muyunkum à 50 km d'un village ; R-ZS-15 = Réserve naturelle dans la zone salée à 15 km d'un village ; PHG-M-50-sxblanc = Plantation à grande échelle de saxauls blancs dans le désert de Muyunkum, à 50 km d'un village ; PHG-ZS-15-sxnoir = Plantation à grande échelle de saxauls noirs dans la zone salée, à 15 km d'un village ; PHG-TS-35-sxnoir = Plantation à grande échelle de saxauls noirs dans la zone de transition sableuse, à 35 km d'un village ; PHG-M-50-mixte = Plantation à grande échelle plurispécifique dans le désert de Muyunkum, à 50 km d'un village ; PHG-ZS-15-mixte = Plantation à grande échelle plurispécifique dans la zone salée, à 15 km d'un village ; PHP-M-20-sxblanc = Plantation à petite échelle dans le désert de Muyunkum à 20 km d'un village 268

Figure 13. (a) Evaluation multicritère de trois scénarios de compensation écologique sur 10 000 ha : plantation monospécifique de saxauls blancs dans le désert de Muyunkum à 50 km d'un village (Compensation 1 : PHG-M-50-sxblanc), plantation monospécifique de saxauls noirs dans la zone salée à 15 km d'un village (Compensation 2 : PHG-ZS-15-sxnoir) et plantation monospécifique de saxauls noirs dans la zone de transition sableuse à 35 km d'un village (Compensation 3 : PHG-TS-35-sxnoir), avec un scénario de compensation combiné (Scénario combiné). (b) Evaluation du niveau de fourniture des services écosystémiques ciblés dans cette étude entre ces quatre scénarios. Elevage = Animaux élevés et leurs produits, à partir des Plantes sauvages pâturées et plantes cultivées consommées par les animaux d'élevage ; Energie = Plantes sauvages pour l'énergie ; Alimentation = Plantes sauvages pour l'alimentation ; Usages médicinaux = Fibres et autres parties des plantes sauvages utilisées pour un usage direct ou non (usages médicinaux) ; Erosion = Contrôle des taux d'érosion ; Qualité des sols = Régulation de la qualité des sols (Réduction de la salinité) ; Climat = Régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans ; Biodiversité = Maintien des populations et des habitats ; Existence = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur d'existence ; Leg = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur de leg ; Esthétisme = Caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique 270

Figure 14. Comparaison des pertes et des gains de services écosystémiques dus à la mine, aux scénarios de compensation écologique classiques et au scénario de compensation combiné. Elevage = Animaux élevés et leurs produits, à partir des Plantes sauvages pâturées et plantes cultivées consommées par les animaux d'élevage ; Energie = Plantes sauvages pour l'énergie ; Alimentation = Plantes sauvages pour l'alimentation ; Usages médicinaux = Fibres et autres parties des plantes sauvages utilisées pour un usage direct ou non (usages médicinaux) ; Erosion = Contrôle des taux d'érosion. Qualité des sols = Régulation de la qualité des sols (Réduction de la salinité) ; Climat = Régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans ; Biodiversité = Maintien des populations et des habitats ; Existence = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur d'existence ; Leg = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur de leg ; Esthétisme = Caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique. Mine = scénario d'une mine sur 5 000 ha ; Compensation 1 : PHG-M-50-sxblanc = plantation monospécifique sur 10 000 ha de saxauls blancs dans le désert de Muyunkum à 50 km d'un village ; Compensation 2 : PHG-ZS-15-sxnoir = plantation monospécifique de saxauls noirs sur 10 000 ha dans la zone salée à 15 km d'un village ; Compensation 3 : PHG-TS-35-sxnoir = plantation monospécifique de saxauls noirs sur 10 000 ha dans la zone de transition sableuse à 35 km d'un village ; Scénario combiné = scénario de compensation combiné. Les « bilans » correspondent au gain ou la perte du SE due au scénario considéré ajouté à la perte du SE due à la mine 271

Table des tableaux

Chapitre 1 – Cadre conceptuel et méthodologie générale de la thèse

Tableau 1. Tableau récapitulatif de la démarche scientifique de la thèse 83

Chapitre 2 - Identification des services écosystémiques fournis par les paysages arides du district de Sozak

Table 1. *Stakeholder categories description, number and proportion of participants per category* 103

Table 2. *Number of perceived ecosystem services and CICES class before and after the 10% selection* 106

Table 3. *Links between ecosystem services CICES section and landscape units, according to the respective contributions of each variable to dimensions (axes) 1 to 3 (3 axes remained) and their relative position on the contributed axes in the correspondence analysis* 108

Tableau 4. Classes CICES et codes associés des services écosystémiques mentionnés par les acteurs miniers de KATCO et Orano, nombre de mentions et pourcentage des participants ayant mentionné le service. Les services écosystémiques sont présentés dans l'ordre des codes CICES croissants. Pour rappel : les codes commençant par 1 sont les services d'approvisionnement biotiques, par 2 les services de régulation & maintenance biotiques, par 3 les services culturels biotiques, et par 4 les services d'approvisionnement abiotiques. * signifie qu'il ne s'agit pas d'un service écosystémique final décrit dans CICES (2018), mais d'un service intermédiaire participant à la fourniture d'un autre service écosystémique final. 128

Chapitre 3 - Acceptabilité sociale de pratiques de compensation écologique et services écosystémiques attendus : le cas du district minier de Sozak au Kazakhstan

Tableau 1. Nombre de participants et pourcentage de participants aux entretiens par attribut. Les attributs sont : le genre, la catégorie d'âge, la catégorie d'acteur et l'unité paysagère dans laquelle est situé le village de l'enquêté 138

Tableau 2. Acceptabilité sociale des participants pour chacune des pratiques de compensation écologique, selon le pourcentage d'acceptabilité ("Oui") et de rejet ("Non") par pratique 148

Tableau 3. Classement moyen, minimum et maximum de chaque pratique de compensation écologique. La colonne « Niveau » témoigne du niveau d'acceptabilité : « 1 » correspond à la pratique la plus acceptée, tandis que « 7 » correspond à la pratique la moins acceptée 148

Tableau 4. Nombre d'itinéraires (suites de modalités) décrits par les participants pour chacune des pratiques de compensation écologique acceptées. n acceptabilité = le nombre de participant acceptant la pratique 152

Tableau 5. Modalités favorites par pratique en fonction du pourcentage de mention par les participants, par rapport au nombre total d'itinéraires de la pratique (Ni) 153

Tableau 6. Description des modalités les plus (+) et les moins (-) contributives aux différentes classes de la classification ascendante hiérarchique sur la pratique Point d'Eau, et attributs les plus (+) et les moins (-) représentés dans chaque classe. Un élément en gras signifie une contribution très forte. Sable = désert sableux de Muyunkum 155

Tableau 7. Description des modalités les plus (+) et les moins (-) contributives aux différentes classes de la classification ascendante hiérarchique sur la pratique Plantation village et attributs les plus (+) et les moins (-) représentés dans chaque classe. Un élément en gras signifie une contribution très forte ; * mono = monospécifique et *pluri = plurispécifique. Autorité = autorité locale ou son adjoint ; Mère = mère de familles nombreuses ; Rivière = rivière Shu et bords de rivière 157

Tableau 8. Description des modalités les plus (+) et les moins (-) contributives aux différentes classes de la classification ascendante hiérarchique sur la pratique Culture fourragère et attributs les plus (+) et les moins (-) représentés dans chaque classe. Un élément en gras signifie une contribution très forte. Autorité = autorité locale ou son adjoint ; Mère = mère de famille nombreuse ; Social = secteur social ou santé ; Lacs = zone des lacs salés ; Rivière = rivière Shu et bords de rivière 159

Tableau 9. Description des modalités les plus (+) et les moins (-) contributives aux différentes classes de la classification ascendante hiérarchique sur la pratique Plantation hors village et attributs les plus (+) et les moins (-) représentés par classe. Un élément en gras signifie une contribution très forte 161

Chapitre 4 - Effet des caractéristiques de la végétation naturelle sur la fourniture de services écosystémiques à travers les paysages arides du district de Sozak dans le sud du Kazakhstan

Tableau 1. Services écosystémiques ciblés, indicateurs de services écosystémiques associés et justifications. La classification des services écosystémiques est issue de la Common Classification of Ecosystem Services (CICES), les numéros associés correspondent aux codes CICES (CICES, 2018). Les codes commençant par 1 correspondent aux services d'approvisionnement biotique, par 2 aux services de régulation et maintenance biotique, et par 3 aux services culturels biotiques. Tous les services écosystémiques intégrés au tableau sont au niveau de classe CICES de SE, la plus fine, sauf « Régulation de la qualité des sols » qui est au niveau de groupe de CICES (en amont du niveau classe). * : service écosystémique non présent dans la CICES mais ajouté selon la structure hiérarchique de la classification. « Zone sableuse de Muyunkum » signifie que le SE est lié à cette unité paysagère ; « Nombreuses mentions du SE » que le SE a été mentionné par au moins 10% des enquêtés en 2021 ; « Nombreuses mentions du problème » que ledit problème a été mentionné par au moins 10% des enquêtés en 2021 ; « Pas de frontière paysagère » que le SE a été décrit comme pouvant être fourni par tout paysage, donc potentiellement par le désert de Muyunkum 199

Tableau 2. Lien entre les variables indicatrices de végétation et les indicateurs de services écosystémiques selon les deux premières dimensions de l'analyse canonique des correspondances. En vert : bien représenté, en orange : moyennement représenté. (+) correspond à la partie positive de l'axe et (-) à la partie négative 211

Tableau 3. Significativité des liens entre variables indicatrices de végétation (VIV) (en colonne) et indicateurs de services écosystémiques (SE) (en ligne) d'après l'analyse canoniques des correspondances (Figure 15, Tableau 2). La significativité est démontrée par les p-value inscrites dans le tableau, issues des tests de Kendall. Les codes des significativités sont : *** = p-value <0,001 ; ** = p-value <0,01 ; * = p-value < 0,5. « NS » signifie « non significatif ». (+) signifie une corrélation positive tandis que (-) correspond à une corrélation négative 213

Tableau 4. Effet du paysage sur les variables indicatrices de végétation et sur les indicateurs de services écosystémiques. Si l'effet est significatif, la dernière colonne indique quelles unités paysagères sont significativement différentes pour la variable concernée. Les codes des significativités sont : *** = p-value <0,001 ; ** = p-value <0,01 ; * = p-value < 0,5 ; . = p-value < 0,1. « NS » signifie « non significatif » 215

Chapitre 5 - Evaluation multicritère de scénarios de compensation écologique d'implantations minières dans les zones arides d'Asie Centrale

Tableau 1. Scénarios de compensation évalués via l'outil d'évaluation des scénarios de compensation écologique. Les scénarios sont séparés par type de pratique. Les codes reflètent le type de pratique, l'unité paysagère, la distance au village, l'espèce plantée le cas échéant, et une modalité supplémentaire le cas échéant et sont construits dans cet ordre. Les abréviations pour les pratiques sont données dans le tableau. Il y a une spécificité pour les plantations : PHG signifie plantation à grande échelle, et PHP plantation à petite échelle. Pour les unités paysagères : P = piémont, S = steppe, M = désert de Muyunkum, ZS = zone salée, TS = transition sableuse. Pour les espèces abrégées : sx = saxaul, trf = trèfle. Pour les modalités supplémentaires, C = clôture. Le code des scénarios incluant le point d'eau (E) n'indique par l'unité paysagère car ce n'est pas un paramètre important pour la pratique : par défaut, ils n'affectent pas la fourniture de SE, mais seulement l'acceptabilité sociale qui dépend de la distance au village 252

Tableau 2. Scénarios comparés (voir Tableau 1) par pratique et par surface de compensation écologique 254

Tableau 3. Scénarios de compensation constituant le scénario combiné, surface de compensation par scénario et nombre de fois que chaque scénario doit être mis en place dans le cadre du scénario combiné 269

Table des encarts

Chapitre 1 – Cadre conceptuel et méthodologie générale de la thèse

Encart n°1 – Cadre et définition de la compensation écologique 16

Encart n°2 – La compensation écologique dans la pratique 21

Encart n°3 – Limites et critiques de la compensation écologique 28

Encart n°4 – Utilisation de la *Common International Classification of Ecosystem Services* pour catégoriser et étudier les services écosystémiques 35

Encart n°5 – Définition des services écosystémiques utilisée 37

Encart n°6 – L'intérêt international pour la considération des services écosystémiques dans la compensation écologique 40

Encart n°7 – La faible considération des services écosystémiques dans la pratique de la compensation écologique 42

Encart n°8 – Recommandations méthodologique pour pallier les freins à l'intégration des services écosystémiques dans la compensation écologique 50

Encart n°9 – La compensation des services écosystémiques comme approche complémentaire à la compensation écologique 53

Encart n°10 – Bénéfices et intérêts de la considération des services écosystémiques dans les mécanismes compensatoires 55

Introduction générale

Aujourd'hui, le monde entier fait face à une extinction rapide, massive et sans précédent de la biodiversité (Bennett et Gallant, 2017 ; OECD, 2016). Elle est le fait de plusieurs facteurs interconnectés : espèces envahissantes, surexploitation des ressources naturelles, pollution, changement climatique (Kiesecker *et al*., 2009 ; MEA, 2005), fragmentation et destruction des habitats (Bennett et Gallant, 2017 ; Kiesecker *et al*., 2009 ; MEA, 2005), etc. Tous ces facteurs ont un dénominateur commun : l'homme, et les activités anthropiques.

Les projets d'aménagement (bâtiments, routes, carrières, mines, etc.) en particulier sont responsables de la dégradation des habitats (Regnery, 2013). En effet, la croissance démographique a entraîné celle des zones urbaines, industrielles et agricoles (Bennett et Gallant, 2017 ; Regnery, 2013), et de diverses infrastructures pour accéder à l'eau potable, à l'électricité, et à d'autres ressources dont l'homme est de plus en plus dépendant (Bennett et Gallant, 2017 ; MEA, 2005). Par cette expansion anthropique, les écosystèmes naturels ont vu leurs surfaces se réduire, s'émietter, ou même disparaître (Bennett et Gallant, 2017). Ainsi, l'amélioration du niveau de vie de l'homme s'est faite au détriment de ces écosystèmes, de leurs habitats, et de leur biodiversité (Bennett et Gallant, 2017 ; Bull *et al.*, 2017 ; MEA, 2005).

Pourtant, la nature et sa biodiversité sont d'une importance inestimable pour le bien-être, la santé, et la sécurité de l'homme (Fisher *et al*., 2009 ; MEA, 2005 ; OECD, 2016). Cette tendance est donc alarmante : il est de plus en plus nécessaire d'agir (OECD, 2016 ; Regnery, 2013), quelles que soient les motivations (Regnery, 2013). Ainsi, l'un des défis majeurs de notre siècle est de trouver l'équilibre entre le maintien de la biodiversité et le développement économique (Bennett et Gallant, 2017 ; Bull *et al.*, 2017, 2013).

Dans ce contexte, l'utilisation de la hiérarchie d'atténuation des impacts sur la biodiversité, appliquée lors du développement de projets d'aménagement, est reconnue comme une bonne pratique dans le monde entier (Bennett et Gallant, 2017 ; Doswald *et al.*, 2012). Elle vise à « Eviter, Réduire, Réhabiliter et Compenser » les impacts sur la biodiversité, pour tenter d'atteindre au moins un niveau nul de perte nette de biodiversité (Bennett et Gallant, 2017). Nous parlons de « *No Net Loss* » (NNL). Après la mise en œuvre des étapes d'évitement, de réduction, et après planification de la réhabilitation, les impacts résiduels significatifs doivent être compensés. Ainsi, la dernière étape, la compensation écologique, est définie comme « des résultats de conservation mesurables, issus d'actions pour contrebalancer les impacts négatifs résiduels significatifs sur la biodiversité découlant du développement d'un projet et qui ne peuvent être évités, réduits et/ou restaurés » (BBOP, 2012a, 2012b ; Ekstrom *et al.*, 2015).

Dans les pratiques actuelles, la compensation écologique est vue comme un outil prometteur et puissant pour viser le NNL désiré, et concilier préservation de la biodiversité et croissance économique (Apostolopoulou et Adams, 2017 ; Bidaud *et al.*, 2017 ; Bull *et al.*, 2013 ; Jacob *et al.*, 2016 ; McKenney et Kiesecker, 2010). De fait, elle est de plus en plus mobilisée à travers le monde (Apostolopoulou et Adams, 2017 ; Bidaud *et al.*, 2018 ; Doswald *et al.*, 2012 ; Griffiths *et al.*, 2019 ; Lapeyre *et al.*, 2015 ; Maron *et al.*, 2016 ; McKenney et Kiesecker, 2010) : en 2011, 45 programmes de compensation écologique avaient été recensés dans le monde entier (Madsen *et al.*, 2011), contre 99 en 2016 (Bennett et Gallant, 2017).

Concrètement, la compensation écologique cible en priorité les espèces et habitats protégés et les zones à haute valeur de conservation (Bennett et Gallant, 2017 ; Tallis *et al.*, 2015), par des actions de conservation ou de restauration de la biodiversité (Bennett et Gallant, 2017 ; Jacob *et al.*, 2016 ; Madsen *et al.*, 2011 ; Mann, 2015 ; Tupala *et al.*, 2022). En se concentrant uniquement sur la biodiversité remarquable (Jacob *et al.*, 2016), la compensation écologique ne parvient pas à englober les dimensions socioéconomiques et culturelles de la biodiversité (Apostolopoulou et Adams, 2017 ; Griffiths *et al.*, 2019). De fait, la prise en compte des services écosystémiques (SE), définis comme « les aspects des écosystèmes utilisés (activement ou passivement) pour produire le bien-être humain » (Fisher *et al.*, 2009), est considérablement limitée dans la conception et la mise en œuvre des mesures compensatoires.

Pourtant, la perte et la fragmentation des habitats dues aux projets d'aménagement impactent également la fourniture de SE aux populations (Souza *et al.*, 2021). Or, les bénéfices tels que la santé ou la sécurité alimentaire sont permis grâce aux services rendus par les écosystèmes (Potschin et Haines-Young, 2016). Pour mieux comprendre en quoi les SE sont essentiels aux populations, expliquons concrètement de quoi il s'agit. Par exemple, la *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES) propose de décrire les SE selon trois catégories principales : les services d'approvisionnement (les animaux élevés pour l'alimentation, les plantes sauvages pour l'énergie, l'eau souterraine pour boire, etc.), les services de régulation et maintenance (le contrôle des taux d'érosion, la protection contre le vent, la dispersion des graines, etc.), et les services culturels (les caractéristiques d'un écosystème qui permettent une expérience esthétique, ou qui sont importantes en termes de culture ou d'héritage, ou encore, qui ont une signification religieuse ou spirituelle, etc.) (CICES, 2018).

La prise en compte des SE dans la compensation écologique est justement suggérée dans les bonnes pratiques de la compensation écologique, émises par le *Business et Biodiversity Offsets Programme* (BBOP) (BBOP, 2012b), et requise par d'autres initiatives internationales telles que *the Secretariat of the Convention on Biological Diversity* et *the United Nations Environment Programme-World Conservation Monitoring Centre* (2012).

Les zones arides d'Asie Centrale notamment, qui s'étendent de la mer Caspienne à l'ouest au désert de Gobi à l'est, fournissent d'importants SE pour leurs populations et sont le lieu d'importantes activités minières. Par exemple, le Kazakhstan est riche en pétrole, gaz, charbon, cuivre, uranium, etc. (Baltic Cleantech Alliance, 2016 ; Global Business Reports, 2015), et le secteur extractif a une place importante dans l'économie du pays (Lengellé *et al.*, 2018). Le sous-sol de la Mongolie renferme également diverses ressources minérales, similaires à celles du Kazakhstan : le pays est même appelé « Coffre-fort géologique » (Maire, 2017). En termes de SE, les steppes des zones arides d'Asie Centrale sont idéales pour le pâturage des animaux d'élevage (Brunn *et al.*, 2012), et contribuent ainsi à l'alimentation des habitants. Une gamme diversifiée d'autres SE est fournie aux populations grâce à la végétation de ces région (Schmidt, 2017 ; Zhang *et al.*, 2020), comme la stabilisation des dunes, la protection contre le vent, l'approvisionnement en ressources médicinales, etc. (Zhang *et al.*, 2020). **Ce cas suggère la nécessité de la prise en compte des SE dans l'atténuation et la compensation des impacts dus aux projets d'aménagement, ici des projets miniers.**

Cependant, l'approche actuelle de la compensation écologique n'est pas nécessairement compatible avec une compensation des SE. En effet, le concept des SE véhicule une vision anthropocentrée et utilitaire de la nature (Griffiths *et al.*, 2019 ; Jax, 2016). Or, la biodiversité a une valeur intrinsèque (Griffiths *et al.*, 2019), qui doit continuer d'être préservée. En outre, bien que la biodiversité puisse soutenir les SE (Balvanera *et al.*, 2016 ; BBOP, 2012b), une zone à haute valeur de conservation n'est pas nécessairement synonyme d'une meilleure fourniture de SE (Jax, 2016 ; Naidoo *et al.*, 2008), et inversement. Cela dépend complètement des SE considérés, et du contexte d'étude (voir par exemple les études de Karimi *et al.* (2020) en Iran et de Shumi *et al.* (2021) en Ethiopie). Afin de ne pas supplanter la compensation pour la biodiversité, l'approche par les SE pourrait s'appuyer sur des synergies entre biodiversité et SE (Moilanen et Kotiaho, 2018 ; Sonter *et al.*, 2018), mais il est plutôt conseillé qu'elle soit élaborée séparément (Ekstrom *et al.*, 2015 ; Griffiths *et al.*, 2019 ; Moilanen et Kotiaho, 2018 ; Souza *et al.*, 2021). **L'intégration des SE dans les mécanismes compensatoires n'est donc pas évidente et semble exiger une méthodologie qui lui est propre.**

Dès lors, pour le développement d'une telle approche, il convient d'accompagner les mécanismes compensatoires sur un plan méthodologique. Cependant, comment les accompagner ? Quelles étapes sont nécessaire pour l'intégration des SE ? Quelles méthodes doivent être mobilisées ? Autrement dit, **comment intégrer les services écosystémiques dans la compensation écologique ?** A travers ce manuscrit, nous nous donnons comme objectif de répondre à cette question, et ainsi de **développer un cadre méthodologique pour l'intégration appropriée et durable des SE dans la compensation écologique.**

Un tel objectif exige avant tout de relever ce qui a déjà pu être réalisé pour la considération des SE dans la compensation écologique, et également ce qu'il reste à faire. Dès lors, nous pourrons déterminer les freins qui limitent leur intégration, et, au regard de ces derniers, nous serons en mesure de proposer un cadre théorique méthodologique cohérent et approprié. Il s'agit du premier chapitre de cette thèse. Par la suite, il conviendra de le vérifier, c'est-à-dire de le mettre en pratique dans un cas d'étude pertinent : ce sont les quatre derniers chapitres de ce manuscrit.

Les trois premières parties du chapitre 1 de cette thèse définissent le cadre conceptuel de nos travaux. Après l'exploration des concepts de la compensation écologique et des services écosystémiques, nous abordons en détail la place des SE dans les mécanismes compensatoires, du point de vue des exigences internationales, et du point de vue de la pratique. En outre, nous explicitons les bénéfices et l'intérêt qui résulteraient d'une telle approche, pour les populations impactées et pour l'entreprise à l'origine des impacts. Ainsi, nous répondons aux questions « dans quelle mesure les services écosystémiques sont-ils pris en compte dans la compensation écologique ? » et « en quoi cette approche améliorerait-elle la compensation écologique ? », qui sont adjacentes à notre question de recherche, et nous permettent d'aller plus loin dans la justification de nos travaux. De plus, à partir des limites explicitées dans la littérature et les recommandations émises pour y remédier, nous construisons au fur et à mesure les différentes étapes de notre cadre méthodologique, qui doit permettre, à terme, l'intégration correcte et durable des SE dans la compensation écologique.

A l'issue de ces trois parties, nous proposons une méthodologie en quatre étapes distinctes. Elles sont : **(i)** identifier les SE d'intérêt à inclure dans la compensation écologique ; **(ii)** évaluer l'acceptabilité sociale des pratiques de compensation écologique basées sur la fourniture des SE d'intérêt ; **(iii)** identifier les leviers pour améliorer la fourniture de ces services à travers la compensation écologique et déterminer la relation levier – SE ; et **(iv)** évaluer différents scénarios de compensation écologique selon leur succès (résultats en fonction des conditions environnementales et socioéconomiques), la fourniture potentielle de SE, le niveau d'acceptabilité sociale, la satisfaction des différentes parties prenantes impliquées, et le coût économique.

La quatrième partie du chapitre 1 détaille le cas d'étude dans lequel seront vérifiées les étapes ainsi développées. Il s'agit d'une zone aride d'Asie Centrale : le district de Sozak au Kazakhstan, où la compensation écologique a récemment été légiférée et exige dans certains cas la mise en place de plantations compensatoires. A l'issue de la description du contexte environnemental, socioéconomique et réglementaire de ce cas d'étude, nous spécifions notre objectif général en adaptant notre cadre méthodologique au contexte kazakh. Dès lors, la dernière partie de ce chapitre expose en détail nos objectifs spécifiques, la stratégie de recherche associée et les méthodes mobilisées à travers les chapitres suivants.

Les chapitres 2, 3, 4 et 5 sont donc consacrés à la mise en application de notre cadre méthodologique. Il s'agit ainsi des résultats de nos travaux de thèse. Le **chapitre 2** a pour objectif d'**identifier les SE d'intérêt produits par les paysages du district de Sozak, selon la vision des différentes parties prenantes**. Il cherche à répondre à la question « quelle est la vision des différents acteurs sur la fourniture des services écosystémiques dans le district de Sozak ? » à travers deux séries d'entretiens : une première dédiée à la perception des résidents locaux, et une seconde portant sur la vision des acteurs miniers.

Le chapitre 3 vise à **évaluer l'acceptabilité sociale de pratiques de compensation écologique basées sur la fourniture de SE**, et donc sur les résultats du chapitre 2. A partir d'entretiens menés auprès des habitants du district de Sozak, ce chapitre répond à la question sous-jacente « quelle est l'acceptabilité sociale des parties prenantes locales pour différentes pratiques de compensation basées sur les services écosystémiques ? » et permet par ailleurs de rendre compte des attentes des populations concernant la production de SE par les mesures compensatoires.

Le chapitre 4 cherche à **évaluer la fourniture potentielle de SE par la végétation** du district de Sozak, puisque la compensation écologique au Kazakhstan impliquerait la mise en place de plantations. A travers la question « quelle est la relation entre végétation naturelle et fourniture de SE ? », nous souhaitons identifier quelle(s) caractéristique(s) de la végétation affecte(nt) positivement la production des services, parmi les espèces, la diversité spécifique, la densité, la couverture, etc., afin de la ou de les mobiliser dans le cadre de la compensation des SE.

Le chapitre 5 s'appuie sur l'utilisation d'un outil d'aide à la décision développé dans le cadre de ces travaux, afin d'**évaluer différents scénarios de compensation écologique en fonction du succès**, **du NNL de SE, de la satisfaction des différents acteurs et de l'acceptabilité sociale**. En comparant les différents scénarios ainsi évalués, il tente de répondre à la question « quel(s) scénario(s) pourrai(en)t compenser la perte des services écosystémiques liée aux activités minières, tout en étant accepté(s) socialement et faisable(s) techniquement et économiquement ? ». Dans un sens, ce chapitre synthétise les trois autres chapitres de résultat.

A l'issue de ces cinq chapitres, nous clôturerons ce manuscrit par une discussion générale, qui au-delà de la discussion de nos résultats, cherchera à discuter de la généricité du cadre méthodologique développé et testé, ses limites, et à esquisser quelques propositions d'amélioration. A la suite de cette discussion, nous conclurons nos travaux et proposerons quelques perspectives d'utilisations futures de notre cadre méthodologique.

Références de l'introduction générale

Apostolopoulou, E., Adams, W.M., 2017. Biodiversity offsetting et conservation: reframing nature to save it. Oryx 51, 23–31. https://doi.org/10.1017/S0030605315000782

Baltic Cleantech Alliance, 2016. The report on mining for UNCSD 18 (Republic of Kazakhstan).

Balvanera, P., Quijas, S., Martín-Lopez, B., Barrios, E., Dee, L., Isbell, F., Durance, I., White, P., de Groot, R., 2016. Biodiversity et ecosystem services, in: Potschin, M., Haines-Young, R., Fish, R., Turner, R.K. (Eds.), Routledge Handbook of Ecosystem Services. New-York, NY, pp. 45–61.

BBOP, 2012a. Standard on Biodiversity Offsets, BBOP. ed. Washington, D.C.

BBOP, 2012b. Biodiversity Offset Design Handbook-Updated, BBOP. ed. Washington, D.C.

Bennett, G., Gallant, M., 2017. State of Biodiversity Mitigation 2017. Markets et Compensation for Global Infrastructure Development.

Bidaud, C., Schreckenberg, K., Jones, J.P.G., 2018. The local costs of biodiversity offsets: Comparing standards, policy et practice. Let Use Policy 77, 43–50. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.05.003

Bidaud, C., Schreckenberg, K., Rabeharison, M., Ranjatson, P., Gibbons, J., Jones, JuliaP.G., 2017. The Sweet et the Bitter: Intertwined Positive et Negative Social Impacts of a Biodiversity Offset. Conservat Soc 15, 1. https://doi.org/10.4103/0972-4923.196315

Brunn, S.D., Toops, S.W., Gilbreath, R., 2012. The Routledge Atlas of Central Asian Affairs, Routledge. ed. London, UK.

Bull, J.W., Lloyd, S.P., Strange, N., 2017. Implementation Gap between the Theory et Practice of Biodiversity Offset Multipliers: Multipliers et biodiversity offsets. CONSERVATION LETTERS 10, 656–669. https://doi.org/10.1111/conl.12335

Bull, J.W., Suttle, K.B., Gordon, A., Singh, N.J., Milner-Gulland, E.J., 2013. Biodiversity offsets in theory et practice. Oryx 47, 369–380. https://doi.org/10.1017/S003060531200172X

CICES, 2018. Common International Classification of Ecosystem Services Version 5.1. URL https://cices.eu/ (accessed 1.10.20).

Doswald, N., Barcellos Harris, M., Jones, M., Pilla, E., Mulder, I., 2012. Biodiversity offsets: voluntary et compliance regimes. A review of existing schemes, initiatives et guidance for financial institutions. UNEP-WCMC & UNEP FI, Cambridge, UK & Geneva, Switzerland.

Ekstrom, J., Bennun, L., Mitchell, R., 2015. A cross-sector guide for implementing the Mitigation Hierarchy. https://doi.org/10.1163/9789004322714_cclc_2015-0013-003

Fisher, B., Turner, R.K., Morling, P., 2009. Defining et classifying ecosystem services for decision making. Ecological Economics 68, 643–653. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014

Global Business Reports, 2015. Kazakhstan's mining industry. Steppe by Steppe. Engineering et Mining Journal.

Griffiths, V.F., Bull, J.W., Baker, J., Milner-Gulland, E.J., 2019. No net loss for people et biodiversity. Conservation Biology 33, 76–87. https://doi.org/10.1111/cobi.13184

Jacob, C., Vaissiere, A.-C., Bas, A., Calvet, C., 2016. Investigating the inclusion of ecosystem services in biodiversity offsetting. Ecosystem Services 21, 92–102. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.07.010

Jax, K., 2016. Briefing Note 23.2. Ecosystem services et ethics, in: Potschin, M., Haines-Young, R., Fish, R., Turner, R.K. (Eds.), Routledge Handbook of Ecosystem Services. New-York, NY, pp. 301–303.

Karimi, A., Yazdandad, H., Fagerholm, N., 2020. Evaluating social perceptions of ecosystem services, biodiversity, et let management: Trade-offs, synergies et implications for landscape planning et management. Ecosystem Services 45, 11.

Khaulenbek, A., Ihanbai, Kh., Batkhuu, N., 2018. Saxauls forests in Mongolia. Ecosystem, resource, values. Institute of Geography et Geoecology. Division for Desertification Study, Ulaanbaatar, Mongolia.

Kiesecker, J.M., Copeland, H., Pocewicz, A., McKenney, B., 2009. Development by design: blending landscape-level planning with the mitigation hierarchy. Front Ecol Environ 8, 261–266. https://doi.org/10.1890/090005

Lapeyre, R., Froger, G., Hrabanski, M., 2015. Biodiversity offsets as market-based instruments for ecosystem services? From discourses to practices. Ecosystem Services 15, 125–133. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.10.010

Lengellé, J.-F., Park, Y., Bloch, F., Kupina, L., Olson, O., Trimouillas, P.-E., 2018. Reforming Kazakhstan: Progress, Challenges et Opportunities, Project Insights.

Madsen, B., Carroll, N., Kandy, D., Bennett, G., 2011. 2011 Update: State of Biodiversity Markets. Forest Trends, Washington, DC.

Maire, A., 2017. La Mongolie, entre dépendance et politiques développementalistes, 1990-2016 (Science politique). Institut d'études politiques de Paris, Paris.

Mann, C., 2015. Strategies for sustainable policy design: Constructive assessment of biodiversity offsets et banking. Ecosystem Services 16, 266–274. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.07.001

Maron, M., Ives, C.D., Kujala, H., Bull, J.W., Maseyk, F.J.F., Bekessy, S., Gordon, A., Watson, J.E.M., Lentini, P.E., Gibbons, P., Possingham, H.P., Hobbs, R.J., Keith, D.A., Wintle, B.A., Evans, M.C., 2016. Taming a Wicked Problem: Resolving Controversies in Biodiversity Offsetting. BioScience 66, 489–498. https://doi.org/10.1093/biosci/biw038

McKenney, B.A., Kiesecker, J.M., 2010. Policy Development for Biodiversity Offsets: A Review of Offset Frameworks. Environmental Management 45, 165–176. https://doi.org/10.1007/s00267-009-9396-3

MEA, 2005. Ecosystems et Human Well-being: Synthesis. Islet Press, Washington, DC.

Moilanen, A., Kotiaho, J.S., 2018. Fifteen operationally important decisions in the planning of biodiversity offsets. Biological Conservation 227, 112–120. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.002

Naidoo, R., Balmford, A., Costanza, R., Fisher, B., Green, R.E., Lehner, B., Malcolm, T.R., Ricketts, T.H., 2008. Global mapping of ecosystem services et conservation priorities. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 105, 9495–9500. https://doi.org/10.1073/pnas.0707823105

OECD, 2016. Biodiversity Offsets: Effective Design et Implementation. OECD, Paris. https://doi.org/10.1787/9789264222519-en

Potschin, M., Haines-Young, R., 2016. Defining et measuring ecosystem services, in: Potschin, M., Haines-Young, R., Fish, R., Turner, R.K. (Eds.), Routledge Handbook of Ecosystem Services. New-York, NY.

Regnery, B., 2013. Les mesures compensatoires pour la biodiversité. Conception et perspectives d'application. (Ecologie). Université Pierre et Marie Curie, Paris.

Schmidt, S., 2017. Spatial Analysis of Conservation Potential in Cold Winter Deserts of Central Asia (No. FINC-report 201701). FINC-Foundation, Greifswald.

Secretariat of the Convention on Biological Diversity, the United Nations Environment Programme-World Conservation Monitoring Centre, 2012. Best policy guidance for the integration of biodiversity et ecosystem services in standards, Technical Series. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montréal, Quebec, Canada.

Shumi, G., Rodrigues, P., Hanspach, J., Härdtle, W., Hylander, K., Senbeta, F., Fischer, J., Schultner, J., 2021. Woody plant species diversity as a predictor of ecosystem services in a social–ecological system of southwestern Ethiopia. Landscape Ecol 36, 373–391. https://doi.org/10.1007/s10980-020-01170-x

Sonter, L.J., Gourevitch, J., Koh, I., Nicholson, C.C., Richardson, L.L., Schwartz, A.J., Singh, N.K., Watson, K.B., Maron, M., Ricketts, T.H., 2018. Biodiversity offsets may miss opportunities to mitigate impacts on ecosystem services. Front Ecol Environ 16, 143–148. https://doi.org/10.1002/fee.1781

Souza, B.A., Rosa, J.C.S., Siqueira-Gay, J., Sánchez, L.E., 2021. Mitigating impacts on ecosystem services requires more than biodiversity offsets. Let Use Policy 105, 105393. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105393

Tallis, H., Kennedy, C.M., Ruckelshaus, M., Goldstein, J., Kiesecker, J.M., 2015. Mitigation for one & all: An integrated framework for mitigation of development impacts on biodiversity et ecosystem services. Environmental Impact Assessment Review 55, 21–34. https://doi.org/10.1016/j.eiar.2015.06.005

Tupala, A.-K., Huttunen, S., Halme, P., 2022. Social impacts of biodiversity offsetting: A review. Biological Conservation 267, 109431. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109431

Zhang, Y., Zhang, D., Li, W., Li, Y., Zhang, C., Guan, K., Pan, B., 2020. Characteristics et utilization of plant diversity et resources in Central Asia. Regional Sustainability 1, 1–10. https://doi.org/10.1016/j.regsus.2020.08.001

Chapitre 1 – Cadre conceptuel et méthodologie générale de la thèse

Ce premier chapitre a pour vocation d'introduire les travaux de thèse effectués. Il est composé de quatre parties, les deux premières étant dédiées au cadre conceptuel dans lequel s'inscrivent nos travaux, axé sur la compensation écologique et les services écosystémiques. La troisième partie fait la jonction entre les deux premières, tout d'abord en examinant la considération des services écosystémiques dans la compensation écologique. Ainsi, elle répond à la question « **dans quelle mesure les services écosystémiques sont-ils pris en compte dans la compensation écologique ?** ». Dans second temps, elle apporte des éléments méthodologiques pour concilier compensation écologique et services écosystémiques. Elle explique finalement l'intérêt et les bénéfices d'une telle démarche, et cherche alors à répondre à la question « **en quoi l'approche par les services écosystémiques peut-elle améliorer la compensation écologique ?** ». Dans ces trois parties, il est possible de se référer directement aux encarts (voir la **table des encarts**) qui résument au fur et à mesure les informations importantes pour appréhender notre sujet. La quatrième partie expose la méthodologie de la thèse, d'abord à travers une description de notre cas d'étude dans une zone aride d'Asie Centrale : le district de Sozak au Kazakhstan, puis de la stratégie de recherche employée et des méthodes mobilisées.

1.1. La compensation écologique

Dans cette première partie, nous présentons la compensation écologique, d'abord par un court historique de son développement, puis en définissant la hiérarchie d'atténuation des impacts sur la biodiversité, dans laquelle elle s'insère. Nous nous focalisons ensuite sur la compensation écologique en explicitant ses fondements théoriques et les principes qui l'encadrent, puis en présentant la diversité des formes qu'elle peut prendre. Enfin, nous détaillons les nombreuses limites existantes concernant la conception et la mise en œuvre d'un tel outil.

1.1.1. Historique de la compensation écologique

A la fin des années 1960, les dégâts du développement économique sur l'environnement sont de plus en plus visibles, avec par exemple les marées noires de Torrey Canyon en 1967 et de Santa Barbara en 1969 (Costa, 2018a). La succession de ces catastrophes polluantes démontrent l'impact négatif des activités anthropiques sur le milieu naturel (Bigard, 2018). Dans un même temps, en 1972, a lieu la Conférence des Nations Unies sur l'Environnement de Stockholm, et le rapport Meadows *Les Limites à la croissance* (*The Limits to Growth*) est publié la même année (Bigard, 2018 ; Costa, 2018a). Ce rapport affirme qu'il ne peut y avoir de développement infini

dans un monde aux ressources finies (Costa, 2018a). C'est dans ce contexte qu'ont émergé les principes qui encadrent aujourd'hui la compensation écologique.

Ces principes ont été introduits aux Etats-Unis (Bigard, 2018 ; Doswald *et al*., 2012 ; Maron *et al*., 2016), avec notamment la création du *National Environmental Policy Act* (NEPA) en 1969, le *Federal Water Pollution Control* en 1972 devenu le *Clean Water Act* en 1977, et l'*Endangered Species Act* en 1973 (Costa, 2018a). Des mesures ont d'abord été élaborées pour atténuer les impacts des projets d'aménagement sur les zones humides. Un **projet d'aménagement** est défini comme : « tout type de projet qui se caractérise par l'implantation au sol d'une construction ou d'équipements servant à la production de biens et de services à la société : par exemple une route, un centre commercial, un hôpital, une carrière, etc. » (Regnery, 2013). Pour cela, le *Clean Act Water* exigent que les permis accordés (pour un projet d'aménagement) dans une zone humide suivent une séquence d'évitement, de minimisation, de rectification, de réduction, et de compensation des impacts (Bigard, 2018 ; Doswald *et al*., 2012 ; Hassan *et al*., 2015) (Doswald *et al*. (2012) et Hassan *et al*. (2015) ne mentionnent pas les étapes de rectification et de réduction). Par la suite, l'*Endangered Species Act* demandera une procédure similaire pour les espèces en voie de disparition (Doswald *et al*., 2012 ; Hassan *et al*., 2015). En 1989, le discours de George H. W. Bush sur sa politique de protection des zones humides utilise l'expression de « *No Net Loss* » (pas de perte nette) (Bigard, 2018 ; Hassan *et al*., 2015), qui deviendra la base fondamentale des principes d'atténuation des impacts sur l'environnement et la biodiversité. Dans les années 1990, les banques d'atténuation pour les zones humides sont créées aux Etats-Unis, puis des banques de conservation, ou banques d'habitats pour les espèces menacées (Doswald *et al*., 2012). Ce sont les premières formes de compensation écologique (Doswald *et al*., 2012 ; Maron *et al*., 2016). Le système des **banques d'atténuation** implique un ou plusieurs sites restaurés, créés et/ou préservés par des « fournisseurs » (la banque) en échange de « crédit de biodiversité » (Bennett et Gallant, 2017 ; Bull *et al*., 2015, 2013 ; Doswald *et al*., 2012). Les crédits de biodiversité sont ensuite vendus aux entreprises tenues de compenser leurs impacts. Il s'agit de la méthode la moins commune de compensation écologique aujourd'hui (Bennett et Gallant, 2017).

Depuis, la compensation écologique a gagné en popularité dans le monde entier (Apostolopoulou et Adams, 2017 ; Bidaud *et al.*, 2018 ; Lapeyre *et al.*, 2015 ; Madsen *et al.*, 2011 ; Maron *et al.*, 2016). Les gouvernements, les bailleurs de fonds et le secteur privé se tournent vers cet outil (Griffiths *et al.*, 2019 ; McKenney et Kiesecker, 2010) afin de concilier développement économique et conservation de la biodiversité (Apostolopoulou et Adams, 2017 ; Bidaud *et al.*, 2017 ; Jacob *et al.*, 2016). En 2011, nous comptions 45 programmes de compensation écologique à travers le monde, avec en outre 27 politiques en cours de développement ou d'investigation (Madsen *et al*., 2011). En 2016, 99 programmes existaient, dont la moitié était appliquée à l'échelle

nationale, l'autre étant mise en place au niveau régional, étatique, provincial, local ou communautaire (Bennett et Gallant, 2017). Ces politiques de compensation étaient mises en œuvre dans 33 pays (**Figure 1**), et ont contribué à la restauration, recréation et protection de plus de 8,3 millions d'hectares d'habitats écologiquement importants (Bennett et Gallant, 2017).

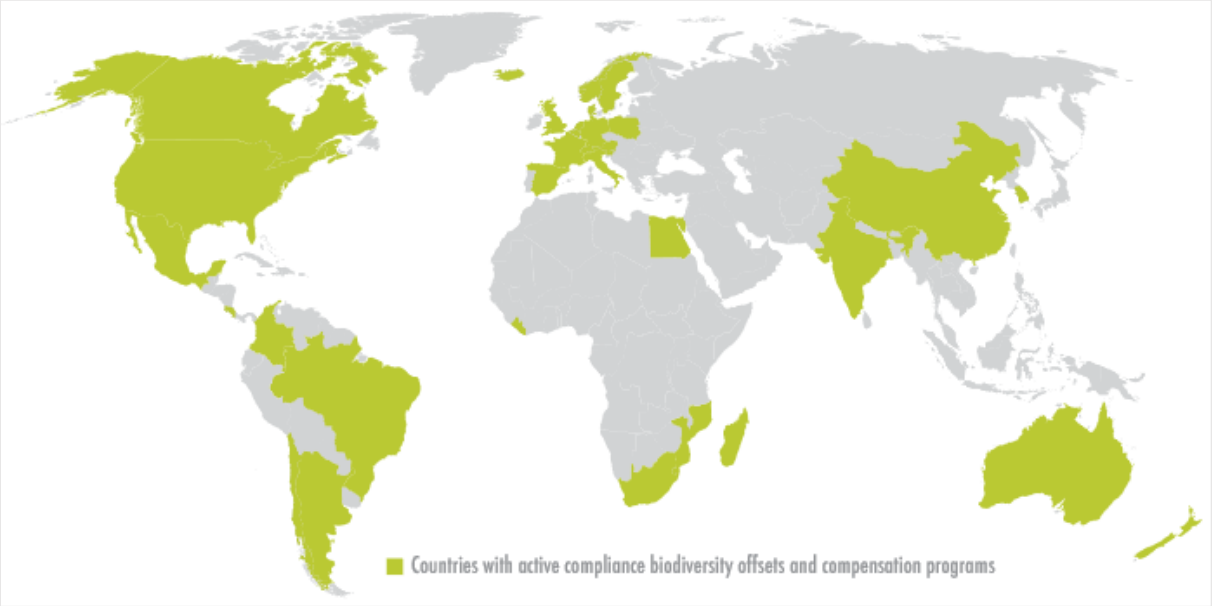


Figure 1. Pays avec des programmes actifs de compensation en 2016 (*Compliance Offsets and Compensation: Countries with Active Programs, 2016*, figure de Bennett et Gallant (2017)). En vert : les pays qui possédaient des politiques de compensation en 2016

1.1.2. Cadre de la compensation écologique : la hiérarchie d'atténuation et le *No Net Loss* de biodiversité

1.1.2.1. L'étude d'impact environnemental (et social)

Les projets d'aménagement ont des effets majeurs sur la biodiversité et les habitats (Regnery, 2013). La **biodiversité** peut être définie comme « la variété totale de toute vie ». Il s'agit de « l'ensemble de la variété et de la variabilité naturelles au sein des organismes vivants et entre eux, ainsi que des complexes écologiques et environnementaux dans lesquels ils se trouvent » (BBOP, 2012a). Elle englobe plusieurs niveaux d'organisation, dont les gènes, les espèces, les communautés, les écosystèmes et les biomes (Balvanera *et al.*, 2016 ; BBOP, 2012a). Un **habitat** est défini comme « un lieu où vivent habituellement des plantes et des animaux, qui se distingue principalement par ses caractéristiques physiques (topographie, climat, etc.), et secondairement par les espèces végétales et animales qui y vivent » (*European Environment Agency*, 2023). Il procure les ressources nécessaires pour la survie des espèces qu'il abrite (TEEB, 2010).

En amont de la mise en place d'un projet d'aménagement, une Etude d'Impact Environnementale (EIE) est requise, généralement réalisée par des bureaux d'études (Bigard,

2018). Elle provient du NEPA de 1969 (Bigard, 2018). L'**EIE** est « un processus formel, comprenant une consultation publique, dans lequel toutes les conséquences environnementales pertinentes d'un projet sont identifiées et évaluées avant que l'autorisation ne soit accordée » (Bennett et Gallant, 2017 ; Madsen *et al*., 2011). Lorsqu'une composante sociale est ajoutée, nous parlons d'Etude d'Impact Environnemental et Social (EIES). Sinon, une Etude d'Impact Social (EIS) peut être réalisée séparément. Les EIE(S) sont composées d'une description de l'état initial du site du projet (la *baseline*), du permis (qui peut être plus étendu), et possiblement au-delà (par exemple, les activités économiques de la région). Cette description est suivie d'une évaluation des impacts environnementaux et socio-économiques (positifs comme négatifs) dus à l'aménagement. Enfin, des recommandations pour atténuer les impacts sur la biodiversité sont établies. Elles composent la « hiérarchie d'atténuation », qui va déterminer la compensation écologique.

1.1.2.2. La hiérarchie d'atténuation

La **hiérarchie d'atténuation** est composée de quatre étapes distinctes et consécutives : éviter, minimiser, restaurer/réhabiliter et compenser (Bennett et Gallant, 2017 ; Madsen *et al*., 2011) (**Figure 2**). Nous parlons aussi de séquence ER(R)C (la restauration n'est pas nécessairement incluse dans la séquence en fonction des pays, par exemple en France). Les impacts sur la biodiversité, prédits par l'EIE ou l'EIES, doivent donc être atténués en suivant cette hiérarchie, dans l'ordre, afin d'atteindre un ***No Net Loss*** (NNL) (pas de perte nette) de biodiversité, voire d'atteindre un **gain net** de biodiversité (Bennett et Gallant, 2017) (**Figure 2**). Aujourd'hui, il est largement admis que le respect de la hiérarchie d'atténuation est la meilleure pratique en termes de gestion des impacts sur la biodiversité (Bennett et Gallant, 2017).

Figure 2. La hiérarchie d'atténuation des impacts sur la biodiversité (*The Mitigation Hierarchy Concept*, figure de Bennett et Gallant (2017)). *Predicted impact* = impact prédit ; *Avoidance* = Evitement ; *Minimization* = Réduction ; *Restoration / Rehabiliation* = Restauration / Réhabilitation ; *Offset* = Compensation écologique

L'évitement

Les **mesures d'évitement** sont définies comme les « mesures prises pour éviter de créer des impacts dès le début du développement du projet, telles qu'un placement spatial ou temporel minutieux des éléments de l'infrastructure, afin d'éviter complètement les impacts sur certaines composantes de la biodiversité » (Bennett et Gallant, 2017). Par exemple, les impacts sur les habitats rares et uniques sont évités, sauf mesure exceptionnelle (McKenney et Kiesecker, 2010). Ainsi, l'évitement implique des modifications dans la planification spatiale et temporelle initiale du projet d'aménagement (Ekstrom *et al*., 2015). Ci-après, quelques exemples de mesures d'évitement, décrites par Ekstrom *et al*. (2015) (voir également les pages 27-32 de leur étude) :

- pas d'aménagement, d'exploration ou d'exploitation dans les sites avec une haute valeur de biodiversité, les sites naturels du patrimoine mondial de l'UNESCO et les zones protégées ;
- pas d'aménagement sur les zones de passage connues pour les déplacements migratoires de certaines espèces, en évitant notamment la construction de routes (donc l'évitement concerne aussi les infrastructures mises en place pour l'approvisionnement du site d'aménagement) ;
- pas de travaux pendant les périodes de reproduction d'espèces sensibles ou protégées.

La réduction

Les **mesures de réduction** sont « les mesures prises pour réduire la durée, l'intensité et/ou l'étendue des impacts qui ne peuvent être totalement évités, dans la mesure où cela est pratiquement réalisable » (Bennett et Gallant, 2017 ; Ekstrom *et al*., 2015 ; Tallis *et al*., 2015). Elles se traduisent par la réduction de la zone d'impact, la concentration des activités dans des zones moins sensibles écologiquement, ou l'adaptation des activités (Tallis *et al*., 2015). La réduction peut être appliquée pendant toute la durée de vie du projet, de la construction à la fin de l'exploitation, le cas échéant (Ekstrom *et al*., 2015).

Parfois, les mesures d'évitement et de réduction se chevauchent : les circonstances d'application peuvent les différencier (Ekstrom *et al*., 2015). Par exemple, contrôler la circulation des véhicules pendant la saison de migration d'une espèce pour réduire sa mortalité est une mesure de réduction, tandis que le détournement d'une route pour éviter les zones de passage de l'espèce considérée est une mesure d'évitement (Ekstrom *et al*., 2015) (voir également les pages 40-43 de l'étude de Ekstrom *et al*. (2015) pour des exemples de réduction).

La restauration ou la réhabilitation

La **réhabilitation** (ou **restauration**) est définie comme « les mesures prises pour réhabiliter les écosystèmes dégradés ou restaurer les écosystèmes déboisés après avoir été exposés à des impacts qui ne peuvent être complètement évités et/ou réduits » (Bennett et

Gallant, 2017). Elle est effectuée après que les impacts aient été produits, mais sa planification doit commencer dès le début de l'aménagement et doit être adaptée au fur et à mesure de la durée de vie du projet (Ekstrom *et al*., 2015). Elle est réalisée sur le site du projet, afin de rétablir les structures, les fonctions et/ou la composition en espèces des écosystèmes impactés, bien que les conditions initiales soient rarement retrouvées à l'identique (Ekstrom *et al*., 2015).

La réhabilitation peut, par exemple, se traduire par la plantation d'espèces forestières dans un écosystème forestier dégradé par l'activité, tout en contrôlant les activités de coupes illégales et le pâturage, ou encore par le réensemencement d'espèces herbacées locales dans une prairie affectée, accompagné d'une lutte contre des espèces envahissantes (Ekstrom *et al*., 2015) (voir les quelques cas de réhabilitation décrits pages 52-54 de l'étude d'Ekstrom *et al*. (2015)).

La compensation écologique

Les impacts restants à la suite de l'application des mesures d'évitement, de réduction et de restauration sont appelés les « **impacts significatifs résiduels** ». La **compensation écologique**, qui est donc la dernière étape de la hiérarchie d'atténuation, a pour but de les contrebalancer. Elle est ainsi définie comme « des résultats de conservation mesurables, issus d'actions pour contrebalancer les impacts négatifs résiduels significatifs sur la biodiversité découlant du développement d'un projet et qui ne peuvent être évités, réduits et/ou restaurés » (BBOP, 2012a, 2012b ; Ekstrom *et al*., 2015). La compensation écologique doit donc être appliquée « en dernier recours » seulement (Bennett et Gallant, 2017).

Comme le montre la **Figure 1**, l'objectif ultime de la compensation écologique est de garantir qu'il n'y ait aucune « perte nette » (nous retrouvons donc le « *No Net Loss* » de 1989) de biodiversité à l'issue de son application (Bennett et Gallant, 2017 ; Bull *et al.*, 2015, 2013 ; Doswald *et al.*, 2012 ; Maron *et al.*, 2012). Le ***No Net Loss*** (NNL) correspond au « point où les impacts du projet sur la biodiversité sont équilibrés par les mesures prises en appliquant la hiérarchie d'atténuation, de sorte qu'aucune perte ne subsiste » (Ekstrom *et al.*, 2015). Lorsque les gains sont supérieurs aux pertes, on parle de « **Gain net** » de biodiversité (Bennett et Gallant, 2017 ; Ekstrom *et al.*, 2015). Les compensations cherchent plutôt à atteindre le NNL, néanmoins il arrive le gain net de biodiversité soit visé (Bennett et Gallant, 2017 ; Bull *et al.*, 2013). Le NNL suppose que le niveau de biodiversité atteint après la compensation écologique soit comparé à un scénario sans compensation : c'est le **scénario contrefactuel** (Maron *et al.*, 2016). De plus, pour atteindre le NNL, la compensation écologique doit être **additionnelle**, c'est-à-dire qu'elle doit contribuer à la création de gains, en termes de biodiversité, qui ne seraient pas produits autrement et qui s'ajoutent aux valeurs de biodiversité du scénario contrefactuel (Maron *et al.*, 2016 ; McKenney et Kiesecker, 2010 ; Sonter *et al.*, 2018). Il est donc nécessaire de déterminer les gains nécessaires

pour compenser complètement les impacts résiduels (Bull *et al.*, 2017). Ainsi, la compensation écologique fait appel à un raisonnement comptable (Bigard, 2018). Pour cela, elle se base sur des **métriques**, qui sont « des mesures de substitution de la biodiversité utilisée pour quantifier les pertes, les gains et leur équivalence » (Maron *et al.*, 2016).

L'obtention de gains écologiques par la compensation écologique est permise via des actions de conservation ou de restauration de la biodiversité et/ou des ressources naturelles (Jacob *et al.*, 2016 ; Madsen *et al.*, 2011 ; Mann, 2015 ; Tupala *et al.*, 2022). La compensation écologique diffère de la restauration, car elle est généralement réalisée en dehors de la zone du projet (Bennett et Gallant, 2017). Elle est donc particulière car elle permet une perte de biodiversité à un endroit et un gain équivalent autre part (Apostolopoulou et Adams, 2017 ; Mann, 2015 ; Tupala *et al.*, 2022).

Encart n°1 – Cadre et définition de la compensation écologique

Les projets d'aménagement, tels que des routes, des bâtiments, des mines, etc. impactent négativement la biodiversité et les habitats (Regnery, 2013). Ces impacts sont prédits lors de la réalisation d'une EIE(S), et sont atténués par le biais de la hiérarchie d'atténuation, « Eviter, Réduire, (Restaurer/Réhabiliter), Compenser » (Bennett et Gallant, 2017). La compensation écologique est donc la dernière étape. Elle vise à contrebalancer les impacts résiduels significatifs qui n'ont pu être évités, réduits, et qui ne pourront pas être restaurés (BBOP, 2012a, 2012b ; Ekstrom *et al.*, 2015), et son objectif final est d'atteindre un niveau de « pas de perte nette » de biodiversité (Bennett et Gallant, 2017 ; Bull *et al.*, 2015, 2013 ; Doswald *et al.*, 2012 ; Maron *et al.*, 2012).

1.1.3. Mise en œuvre de la compensation écologique

1.1.3.1. Bonnes pratiques et principes internationaux

La naissance du programme *Business and Biodiversity Offsets*[1] (BBOP) est l'un des moments clés de la compensation écologique (Apostolopoulou et Adams, 2017). Il a été créé en 2004 par *Forest Trends*[2] (organisation non gouvernementale (ONG) qui promeut des approches de marché pour la conservation des écosystèmes forestiers), et rassemble divers acteurs concernés par la compensation écologique : gouvernements, agences gouvernementales (l'Union Internationale de Conservation de la Nature[3] (UICN), par exemple), institutions financières,

[1] https://www.forest-trends.org/bbop/
[2] https://www.forest-trends.org/
[3] https://uicn.fr/

organisations de la société civiles dont des ONG (*Birdlife International*[4] ou encore WWF-UK[5], etc.), experts en conservation et bureaux d'étude (par exemple, le bureau d'étude français Biotope[6]) ou encore des entreprises qui ont besoin de compenser leurs impacts (BBOP, 2012a ; Bennett et Gallant, 2017 ; Bigard, 2018). Le BBOP établit les bonnes pratiques de la compensation écologique. Il a développé des principes, des standards et des lignes directrices qui font aujourd'hui office de références internationales dans l'application de la compensation écologique (Bigard, 2018 ; Mann, 2015), bien que suivies plus ou moins formellement (Bigard, 2018). En outre, le programme soutient des projets pilotes dans le monde entier (Mann, 2015), dans divers contextes industriels (BBOP, 2012a). Les principes de la compensation écologique proposés par le BBOP ont pour but d'établir un cadre autour de sa conception, sa mise en œuvre et son suivi (BBOP, 2012a, 2012b). Ils sont les suivants (BBOP, 2012a, 2012b) :

« **1/ Respect de la hiérarchie des mesures d'atténuation** : la compensation écologique est un engagement à compenser les impacts négatifs résiduels significatifs sur la biodiversité après que des mesures appropriées d'évitement, de réduction et de réhabilitation aient été prises, conformément à la hiérarchie des mesures d'atténuation.

2/ Limites de ce qui peut être compensé : il existe des situations dans lesquelles les impacts résiduels ne peuvent être complètement compensés en raison du caractère irremplaçable ou de la vulnérabilité de la biodiversité affectée.

3/ Contexte paysager : la compensation écologique devrait être conçue et mise en œuvre dans un contexte paysager afin d'atteindre les résultats mesurables attendus en matière de conservation, en tenant compte des informations disponibles sur l'ensemble des valeurs biologiques, sociales et culturelles de la biodiversité et en soutenant une approche écosystémique.

4/ Pas de perte nette : une mesure compensatoire en faveur de la biodiversité devrait être conçue et mise en œuvre pour obtenir *in situ* des résultats mesurables en matière de conservation, dont nous pouvons raisonnablement s'attendre à ce qu'ils n'entraînent aucune perte nette et, de préférence, un gain net de biodiversité.

5/ Résultats de conservation additionnels : une mesure de compensation écologique devrait permettre d'obtenir des résultats de conservation supérieurs à ceux qui auraient été obtenus si la mesure de compensation n'avait pas eu lieu. La conception et la mise en œuvre de la compensation doivent éviter de déplacer des activités nuisibles à la biodiversité vers d'autres lieux.

[4] https://www.birdlife.org/
[5] https://www.wwf.org.uk/
[6] https://www.biotope.fr/

6/ Participation des parties prenantes : dans les zones touchées par le projet et par la compensation écologique, la participation effective des parties prenantes devrait être assurée dans la prise de décision concernant les compensations écologiques, y compris leur évaluation, leur sélection, leur conception, leur mise en œuvre et leur suivi.

7/ L'équité : une mesure de compensation écologique devrait être conçue et mise en œuvre de manière équitable, ce qui signifie que les droits et les responsabilités, les risques et les avantages associés à un projet et à une mesure de compensation devraient être partagés entre les parties prenantes de manière juste et équilibrée, dans le respect des dispositions légales et coutumières. Il convient d'accorder une attention particulière au respect des droits des peuples autochtones et des communautés locales, reconnus tant au niveau international que national.

8/ Résultats à long terme : la conception et la mise en œuvre d'une mesure compensatoire pour la biodiversité doivent être basées sur une approche de gestion adaptative, intégrant le suivi et l'évaluation, dans le but d'obtenir des résultats qui durent au moins aussi longtemps que les impacts du projet et, de préférence, dans la perpétuité.

9/ La transparence : la conception et la mise en œuvre d'une compensation écologique, ainsi que la communication de ses résultats au public, doivent être entreprises de manière transparente et en temps opportun.

10/ Science et connaissances traditionnelles : la conception et la mise en œuvre d'une mesure compensatoire devraient être un processus documenté, fondé sur des données scientifiques solides, et prendre en compte de manière appropriée les connaissances traditionnelles. »

1.1.3.2. La diversité des mesures compensatoires

La compensation écologique, outre son cadre théorique et les principes internationaux qui la guident, dépend également du cadre législatif du pays considéré (Doswald *et al.*, 2012). Or, les pays ont des priorités différentes au regard de la biodiversité (Varumo *et al.*, 2022), ce qui transparaît dans les objectifs des politiques qui encadrent la compensation écologique (Bull *et al.*, 2015). En pratique, il existe donc une diversité des mesures compensatoires : elles varient dans leurs approches, les métriques et les échelles utilisés, ou encore les composantes ciblées de la biodiversité, etc.

La protection et la restauration de la biodiversité : les bases de la compensation écologique

Toutefois, comme expliqué précédemment (**section 1.1.2.2**), il existe deux types de base de la compensation écologique : les actions de conservation, ou de restauration de la biodiversité (Ekstrom *et al.*, 2015 ; Souza *et al.*, 2021). Les actions dites de **conservation** ou de « **pertes**

évitées » ont pour but de protéger des écosystèmes menacés d'une perte de biodiversité imminente ou future, indépendamment du projet d'aménagement (Bennett et Gallant, 2017 ; Ekstrom *et al.*, 2015 ; Souza *et al.*, 2021). Les mesures de pertes évitées peuvent également être appliquées en créant de nouvelles zones protégées par exemple (Moilanen et Kotiaho, 2018). Les actions de **restauration** remédient aux dégradations passées sur l'environnement, qui ne sont pas dues au projet d'aménagement, via des interventions telles que la réhabilitation, l'amélioration ou la recréation de composantes de la biodiversité, d'habitats ou d'écosystèmes (Bennett et Gallant, 2017 ; Ekstrom *et al.*, 2015 ; Maron *et al.*, 2012 ; Moilanen et Kotiaho, 2018). Ce type de compensation fait donc généralement appel à des techniques d'ingénierie écologique (Regnery, 2013). Parmi 41 méthodes de compensation écologique existantes revues par Souza *et al.* (2021), 68% utilisaient des actions de restauration. Toutefois, ces deux types de compensation ne sont pas exclusifs (Ekstrom *et al.*, 2015).

Les quatre différentes approches : banque d'atténuation, compensation financière, compensation responsable et compensation volontaire

La compensation écologique réglementée peut être mise en place par la partie responsable des impacts : il s'agit de la « compensation écologique responsable », ou par une tierce partie dans le cas des banques d'atténuation ou de la compensation financière (Bennett et Gallant, 2017). Ces trois approches peuvent être combinées (Bennett et Gallant, 2017). Nous avons déjà abordé la méthode des banques d'atténuation à travers l'historique de la compensation écologique (**section 1.1.1**). Concernant la **compensation (écologique) financière**, elle implique « un paiement financier, généralement à une agence gouvernementale ou à un fonds environnemental désigné, qui, à son tour, finance et supervise les programmes de gestion et de protection de la biodiversité » (Bennett et Gallant, 2017). La **compensation écologique responsable**, la forme la plus commune, est généralement réalisée en même temps que le projet d'aménagement (Bennett et Gallant, 2017). La partie responsable peut faire appel à un sous-traitant. Les compensations écologiques responsables peuvent être réalisées « **sur site** » (*in-site*) ou **hors-site** (*off-site*) (Bennett et Gallant, 2017). L'expression « sur site » ne signifie pas sur le site d'impact (puisque, pour rappel, la compensation écologique est habituellement réalisée en même temps que le projet), mais proche de celui-ci (Bigard, 2018). Au contraire, une compensation hors-site peut être mise en œuvre très loin du site d'impact (par exemple, dans une autre région).

Outre ces trois approches, il existe également les **compensations écologiques volontaires**. Contrairement aux autres, elles sortent du cadre législatif environnemental de la région ou du pays dans lequel a lieu l'aménagement. Elles sont par exemple utilisées lorsqu'il n'y a pas de réglementation sur la compensation écologique. Elles sont réalisées par les entreprises

responsables des impacts, généralement pour anticiper une exigence obligatoire et/ou pour répondre à la politique et aux engagements sociaux et environnementaux desdites entreprises (Doswald *et al.*, 2012). Elles viennent historiquement des secteurs minier et énergétique (Bennett et Gallant, 2017), et sont habituellement soutenues par des organisations de protection de la nature ou par des programmes tel que le BBOP (Doswald *et al.*, 2012).

Les différences dans le respect de l'équivalence écologique

En outre, certains programmes de compensation exigent une équivalence écologique stricte, tandis que d'autres acceptent une équivalence écologique assouplie. L'équivalence écologique stricte implique une compensation de type « ***like-for-like*** » ou « ***in-kind*** » : c'est-à-dire que les gains de biodiversité ciblent les mêmes composantes que celles qui ont été perdues, et que pertes et gains sont mesurés avec les mêmes métriques (BBOP, 2012a ; Madsen *et al.*, 2011 ; Maron *et al.*, 2016). Concrètement, cela signifie que les actions de conservation ou de restauration doivent cibler les mêmes espèces ou donner lieu aux mêmes habitats ou fonctions de l'écosystèmes que ceux affectés par le projet (Bennett et Gallant, 2017 ; McKenney et Kiesecker, 2010). La compensation écologique *in-kind* est donc généralement réalisée à proximité du site d'impact (Bennett et Gallant, 2017). Au contraire, l'équivalence assouplie permet une compensation écologique « ***out-of-kind*** » : les espèce, habitats et fonctions de l'écosystèmes ciblées à travers la compensation ne sont pas les mêmes que ceux impactés par le projet (Bennett et Gallant, 2017). Elle est généralement réalisée hors-site. Elle est par exemple utilisée dans les cas où peu de surfaces sont disponibles à proximité du site d'impact, ou dans le cas d'une zone éloignée mais à forte valeur écologique, que les décideurs souhaitent protéger, et qui est plus susceptible d'engendrer assez de gains de biodiversité pour atteindre le NNL. Toutefois, la compensation écologique *in-kind* est habituellement exigée ou préférée (Maron *et al.*, 2012).

Les méthodes de calculs des pertes et des gains de biodiversité

Les méthodes de calculs des pertes et des gains de biodiversité diffèrent à travers les pays. Ci-après, quelques exemples des politiques de compensation écologique existantes et leurs objectifs, ainsi que les métriques utilisés :

- l'atténuation des zones humides aux Etats-Unis cherche à compenser les impacts résiduels significatifs qui ont lieu spécifiquement sur les zones humides (McKenney et Kiesecker, 2010). Elle utilise une approche surfacique en tenant compte la surface de la zone impactée et de la zone de compensation. Les pertes et les gains sont calculés en multipliant ces surfaces par des « scores » écologiques attribués aux deux zones (Quétier et Lavorel, 2011) ;

- les banques de conservations aux Etats-Unis et en Australie considèrent les espèces protégées, et calculent les pertes et les gains selon un système de crédit (Quétier et Lavorel, 2011) décrit en **section 1.1.1** du présent chapitre ;
- la plupart des politiques de compensation écologique australiennes sont axées sur la compensation du défrichement de la végétation indigène (McKenney et Kiesecker, 2010). La méthode employée est appelée « *Habitats hectares* » : elle multiplie la surface de végétation native avec un score (Quétier et Lavorel, 2011). Le score des sites cibles est déterminé à partir de sites de référence (Quétier et Lavorel, 2011) ;
- la politique *Ausgleich* en Allemagne a également une approche surfacique, mais considère les types d'habitats et les espèces protégées dans les sites d'impact et de compensation plutôt que des scores écologiques (Quétier et Lavorel, 2011).

Finalement, bien que les objectifs environnementaux des pays diffèrent, et qu'une diversité d'approches, de méthodes et de métriques existent, de nombreuses compensations écologiques s'appuient sur une approche surfacique et des mesures simplifiées basées sur des scores, des habitats ou la présence d'espèce (BBOP, 2012c).

Encart n°2 – La compensation écologique dans la pratique

Dans la pratique, la compensation écologique est à la fois guidée par des principes internationaux (BBOP, 2012a, 2012b) et par les cadres législatifs des pays (Doswald *et al*., 2012). Les objectifs respectifs des pays en termes de gestion de la biodiversité donnent lieu à une diversité de mesures compensatoires, vis-à-vis des approches, du niveau d'équivalence écologique exigé et des méthodes de calcul des pertes et des gains écologiques. Toutefois, des points communs existent au sein de cette diversité : d'une part, les compensations écologiques sont soit des actions de conservation de la biodiversité, soit de restauration (Ekstrom *et al.*, 2015 ; Souza *et al.*, 2021). D'autre part, la majorité des méthodes employées s'appuient sur une approche surfacique et/ou des mesures simplifiées de la biodiversité (score d'habitat, présence d'espèces, etc.) (BBOP, 2012c).

Pour plus d'exemples de compensations écologiques, se référer aux pages 19-22 de l'étude de Bennett et Gallant (2017), qui détaillent des programmes de compensation écologique existants et émergents à travers le monde. Voir également les approches et méthodologies utilisées dans neuf cas d'étude dans le document d'annexes du BBOP (BBOP, 2009 : pages 5-40), ainsi que l'annexe 1.A1 de l'OECD (2016) qui décrit trente études de cas dans vingt pays.

1.1.4. Limites de la compensation écologique

La compensation écologique est vue comme une approche prometteuse (Mann, 2015) qui présente de nombreux avantages, tant pour le secteur industriel que les gouvernements et organisations de conservation de la nature (Kiesecker *et al.*, 2009a). Pourtant, elle est controversée (Gordon *et al*., 2015), et fait face à de nombreux défis conceptuels et méthodologiques (Kiesecker *et al.*, 2009a). La compensation écologique a été critiquée dans la littérature, parfois vivement (voir notamment l'étude d'Apostolopoulou et Adams (2017)), vis-à-vis de sa base théorique, sa conception, sa mise en œuvre et ses résultats (Bull *et al*., 2013 ; Souza *et al*., 2021). La présente section cherche à exposer les différentes limites conceptuelles et pratiques des mesures compensatoires, afin de les connaître, et surtout de garder à l'esprit que la compensation écologique n'est pas un outil miraculeux, et que tout n'est pas « compensable ».

1.1.4.1. Le non-respect de la hiérarchie d'atténuation

Les mesures de la hiérarchie d'atténuation antérieures à la compensation écologique manquent d'indications et de règles pour leur mise en œuvre (McKenney et Kiesecker, 2010 ; Moilanen et Kotiaho, 2018), conduisant à une utilisation incorrecte des mesures compensatoires. Si la compensation n'est pas mise en place conformément à la hiérarchie d'atténuation, elle peut finalement fournir un « permis à détruire » (McKenney et Kiesecker, 2010). Par exemple, en considérant principalement la compensation, un aménagement peut être autorisé dans une zone où les impacts auraient dû être évités (McKenney et Kiesecker, 2010). Des recommandations claires sont donc nécessaires pour l'élaboration de chacune des étapes de la hiérarchie d'atténuation (Maron *et al.*, 2016).

En outre, toutes les mesures d'atténuation devraient être documentées précisément en amont des projets pour que ces derniers puissent être approuvés (Maron *et al.*, 2016). En procédant ainsi, les **seuils**, au-delà desquels la compensation est inappropriée (car l'impact du projet est inacceptable, comme la disparition d'une espèce par exemple : Bull *et al.* (2013), ou la valeur culturelle et historique d'un lieu : Griffiths *et al.* (2019)), seront mieux déterminés, et les zones d'évitement ou « interdites » mieux définies (Maron *et al.*, 2016). De fait, la compensation écologique ne serait appliquée que dans les cas adéquats, et des mesures plus importantes d'évitement et de réduction seraient mises en place si nécessaire (McKenney et Kiesecker, 2010).

1.1.4.2. Le *No Net Loss* : par rapport à quoi et à partir de quand ?

En outre, le concept de base de NNL de biodiversité manque en fait de clarté (Maron *et al.*, 2016), et donne lieu à des interprétations subjectives (Bull *et al.*, 2014). Les différents pays qui ont adopté des programmes de compensation écologique utilisent des méthodologies qui leurs

sont propres, produisant une diversité de résultats en termes de conservation et de restauration de la biodiversité (Bull *et al.*, 2014). Par conséquent, une décision claire quant à l'objectif fondamental du NNL est nécessaire (Bull *et al.*, 2014), ainsi qu'une explicitation de ce qui est attendu concrètement à travers cet objectif (Maron *et al.*, 2016). Ainsi la subjectivité de son interprétation, qui guide la conception de la compensation écologique, sera diminuée.

De plus, le scénario contrefactuel, par rapport auquel doit être mesuré l'absence de perte de biodiversité, n'est habituellement pas spécifié (Bull *et al.*, 2013 ; Maron *et al.*, 2016). Le scénario contrefactuel par défaut est fixé au moment de la mise en place du projet d'aménagement (Bull *et al.*, 2013). Or, les écosystèmes étant dynamiques, il devrait être adapté et redéfini en fonction des tendances de l'état de la biodiversité (Bull *et al.*, 2013 ; Maron *et al.*, 2016 ; Quétier et Lavorel, 2011). Toutefois, les trajectoires de la biodiversité sont difficiles à prévoir (Bull *et al.*, 2013 ; Maron *et al.*, 2016), et l'approche de la compensation écologique perdrait de sa flexibilité et de sa simplicité qui séduisent les décideurs politiques et les entreprises (Bull *et al.*, 2013).

De plus, à travers le NNL, nous pouvons nous demander quelles sortes de proxys (intermédiaires, substituts, etc.) sont acceptables (Maron *et al.*, 2016). Si la compensation ne cible qu'une espèce protégée par exemple, alors elle ne pourra jamais réellement atteindre un NNL de biodiversité (Moilanen et Kotiaho, 2018). En effet, en utilisant des substitutions à la biodiversité comme les habitats à haute valeur écologique ou des espèces cibles, nous autorisons la perte pour une multitude d'autres niveaux, composantes, fonctions, etc. de la biodiversité commune (Moilanen et Kotiaho, 2018).

1.1.4.3. La question de l'équivalence écologique

Cela nous amène à la question de l'équivalence écologique, qui peut donc être stricte ou assouplie. Bien que la seconde méthode soit très critiquable, la première présente des limites également. Commençons par les compensations écologiques de type *out-of-kind*. Bien que les compensation *in-kind* soient encouragées (BBOP, 2012a, 2012b), toutes les politiques ne s'y limitent pas (McKenney et Kiesecker, 2010). Or, il est vraisemblablement complexe, voire même impossible d'établir une équivalence entre des éléments de biodiversité qui sont différents en termes de type, de lieu, ou de contexte écologique (Bull *et al.*, 2013). Par conséquent, les pertes et les gains devraient être mesurés à l'aide d'exactement les mêmes métriques (Bull *et al.*, 2014 ; Quétier et Lavorel, 2011), et l'équivalence assouplie évitée au maximum.

Par ailleurs, tous les types de compensations se basent sur une biodiversité hypothétiquement remplaçable et re-créable par l'homme (Apostolopoulou et Adams, 2017). Or, la zone compensée peut difficilement atteindre les mêmes niveaux de valeur écologique de la zone impactée, surtout si celle-ci est riche en termes de biodiversité, de valeur culturelle, ou si elle

remplit des fonctions écologiques vitales, etc. (Bennett et Gallant, 2017). Pire, les impacts sur la biodiversité, quels qu'ils soient, ne pourraient en fait jamais être compensés, car deux lieux n'ont jamais la même biodiversité (Maron *et al.*, 2016).

Il faut donc reconnaître que, comme énoncé par le BBOP, tout n'est pas compensable (principe n°2 du BBOP (2012a, 2012b)) : certaines compensations ne peuvent tout simplement pas contrebalancer tous les impacts résiduels, et donc atteindre le NNL de biodiversité (Ekstrom *et al.*, 2015). Ici, la question des seuils joue donc un rôle important. Toutefois, les seuils impliquent des jugements de valeur (Bull *et al.*, 2013), ils sont donc encore trop subjectifs également. Une détermination explicite des seuils est donc primordiale pour la conception et l'utilisation appropriée des mesures de compensation écologique (Bull *et al.*, 2013).

1.1.4.4. L'impossible mesure de la biodiversité

En outre, mesurer la biodiversité (définie dans la **section 1.1.2.1**) dans son entièreté semble un défi impossible. D'une part, il n'existe pas de méthode unique pour englober toute la biodiversité et ses niveaux (Bull *et al.*, 2013). Bien que cela ne résolve pas entièrement ce problème, Bull *et al.* (2013) proposent d'utiliser plusieurs métriques en même temps. D'un autre côté, Apostolopoulou et Adams (2017) estiment que les métriques simples et mesurables conçus pour la compensation écologique sont trop réducteurs. De plus, même lorsque les valeurs de la biodiversité ciblées à travers la compensation ont été identifiées clairement, il peut être difficile de les mesurer avec précision (Maron *et al.*, 2012). Par exemple, déterminer la richesse spécifique d'un site est faisable (Maron *et al.*, 2012) (bien que celle-ci demande des compétences précises, par exemple en botanique pour la diversité végétale, et nous pouvons également nous demander dans quelle mesure la richesse faunique du sol est réellement quantifiée dans un inventaire de la faune, par exemple). Cependant, si nous cherchons à complexifier la valeur de la biodiversité appréhendée à travers la compensation écologique (par exemple : estimer la viabilité d'une espèce, ou encore englober les fonctions écologiques d'un écosystème (Maron *et al.*, 2012)), la mesurabilité devient bien plus complexe (Maron *et al.*, 2012). Ainsi, bien qu'il soit recommandé de cibler un maximum d'aspects de la biodiversité à travers la compensation écologique, les méthodes pour parvenir à une évaluation la plus exhaustive possible nous font défaut (Maron *et al.*, 2012).

1.1.4.5. L'éthique des mesures compensatoires

Une autre partie de la critique de la mesure de la biodiversité concerne l'éthique de l'approche de la compensation écologique et notre devoir moral envers la nature. La biodiversité a une valeur intrinsèque, c'est-à-dire une valeur en soi, indépendante d'un évaluateur, et n'existe pas uniquement pour parvenir à des objectifs humains (Griffiths *et al.*, 2019). Cette vision de la

biodiversité rend notamment les compensations de type *out-of-kind* moralement et éthiquement inacceptables, et rejette la quantification et la transaction monétaire de la biodiversité (Griffiths *et al.*, 2019) (qui ont lieu, par exemple via les compensations financières ou basées sur les systèmes de crédit, voir les **sections 1.1.1** et **1.1.3.2**).

De plus, en ne considérant pas la valeur intrinsèque de la nature (Apostolopoulou et Adams, 2017 ; Griffiths *et al.*, 2019), la compensation écologique la traite comme un bien (Apostolopoulou et Adams, 2017). Par cette vision marchande, les compensations peuvent même être perçues comme une garantie pour obtenir le droit de dégrader la biodiversité. Le système de compensation par les banques par exemple, qui est basé sur des crédits, attribue un prix à la nature et détermine ainsi le coût de sa destruction (Apostolopoulou et Adams, 2017).

1.1.4.6. Les incertitudes en termes de résultats

En plus de la difficulté d'atteindre l'équivalence écologique, les résultats de la compensation écologique sont complètement incertains (Bull *et al.*, 2013 ; Maron *et al.*, 2012 ; Quétier et Lavorel, 2011). Cette incertitude est issue de l'efficacité indéterminée des compensations mises en œuvre, des doutes quant aux compétences de la partie responsable de la compensation, du besoin d'assez de surface pour atteindre des gains suffisants, mais également du délai nécessaire pour accumuler ces gains (Bull *et al.*, 2013 ; Maron *et al.*, 2012).

La méthode employée habituellement pour répondre à l'incertitude est l'utilisation de **multiplicateurs** (Bull *et al.*, 2013 ; Quétier et Lavorel, 2011) (ou **ratio** : Bennett et Gallant (2017)), qui augmentent la compensation requise (Bull *et al.*, 2013) (en termes de surface par exemple). Or, nous manquons d'informations pour générer des multiplicateur réalistes et efficaces (Bull *et al.*, 2013 ; Maron *et al.*, 2012). Dans la pratique, leur établissement n'est que peu justifié, voire opaque (Maron *et al.*, 2012 ; McKenney et Kiesecker, 2010), et est essentiellement guidé par le coût et le temps (McKenney et Kiesecker, 2010). Par conséquent, cela donne lieu à des ratios non appropriés et potentiellement insuffisants (Bull *et al.*, 2017 ; Maron *et al.*, 2012).

1.1.4.7. Les pertes temporelles

La compensation écologique implique toujours un délai, de plusieurs années voire plusieurs décennies, entre sa réalisation et la production de gains écologiques (Bennett et Gallant, 2017 ; Bull *et al.*, 2013 ; McKenney et Kiesecker, 2010 ; Regnery, 2013). Nous parlons de « **pertes temporelles** », définies comme « un déficit dans les valeurs de la biodiversité qui existe pendant une période de temps après les impacts négatifs du développement et avant qu'un site de compensation ne soit mature, c'est-à-dire qu'il n'atteigne la pleine fonction de l'écosystème ou la composition désirée des espèces/structure de l'habitat » (Bennett et Gallant, 2017). Ces pertes

temporelles peuvent notamment donner lieu à des effets néfastes sur l'ensemble de l'écosystème et le rendre plus vulnérable (Bull *et al.*, 2013 ; Maron *et al.*, 2012).

Des taux sont appliqués pour pallier ces pertes (Bull *et al.*, 2013 ; Maron *et al.*, 2012 ; McKenney et Kiesecker, 2010 ; Regnery, 2013) : ils surdimensionnent la quantité de compensation écologique prévue afin d'atteindre les gains écologiques plus rapidement (Regnery, 2013). Les taux sont estimés à partir du délais requis pour produire les gains nécessaires : plus le délai est long, plus le taux sera élevé (Regnery, 2013). Cette estimation repose par exemple sur l'utilisation de modèles (Maron *et al.*, 2012). Une autre manière d'appréhender les pertes temporelles serait la synchronisation entre les pertes et les gains : cela nécessiterait que la compensation écologique soit mise en œuvre avant le projet d'aménagement, en tenant compte du temps nécessaire pour la production des gains (Bull *et al.*, 2013 ; Regnery, 2013).

1.1.4.8. Le manque de suivi des résultats de la compensation écologique

L'une des autres critiques émises est le manque de suivi et de surveillance des compensations écologiques après leurs mises en œuvre. Ainsi, il n'existe que peu de preuves quantitatives de leurs résultats (Bull *et al.*, 2013). Or, un suivi et une évaluation rigoureuse et systématique post-compensation permettrait de s'assurer que le NNL de biodiversité est atteint, de comprendre l'efficacité à long terme des mesures compensatoires et d'identifier des pistes d'amélioration (Bull *et al.*, 2013 ; Maron *et al.*, 2016 ; Tupala *et al.*, 2022). D'autre part, cela assurerait la longévité de la compensation, liée au principe n°8 du BBOP (BBOP, 2012a, 2012b). Elle implique de définir la durée de vie de la compensation écologique, et de vérifier que sa conception permette maintenir des gains écologiques suffisants pendant la durée de vie prévue, et ce dans un écosystème dynamique (Bull *et al.*, 2013 ; Regnery, 2013). Par des méthodes de suivi et d'évaluation rigoureuse, la longévité effective de la compensation écologique pourrait être mieux appréhendée et assurée dans de futurs projets de compensation.

1.1.4.9. Le risque d'augmenter les pertes de biodiversité

En plus des limites énoncées dans les sections précédentes, Gordon *et al.* (2015) soutiennent que les compensations écologiques sont susceptibles de créer des pertes supplémentaires de biodiversité. Celles-ci peuvent avoir plusieurs origines. Premièrement, nous revenons à la problématique du scénario contrefactuel. Si celui-ci n'est pas bien établi (voir la **section 1.1.4.2**), alors les gains obtenus par la compensation écologique pourront ne pas être suffisants, entraînant une perte de biodiversité (Gordon *et al.*, 2015).

Deuxièmement, la compensation écologique peut entraîner une « éviction du bénévolat » (Gordon *et al.*, 2015). Concrètement, dans certains pays comme l'Australie, les compensations

écologiques sont parfois mises en œuvre par le biais d'actions bénévoles et communautaires (Gordon *et al.*, 2015). Gordon *et al.* (2015) soulèvent deux problématiques par rapport à cela : la première, plus d'ordre éthique, est de se demander si les volontaires savent qu'ils contribuent à un projet pour lequel l'entreprise aurait autrement dû payer (Gordon *et al.*, 2015) ; la seconde est que la participation bénévole aux projets de compensation prive d'autres projets de conservation de la biodiversité de participants (Gordon *et al.*, 2015).

Troisièmement, le terme « gain » est problématique. En effet, le concept de la hiérarchie d'atténuation et de la compensation écologique se base sur un bilan neutre en termes de biodiversité (Gordon *et al.*, 2015) (revoir également la **Figure 2**). Les résultats positifs en termes de biodiversité ne sont donc pas à proprement parler des gains. Ce terme peut générer une fausse confiance parmi le public vis-à-vis de l'état de la biodiversité et de son évolution, et entraîner un relâchement des pressions sur les gouvernements sur les questions environnementales, ainsi qu'à une plus grande acceptabilité des dommages environnementaux (Gordon *et al.*, 2015).

1.1.4.10. Peu de prise en compte des dimensions sociales

Traditionnellement, la conservation de la nature n'intègre pas les aspects sociaux de la biodiversité (Tupala *et al.*, 2022). De fait, les actions de conservation, qui sont l'une des formes possibles de la compensation, peuvent mener à des impacts sociaux négatifs, par exemple en restreignant l'accès à des terres qui procurent des moyens de subsistance aux populations, ou à des zones auxquelles elles sont attachées culturellement (Tupala *et al.*, 2022). Des inégalités peuvent également émerger par le biais de compensation hors-site : en effet, elles impliquent que les populations impactées subissent des pertes sans être compensées, et que d'autres populations reçoivent des bénéfices liés à la compensation alors qu'elles n'ont pas été affectées (Apostolopoulou et Adams, 2017). La littérature offre d'autres exemples d'impacts sociaux dus à la compensation écologique : Calvet *et al.* (2019) expliquent par exemple que les compensations peuvent générer des conflits sociaux lorsqu'elles sont mises en œuvre sur des terres agricoles.

Dans la pratique, toutes les parties prenantes ne sont pas prises en compte pour l'élaboration et la conception des mesures compensatoires. Les résidents locaux surtout, ne sont pas consultés pour la détermination de la valeur des sites d'aménagement et de compensation (Tupala *et al.*, 2022). De fait, les valeurs sociales ou culturelles ne peuvent être comprises et incluses dans la compensation écologique (Tupala *et al.*, 2022). Pourtant, leur prise en compte est nécessaire pour assurer la faisabilité et la réalisation des mesures compensatoires (Varumo *et al.*, 2022). Pour y remédier, il serait par exemple pertinent de mettre en place des méthodes participatives dès les premières étapes de la hiérarchie d'atténuation (Tupala *et al.*, 2022), et de faire appel à des procédures multidisciplinaires (Tupala *et al.*, 2022). La question de l'acceptabilité

sociale des parties prenantes locales envers les mesures compensatoires semble également pertinente, pourtant peu abordée dans la pratique de la compensation écologique (Varumo *et al.*, 2022) et dans la littérature scientifique (Burton *et al.*, 2017).

Encart n°3 – Limites et critiques de la compensation écologique

La compensation écologique présente plusieurs limites, de sa conceptualisation à son suivi. Tout d'abord, alors que la compensation est la dernière étape de la **hiérarchie d'atténuation**, celle-ci est souvent mal appliquée. De fait, certaines compensations écologiques sont conçues et utilisées de manière inappropriée (McKenney et Kiesecker, 2010). En outre, l'objectif de **NNL de biodiversité** est **subjectif** (Bull *et al.*, 2014). Cette subjectivité, combinée à la mauvaise définition des scénarios contrefactuels (Bull *et al*., 2013 ; Maron *et al*., 2016), rend impossible la vérification du NNL. De plus, par l'utilisation de proxy simplifiant la biodiversité, la compensation écologique ne peut tout simplement pas garantir un NNL de la biodiversité dans son ensemble (Moilanen et Kotiaho, 2018). Même en acceptant de ne compenser que certaines composantes, l'équivalence entre le site d'impact et sur le site de compensation est difficilement atteignable (Bennett et Gallant, 2017), voire impossible (Maron *et al*., 2016). De plus, nous pouvons questionner **l'éthique** d'une telle approche (Apostolopoulou et Adams, 2017 ; Griffiths *et al*., 2019), et reconnaître que tout n'est pas compensable (BBOP, 2012a, 2012b ; Ekstrom *et al.*, 2015). En termes de résultats de la compensation écologique, ces derniers sont encore trop **incertains** (Bull *et al.*, 2013 ; Maron *et al.*, 2012 ; Quétier et Lavorel, 2011). Le **manque de suivi et d'évaluation** rigoureuse et systématique des résultats des compensations alimente ces incertitudes. En outre, la compensation implique toujours un **délai** entre sa réalisation et la production de gains écologiques (Bennett et Gallant, 2017 ; Bull *et al.*, 2013 ; McKenney et Kiesecker, 2010 ; Regnery, 2013). Finalement, la compensation écologique peut même mener à des **pertes de biodiversité** pour diverses raisons expliquées par Gordon *et al*. (2015). Par ailleurs, la **dimension socioéconomique et culturelle** de la biodiversité n'est pas vraiment considérée dans la compensation, ce qui peut générer des inégalités et des conflits sociaux (Calvet *et al*., 2019 ; Tupala *et al*., 2022 ; Varumo *et al*., 2022).

1.1.4.11. Quelques recherches par rapport aux limites de la compensation écologique

Ce dernier paragraphe a pour but de présenter un ensemble non exhaustif de recherches effectuées pour pallier les limites de la compensation écologique. Par exemple, Bull *et al.* (2013) ont réalisé une revue des principaux défis théoriques, et ont établi un ensemble de recommandations pour leur conception, dont certaines ont été utilisées pour la rédaction de la présente section. Ils ont également construit un cadre conceptuel pour mieux prendre en compte les problématiques théoriques et pratiques de la compensation écologique (Bull *et al.*, 2013). Pilgrim *et al.* (2013) ont développé un cadre pour déterminer si un impact est compensable ou non, et donc la faisabilité de la compensation écologique. Ils utilisent comme critères la vulnérabilité et l'irremplaçabilité de la biodiversité (espèces ou écosystèmes à risque), l'ampleur de l'impact résiduel (intensité, durée, composantes de la biodiversité impactées et dans quelle mesure, etc.), la possibilité de mesures compensatoires appropriées (cibler le même type de biodiversité, etc.) et leur faisabilité (certitude quant aux résultats, fiabilité des responsables de la mise en œuvre de la compensation, financements sécurisés, etc.) (Pilgrim *et al.*, 2013).

Par ailleurs, des outils d'aide à la décision (OAD) ont été développés et/ou utilisés pour la compensation écologique. Par exemple, l'outil Marxan (*Marine Reserve Design using Spatially Explicit Annealing*), développé par Ball et Possingham (2000), a été utilisé par Kiesecker *et al.* (2009b) pour déterminer des sites potentiels de compensation et leurs étendues spatiales nécessaires et appropriées (Ball et Possingham, 2000 ; Kiesecker *et al.*, 2009b). Gibbons *et al.* (2009) ont quant à eux utilisé l'outil BioMetric (Gibbons *et al.*, 2005) pour évaluer les impacts du défrichement de la végétation indigène en Nouvelle Galles du Sud (Australie) sur la biodiversité terrestre. Si la végétation est dans un écosystème avec une forte valeur de conservation et que celle-ci n'est pas compensable, alors le projet qui implique un défrichage ne peut être approuvé (Gibbons *et al.*, 2009, 2005). Par ailleurs, Kujala *et al.* (2015) mobilisent le modèle MaxEnt (*Maximum Entropy Method*) (Phillips *et al.*, 2006) pour analyser la compensation écologique d'impacts miniers en Australie. Il leur permet de quantifier les pertes de biodiversité régionales dues aux impacts, et évaluent différents scénarios de compensation : protéger la végétation existante, restaurer des zones dégradées ou défrichées, ou une combinaison des deux scénarios (Kujala *et al.*, 2015).

1.2. Les services écosystémiques

Cette partie du cadre conceptuel a pour objectif d'établir un court historique du concept de services écosystémiques (SE), puis de décrire les différentes méthodes de classification qui existent aujourd'hui et les définitions de SE qui leur sont associées. Finalement, cette partie nous permet de nous positionner sur l'une des définitions existantes au regard du modèle conceptuel et de la classification sur lesquels nous nous sommes positionnés pour nos travaux de thèse.

1.2.1. Historique du concept des services écosystémiques

L'idée de bénéfices apportés par la nature à l'homme, inhérente au concept de SE, était présente dans la littérature scientifique avant la naissance du terme de « services écosystémiques » (Costanza *et al.*, 2017). En effet, ce concept est présent dans la littérature depuis les années 1970, bien que de façon anecdotique et sous d'autres noms tels que « services écologiques » ou « services environnementaux » (Costa, 2018b). Le terme de service écosystémique (*ecosystem services*) apparaît pour la première fois dans le livre de Ehrlich et Ehrlich (1981), puis de manière plus systématique dans l'article *Extinction, Substitution and Ecosystem Services* (Ehrlich et Mooney, 1983) (Costanza *et al.*, 2017). A partir des années 1990, il est de plus en plus présent dans les publications scientifiques (Costa, 2018b), puis, deux ouvrages en particulier seront à l'origine de nombreuses recherches utilisant le concept de SE (Costanza *et al.*, 2017) : le livre *Nature's Services: Societal Dependence On Natural Ecosystems* (Daily, 1997) et la publication de Costanza *et al.* (1997) portant sur la valeur économique des SE dans le monde.

L'année 2005 marque un tournant du concept des SE dans le monde des politiques publiques environnementales (Costa, 2018b). La publication du *Millenium Ecosystem Assessment*[7] (MEA) (MEA, 2005a), commissionnée par les Nations Unies et qui a mobilisé 1300 scientifiques à travers le monde, fait un état de lieux des SE à l'échelle mondiale (Costa, 2018b ; Costanza *et al.*, 2017 ; Fisher *et al.*, 2009). D'une part, le constat est alarmant : les actions humaines ont impacté négativement et considérablement les écosystèmes de la planète au nom du développement et de la croissance économique, alors qu'ils fournissent des services indispensables au bien-être de l'homme, voire à sa survie (MEA, 2005a). D'autre part, ce rapport présentait une conceptualisation englobante et attractive des relations hommes-nature à travers une catégorisation en quatre types de SE (Costa, 2018b) : les SE d'approvisionnement (les produits issus de l'écosystème : nourriture, fibres, etc.), les SE de régulation (définis comme les bénéfices obtenus de la régulation de processus tels que la régulation de la qualité de l'air, de l'eau, du climat, etc.), les SE de support (nécessaires à la production de tous les autres SE : formation des sols, photosynthèse, cycle des

[7] https://www.millenniumassessment.org/fr/

nutriments, etc.) et les SE culturels (les bénéfices non matériels : valeurs spirituelles et religieuses, tourisme ou encore esthétisme, etc.) (MEA, 2005a). Par conséquent, ce rapport a créé un engouement autour de la notion de SE aussi bien dans les politiques publiques, les publications scientifiques, ou encore au sein des entreprises (Costa, 2018b). Depuis, le concept a évolué, notamment du point de vue de ses définitions et des classifications existantes (voir l'article de Costanza *et al.* (2017) pour un historique complet et détaillé des recherches, politiques, actions et controverses autour du concept de SE depuis les deux publications clé de 1997).

1.2.2. Définir et classifier les services écosystémiques

1.2.2.1. Différentes classifications existantes et définitions associées

Les classifications sont nécessaires pour la détermination et l'évaluation des SE, leur modélisation et, à terme, l'élaboration de politiques (Costanza *et al.*, 2017). Différentes classifications des SE existent. La catégorisation en quatre types de SE du MEA (2005), décrite précédemment, en fait partie. Elle est la première à avoir été adoptée rapidement à l'échelle mondiale, et les classifications créées ultérieurement en sont proches (Costanza *et al.*, 2017).

The Economics of Ecosystem and Biodiversity[8] (TEEB) (TEEB, 2010) est d'abord un programme international qui porte sur les bénéfices économiques mondiaux de la biodiversité (Costanza *et al.*, 2017 ; TEEB, 2010). Le système de classification qu'il propose est très similaire à celui du MEA (2005), mis à part que la catégorie des services de support s'est précisée en « services de support ou habitats » (TEEB, 2010). En considérant que : « les écosystèmes fournissent des espaces de vie pour les plantes ou les animaux ; ils maintiennent également une diversité de différentes espèces de plantes et d'animaux » (TEEB, 2010), le TEEB consolide le rôle des habitats et de la biodiversité pour la fourniture de SE.

The Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services[9] (IPBES, voir Pascual *et al.* (2017)) est une organisation intergouvernementale établie en 2012 qui procure des informations sur l'état de la biodiversité et des SE pour la prise de décision (Costanza *et al.*, 2017). L'IPBES n'utilise pas le terme de services écosystémiques, mais de *Nature's Contribution to People* (NCP) et défend une évaluation pluraliste des SE : biophysique, socio-culturelle, économique, liée à la santé et holistique, afin de reconnaître la diversité des valeurs de la nature (IPBES, 2019 ; Pascual *et al.*, 2017). Son système de classification propose trois catégories de *NCP* : les *NCP* matérielles (consommables ou utilisables par l'homme), non-matérielles (apport à la qualité de vie subjective ou psychologique, individuellement ou

[8] https://teebweb.org/
[9] https://www.ipbes.net/

collectivement) et régulatrices (aspects fonctionnels et structurels des organismes et des écosystèmes qui modifient les conditions environnementales, et agissent sur les contributions matérielles et non-matérielles) (IPBES, 2019). Les *NCP* sont semblables aux SE, mais visent à englober d'autres points de vue sur les relations homme-nature et d'autres systèmes de connaissances, comme ceux des peuples autochtone (IPBES, 2019 ; Pascual *et al.*, 2017).

Les différences dans la terminologie employée et les classifications proposées sous-tendent des définitions des SE également différentes. Selon le MEA (2005), les SE sont « les bénéfices que l'homme obtient des écosystèmes ». TEEB (2010) les définit comme « les contributions directes et indirectes au bien-être humain ». Les *NCP* sont quant à elles définies comme « toutes les contributions positives ou les bénéfices, et parfois les contributions négatives, les pertes ou dommages, que l'homme obtient de la nature » (Pascual *et al.*, 2017).

1.2.2.2. *The Common International Classification of Ecosystem Services* : la recherche d'une classification commune des services écosystémiques

Le concept des SE est donc en constante évolution, et les différents systèmes de classification proposent des nomenclatures et des définitions différentes. En outre, il peut être étudié sous le prisme de différentes disciplines (écologie, géographie, économie, etc.) ayant chacune leur terminologie (Potschin et Haines-Young, 2016). Par conséquent, les discussions autour des SE, leur classification et leur évaluation peuvent être rendues difficiles, voir confuses (Potschin et Haines-Young, 2016). Afin de proposer un cadre universel, the *United Nations Statistical Division*[10] a mené des travaux dans le cadre de la révision du *System of Environmental and Economic Accounting*[11] (Potschin et Haines-Young, 2016). Ce travail, effectué grâce à un processus consultatif, a résulté en une nouvelle classification, la *Common International Classification of Ecosystem Services*[12] (CICES) en 2013 (Haines-Young et Potschin, 2018 ; Potschin et Haines-Young, 2016). Une seconde version a été publiée en 2018 (CICES, 2018 ; Haines-Young et Potschin, 2018).

Grâce à un système de correspondance, il permet de passer, si nécessaire, d'une classification à une autre (Potschin et Haines-Young, 2016), facilitant ainsi les discussions autour du concept de services écosystémiques. Les autres classifications incluses dès 2013 dans son

[10] Division des Nations Unies qui compile et diffuse des informations statistiques mondiales, et élabore des normes pour les activités statistiques - https://unstats.un.org/UNSDWebsite/
[11] Un cadre développé par les Nations Unies qui a pour but, entre autres, de décrire les interrelations entre économie et environnement et faciliter l'intégration des statistiques environnementales et économiques - https://seea.un.org/
[12] https://cices.eu/

système étaient celles du MEA (2005) et du TEEB (2010), et celle de l'IPBES (Pascual *et al.*, 2017) a été ajoutée à la création de la seconde version (CICES, 2018).

La CICES comporte trois grandes catégories de SE : les « Sections » (**Figure 3**). La section d'approvisionnement (*Provisioning*) comporte tous les SE liés à la nutrition, les matériaux et l'énergie, ainsi que le matériel génétique issu de tout biote (CICES, 2018 ; Haines-Young et Potschin, 2018 ; Potschin et Haines-Young, 2016). La section de régulation et maintenance (*Regulation and Maintenance*) décrit toutes les transformations et régulations biologiques, chimiques et physiques effectuées par les écosystèmes et qui modèrent l'environnement, affectant les performances, la santé, la sécurité ou le confort de l'homme (CICES, 2018 ; Haines-Young et Potschin, 2018 ; Potschin et Haines-Young, 2016). La section des SE culturels (*Cultural*) regroupe toutes les caractéristiques des écosystèmes, principalement non consommables, qui affectent l'état mental et physique des personnes par des interactions physiques, expérientielles, intellectuelles, représentatives, spirituelles ou symboliques (CICES, 2018 ; Haines-Young et Potschin, 2018 ; Potschin et Haines-Young, 2016). Chacune des sections comporte une partie biotique et une partie abiotique. Par exemple, les SE d'approvisionnement biotiques concernent les plantes et les animaux, tandis que les SE d'approvisionnement abiotiques sont liés à l'eau de surface ou souterraine, ou encore l'énergie éolienne ou solaire (CICES, 2018).

La CICES est devenu une référence internationale (Haines-Young et Potschin, 2018 ; Richter *et al.*, 2021 ; van der Meulen *et al.*, 2016) largement utilisée de nos jours (voir par exemple Geneletti *et al*. (2018) ; Moreau (2019) ; Murali *et al*. (2020) ; Richter *et al.* (2021) ; Sinare *et al*. (2016)), car elle présente plusieurs avantages s'ajoutant à son système de correspondance.

La structure hiérarchique de la CICES

Premièrement, elle présente une structure hiérarchique (**Figure 3**) : les SE sont d'abord regroupés par section, puis par division, groupe, classe et type de classe (**Figure 3**) (CICES, 2018). Ces niveaux sont de plus en plus spécifiques (Haines-Young et Potschin, 2018 ; Potschin et Haines-Young, 2016). Cette structure particulière permet son utilisation par des personnes travaillant sur différentes thématiques et à différentes échelles (Potschin et Haines-Young, 2016), ou encore lorsque des informations précises ne sont pas disponibles (Haines-Young et Potschin, 2018). Elle permet également aux utilisateurs de sélectionner le niveau de détail le plus approprié pour leur étude, puis d'agréger les résultats à un niveau plus large, par exemple pour comparer avec des études utilisant un niveau de détail moindre, ou pour la réalisation de rapports généraux (Haines-Young et Potschin, 2018 ; Potschin et Haines-Young, 2016).

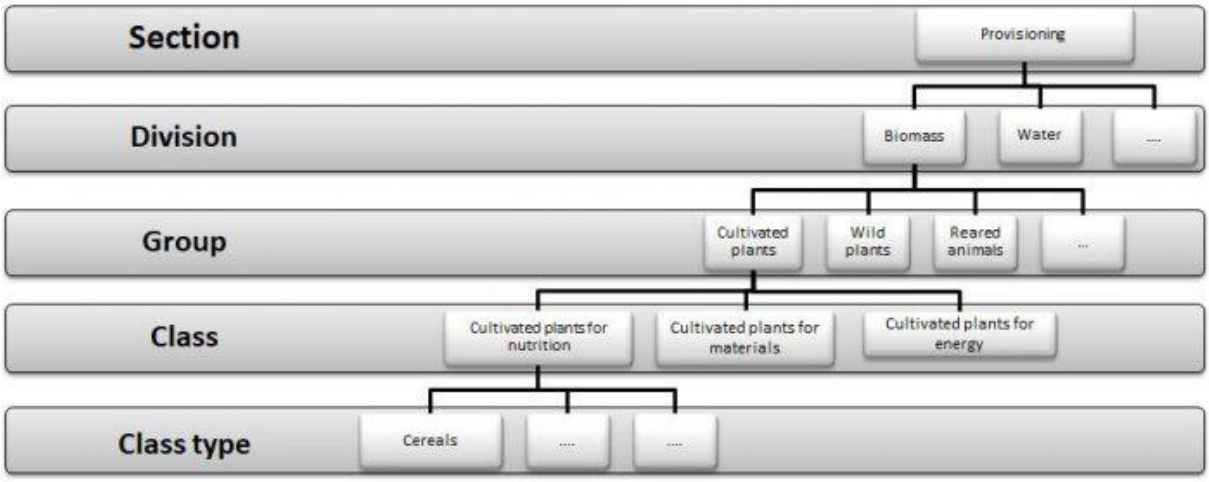


Figure 3. La structure hiérarchique de la *Common International Classification of Ecosystem Services* (*The hierarchical structure of CICES*, figure de Potschin et Haines-Young (2016) et Haines-Young et Potschin (2018))

La prise en compte explicite des composantes abiotiques des écosystèmes

De plus, bien que les SE issus des composantes biotiques restent au cœur de la CICES (Haines-Young et Potschin, 2018), elle permet également de considérer explicitement les composantes abiotiques pour la fourniture de SE et la contribution au bien-être humain. Dans les cadres proposés par le MEA (2005) et le TEEB, (2010), les SE abiotiques ou liés aux structures et processus abiotiques ne sont pas catégorisées à part, bien que les deux classifications intègrent l'approvisionnement en eau, par exemple, comme un SE. De fait, la CICES aide à aborder explicitement le rôle des écosystèmes dans leur entièreté (van der Meulen *et al.*, 2016).

Le système de codage et la structure adaptative de la CICES

Enfin, la CICES propose un système de codage (1 : les services d'approvisionnement biotique, 1.1 la biomasse, 1.1.1 les plantes cultivées, 1.1.2. les plantes sauvages, 2 : les services de régulation et maintenance biotique, etc.) (CICES, 2018 ; Haines-Young et Potschin, 2018). Bien qu'elle soit déjà très complète, la classification n'est pas exhaustive. Or, ce système de codage permet à l'utilisateur de créer des catégories et ainsi de couvrir des contextes et des SE encore non inclus dans la CICES (Haines-Young et Potschin, 2018), tout en restant cohérent avec la structure et le système proposé.

Encart n°4 – Utilisation de la *Common International Classification of Ecosystem Services* pour catégoriser et étudier les services écosystémiques

Dans une volonté d'inscrire ces travaux dans une méthodologie durable, la plus exhaustive possible, et adaptable à différents contextes, ces travaux de thèse utiliseront la CICES (CICES, 2018) pour catégoriser les SE qui y seront étudiés.

1.2.2.3. Le modèle de la cascade et définitions des termes utilisés dans la fourniture des services écosystémiques

Outre la notion de SE et les systèmes de classification, la conceptualisation de la fourniture des SE est également importante. Elle permet par exemple de mieux comprendre, ou au moins d'illustrer simplement, comment une pression exercée sur l'environnement aura un impact sur les bénéfices procurés par l'écosystème, et donc sur le bien-être humain. La CICES est associée au concept du modèle de la cascade (Haines-Young et Potschin, 2018) (**Figure 4**). Dans ce modèle, la fourniture des SE a été représentée par Potschin et Haines-Young (2016) depuis les structures et processus biophysiques de l'écosystème jusqu'aux bénéfices et leurs valeurs (**Figure 4**).

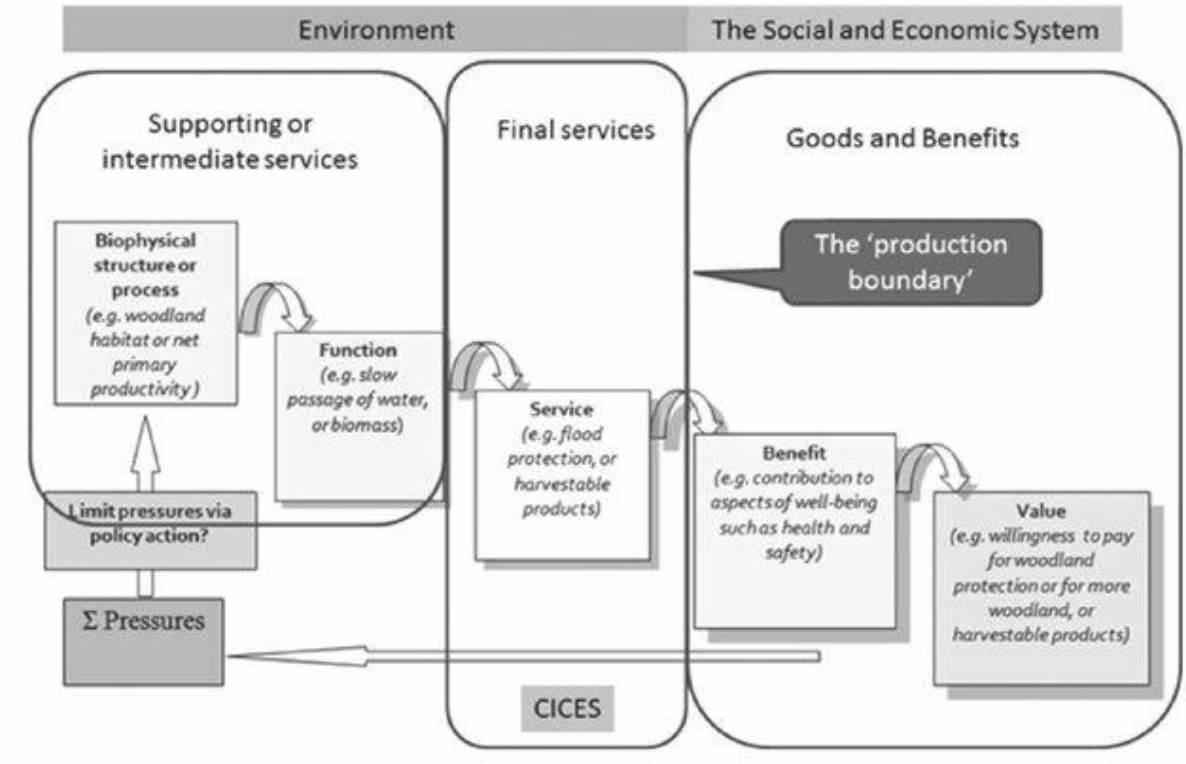


Figure 4. Le modèle de la cascade (*The cascad model*, figure de Potschin et Haines-Young (2016))

Dans la réalité, la fourniture de SE n'est évidemment pas linéaire. Le modèle de la cascade ne prétend pas capturer la complexité du fonctionnement des écosystèmes. Il s'agit d'un cadre qui structure la réflexion autour de ces processus, mais qui laisse assez de liberté pour s'adapter à différents contextes d'application (Haines-Young et Potschin, 2018 ; Potschin et Haines-Young, 2016). Chaque compartiment de la cascade (**Figure 4**) peut être considéré comme « des mots dans une phrase qui racontent l'histoire d'un service écosystémique » (Potschin et Haines-Young, 2016). Finalement, le modèle de la cascade peut être utilisé pour faciliter la compréhension de systèmes complexes, pour structurer les travaux sur les SE et prioriser ce qui y est étudié, et pour aider à la communication entre disciplines, systèmes de connaissances, et entre science et politique en tant que référence commune (Potschin-Young *et al.*, 2018).

L'environnement : structure et processus biophysiques, fonctions et SE

Le modèle de la cascade illustre la distinction entre processus écosystémiques, fonctions écosystémiques et services écosystémiques, qu'il est important de différencier (Costanza *et al.*, 2017). Dans le modèle de la cascade, les écosystèmes sont représentés par l'ensemble des structures et processus biophysiques (*Biophysical structure or process,* **Figure 4**) d'une zone donnée (Potschin et Haines-Young, 2016). Certains relèvent des services de supports du MEA (2005). Ils donnent lieu aux fonctions écosystémiques (*Functions*, **Figure 4**) qui sont un sous-ensemble des caractéristiques et/ou propriétés de l'écosystème qui, ensemble, produisent un SE (Haines-Young et Potschin, 2018). Pour bien différencier ces deux compartiments des SE, il faut comprendre que les processus et fonctions écosystémiques existeraient qu'il y ait production de SE et de bénéfices ou non (Costanza *et al.*, 1997), donc qu'il y ait présence humaine ou non. Au contraire, les SE sont complètement liés à la présence de bénéficiaires (Fisher *et al.*, 2009).

Les SE (*Services*, **Figure 4**) sont séparés des fonctions écologiques. En outre, SE et bénéfices sont également distincts, au lieu d'être confondus comme le propose la définition du MEA (2005). Ils sont « finaux », c'est-à-dire que ne sont considérés que les services qui contribuent directement aux bénéfices (Potschin et Haines-Young, 2016). Ceci explique le fait que, contrairement au MEA (2005) et au TEEB (2010), la CICES ne considère pas les « services de supports » (Potschin et Haines-Young, 2016), puisqu'ils permettent la fourniture d'autres SE.

Le système socio-économique : bénéfices et valeurs associées

Ce sont les bénéfices (la santé, la sécurité, les relations sociales, etc.) perçus à partir des SE qui vont agir sur le bien-être humain (Potschin et Haines-Young, 2016). En fonction des bénéfices (*Benefits*, **Figure 4**) reçus grâce aux SE fournis par l'écosystème, une certaine valeur

(*Values*, **Figure 4**) leur sera attribuée (Potschin et Haines-Young, 2016). La valeur peut prendre une forme monétaire, mais elle peut également être exprimée en termes d'attachement moral ou encore spirituel (Potschin et Haines-Young, 2016). Les valeurs déterminent par la suite les types et l'intensité des pressions (*Pressures*, **Figure 4**) qui seront exercées sur l'écosystème, ou si les pressions existantes devraient être gérées autrement, ou encore supprimées (**Figure 4**) (Potschin et Haines-Young, 2016).

Encart n°5 – Définition des services écosystémiques utilisée

Ainsi, le modèle de la cascade suggère que pour comprendre les relations homme-nature et la fourniture de SE, il est nécessaire d'identifier à la fois les bénéfices issus des SE et leurs valeurs aux yeux des bénéficiaires, mais également les caractéristiques des écosystèmes qui produisent ces SE (Potschin-Young *et al.*, 2018).

Dans le modèle de la cascade et la CICES, les SE sont « les contributions que les écosystèmes apportent au bien-être humain » et se distinguent des biens et des bénéfices que l'homme en retirent par la suite (Haines-Young et Potschin, 2018). A travers l'utilisation de la CICES et du modèle de la cascade, ces travaux de thèses se positionnent donc sur la définition émise par Fisher *et al.* (2009) avant la création de la CICES et distinguant déjà SE et bénéfices : « **les services écosystémiques sont les aspects des écosystèmes utilisés (activement ou passivement) pour produire le bien-être humain** ».

1.2.2.4. Les disservices écosystémiques

En parallèle du concept de SE, celui de disservice (dis-SE) a également émergé. Shackleton *et al.* (2016) proposent la définition finale suivante : « les dis-SE sont les fonctions, processus et attributs générés par l'écosystème qui ont un impact négatif perçu ou réel sur le bien-être de l'homme. ». Cependant, cette définition met les dis-SE, et donc par écho les SE, sur le même plan que les processus et les fonctions écosystémiques, ce qui n'est pas cohérent avec le modèle de la cascade (**Figure 4**). Nous préférons donc la manière dont Shackleton *et al.* (2016) caractérisent les dis-SE avant de parvenir à leur définition finale (page 588, ou 2nde page de l'article). La définition que nous retenons est donc « les biens ou les services issus de l'écosystème qui diminuent ou dégradent le bien-être humain ». Par exemple, une plantation d'arbres apporte fraîcheur et verdure, mais elle peut également être consommatrice en eau, qui pourrait être utilisée pour boire ou encore irriguer des cultures (et donc apporter de la nourriture à l'homme). Ce concept est moins développé que celui des SE et est encore peu pris en compte dans les études réalisées (Moreau, 2019). Certains préfèrent par exemple le terme de contribution négative.

1.3. La considération des services écosystémiques dans la compensation écologique

Cette partie fait le lien entre les deux premières, en cherchant à décrire la considération actuelle des SE dans la compensation écologique, les freins existants et les différentes solutions proposées dans la littérature pour une meilleure intégration. A travers cette partie, nous explorons également le lien entre biodiversité, qui est la cible initiale de la compensation écologique, et SE, souvent jugés incompatibles. Enfin, nous exposons les différents bénéfices qui découleraient d'une meilleure considération des SE dans la compensation écologique. Ainsi, elle **examine la prise en compte des SE dans la compensation écologique** et **les bénéfices qui en découlerait**. En répondant aux questions « **dans quelle mesure les SE sont-ils pris en compte dans la compensation écologique ?** » et « **en quoi l'approche par les SE améliorerait-elle la compensation écologique ?** » elle nous permet de justifier nos travaux de thèse.

1.3.1. Selon les principes de la compensation écologique

1.3.1.1. D'après les principes du BBOP

Les projets d'aménagement et le développement d'infrastructure font partie des moteurs de la perte de biodiversité et de la dégradation des SE (Bennett et Gallant, 2017). En principe, l'adhésion des aménageurs au principe du NNL devrait donc s'appliquer à la biodiversité et les SE, d'autant plus si les services sont produits par des processus écosystémiques entretenus par la biodiversité en question (Moilanen et Kotiaho, 2018). Le BBOP, qui, comme décrit dans la partie précédente, régit les bonnes pratiques de la compensation écologique sur le plan international, énonce : « La biodiversité fournit des SE et dépend d'eux pour sa persistance. La survie et le bien-être de l'homme dépendent entièrement des services fournis par les écosystèmes, et donc également de la santé des écosystèmes et de la biodiversité sur laquelle ils reposent. » (BBOP, 2012a). Il reconnaît donc l'importance des SE, néanmoins cette phrase ne permet pas d'affirmer que les bonnes pratiques imposent une prise en compte explicite des SE dans la compensation écologique. Toutefois, le BBOP indique également que « l'objectif de la compensation de la biodiversité est de parvenir à une absence de perte nette et, de préférence, à un gain net de biodiversité sur le terrain en ce qui concerne la composition des espèces, la structure de l'habitat, la fonction de l'écosystème, l'utilisation par les populations et les valeurs culturelles associées à la biodiversité » (BBOP, 2012a). Encore une fois, ce n'est pas explicite, mais les termes de « fonction de l'écosystème », « utilisation par les populations » et « valeurs culturelles associées à la biodiversité » entrent dans le concept des SE. Ainsi, les bonnes pratiques suggèreraient une prise en compte des SE dans la compensation écologique.

1.3.1.2. D'après d'autres initiatives internationales

Outre les bonnes pratiques issues du BBOP, divers éléments de la littératures grises suggèrent que les SE devraient être pris en compte dans la hiérarchie d'atténuation et la compensation écologique (Jacob *et al.*, 2016). Cette littérature grise est issue de documents rédigés par des organisations et institutions internationales, et montrent la motivation mondiale à intégrer les SE dans la hiérarchie d'atténuation et la compensation écologique depuis une dizaine d'années. Par exemple, le *World Resource Institute*[13] (WRI) propose une méthode pour intégrer les SE dans l'étape d'EIES pour, à terme, proposer des mesures d'atténuation adéquates pour la fourniture des SE impactés (Landsberg *et al.*, 2013).

Le *Cross Sector Biodiversity Initiative*[14] (CSBI) (Partenariat entre l'IPIECA[15], *the International Council on Mining and Metals*[16], *the Equator Principles Association*[17], *the European Bank for Reconstruction and Development*[18], *the International Finance Corporation*[19] (IFC) et *the Inter-American Development Bank*[20], pour développer et partager des bonnes pratiques liées à la gestion de la biodiversité et des SE dans l'industrie extractive) propose un document pour utiliser efficacement la hiérarchie d'atténuation pour gérer les risques et impacts potentiels sur la biodiversité et les SE à l'échelle du paysage (Ekstrom *et al.*, 2015).

Le secrétariat de la *Convention on Biological Diversity*[21] (CBD), et le *World Conservation Monitoring Center* (*United Nation Environment Programme*)[22] (UNEP-WCMC) soutiennent la place des SE dans la hiérarchie d'atténuation : « la hiérarchie des mesures d'atténuation peut être utilisée pour soutenir les engagements pris en faveur d'une absence de perte nette de la biodiversité et des services écosystémiques, voire d'un impact net positif. […] Ils exigent des opérateurs qu'ils quantifient leurs impacts sur la biodiversité et/ou les services écosystémiques afin de garantir qu'aucune perte nette ou un impact net positif soit atteint » (*Secretariat of the* CBD et UNEP-WCMC, 2012). Ils énoncent donc clairement le principe de NNL sur les SE.

---

[13] WRI : organisme de recherche mondial qui collabore avec les gouvernements, les entreprises, les institutions multilatérales et les groupes de la société civile pour élaborer des solutions pratiques qui améliorent la vie des populations et garantissent la prospérité de la nature - https://www.wri.org/
[14] http://www.csbi.org.uk/
[15] *The global oil and gas association for advancing environmental and social performance across the energy transition* : https://www.ipieca.org/
[16] https://www.icmm.com/
[17] https://equator-principles.com/
[18] https://www.ebrd.com/home
[19] https://www.ifc.org/
[20] https://www.iadb.org/en
[21] CBD : le premier accord mondial pour la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique : https://www.cbd.int/
[22] UNEP-WCMC : centre mondial d'excellence travaillant sur la biodiversité et la contribution de la nature à la société et l'économie - https://www.unep-wcmc.org/en

L'IFC[23], à travers ses normes de performance, guide de manière plus absolue les mesures d'atténuation par rapport aux bonnes pratiques. En effet, les projets financés par l'IFC doivent notamment suivre la norme de performance 6 sur la conservation de la biodiversité et la gestion durable des ressources naturelles (IFC, 2012). Or, « la Norme de performance 6 reconnaît que la protection et la conservation de la biodiversité, le maintien des services écosystémiques et la gestion durable des ressources naturelles vivantes revêtent une importance capitale pour le développement durable », et que « les impacts sur la biodiversité peuvent souvent nuire à la prestation de ces services » (IFC, 2012). De fait, l'IFC impose une hiérarchie d'atténuation à la fois sur la biodiversité et les SE : « le client devra chercher en priorité à éviter les impacts sur la biodiversité et les services écosystémiques. Lorsqu'il n'est pas possible d'éviter les impacts, il doit mettre en place des mesures pour limiter les impacts et rétablir la biodiversité et les services écosystémiques » (IFC, 2012). Bien que plus décisive puisque liée au financement de projets, l'IFC n'explicite pas clairement la nécessité d'intégrer les SE dans la compensation écologique, mais plutôt dans les mesures antérieures dans la hiérarchie d'atténuation. Toutefois, elle reconnaît les impacts potentiels d'un projet d'aménagement à la fois sur la biodiversité et les SE.

Encart n°6 – L'intérêt international pour la considération des services écosystémiques dans la compensation écologique

Les bonnes pratiques du BBOP semblent suggérer que les SE devraient être pris en compte dans la compensation écologique (BBOP, 2012a). Ce principe est renforcé par différents documents rédigés par des organismes acteurs de l'industrie et/ou de la conservation de la nature (Ekstrom *et al.*, 2015 ; IFC, 2012 ; Landsberg *et al.*, 2013 ; *Secretariat of the* CBD et UNEP-WCMC, 2012), au moins pour l'intégration des SE dans la hiérarchie d'atténuation, démontrant les motivations et les intérêts mondiaux pour cette question. Il est à présent légitime de se demander si les SE ont effectivement été intégrés dans la hiérarchie d'atténuation, et plus précisément dans la compensation écologique, depuis la rédaction de ces différents documents.

[23] IFC : la plus grande institution mondiale de développement axée sur le secteur privé dans les pays en développement, membre du groupe de la Banque Mondiale - https://www.ifc.org/

1.3.2. Place des services écosystémiques dans la pratique de la compensation écologique

1.3.2.1. Une mauvaise intégration des services écosystémiques

Sonter *et al.* (2018) ont effectué une revue de 41 méthodes de compensation appliquées à travers le monde. Sur toutes les méthodes étudiées, 17% (donc, sept méthodes) considéraient les SE, en majorité volontairement, et dans une moindre mesure selon une exigence politique (Sonter *et al.*, 2018). Les SE ciblés étaient d'abord culturels (88%, via la création d'espace de loisir par exemple), puis de régulation et maintenance (76%, en ciblant par exemple la rétention de sédiments), et enfin d'approvisionnement (59%, via notamment la production alimentaire) (Sonter *et al.*, 2018). Cette étude semble donc plutôt positive en termes d'application du concept de SE dans la compensation écologique. Néanmoins, la moitié des 17% seulement ont effectué une compensation *in-kind*, (Sonter *et al.*, 2018), donc la plupart des SE impactés étaient perdus. En outre, parmi les sept méthodes qui considéraient les SE, certaines ne sont pas parvenues à atténuer les pertes de SE dues au projet, et ont en plus causé elle-même des impacts sur les SE et des dommages supplémentaires aux personnes (Sonter *et al.*, 2018). Le bilan n'est donc pas très bon, si ce n'est mauvais. Notons tout de même que les compensations volontaires sont plus susceptibles de considérer les SE (Sonter *et al.*, 2018). La flexibilité liée à cette dimension volontaire (qui n'est soumise ni à une politique, ni à un financement) peut donc être un facteur nécessaire pour inclure les SE dans des mesures compensatoires.

1.3.2.2. Le *No Net Loss* des dimensions écologiques de la biodiversité comme objectif prioritaire

Il est vrai que, bien que le NNL puisse théoriquement être appliqué aux SE, l'objectif généralement déclaré de la compensation écologique est le NNL de biodiversité (Bull *et al.*, 2013), et les politiques de compensation n'exigent généralement pas de considérer les SE (Sonter *et al.*, 2018). Dans la pratique, les mesures d'atténuation et la compensation écologique se concentrent donc majoritairement sur la biodiversité remarquable (Jacob *et al.*, 2016), les espèces et les habitats à risque ou protégés, les zones à haute valeur de conservation (Bennett et Gallant, 2017 ; Tallis *et al.*, 2015), ou encore les espèces dites charismatiques (Tallis *et al.*, 2015) (par exemple : le panda ou l'ours polaire). Ainsi, bien que les discours sur la compensation aillent dans le sens de l'intégration de SE, dans la pratique, les mesures compensatoires restent issues de méthodologie basées sur les espèces et les habitats (Lapeyre *et al.*, 2015). Les approches surfaciques existantes ont également tendance à considérer que les impacts sont équivalents pour tous les hectares d'une surface donnée, indépendamment de leur qualité, de leurs fonctions et des SE potentiellement fournis (Tallis *et al.*, 2015). Finalement, malgré des preuves anecdotiques, l'inclusion des SE dans

les méthodes de compensation écologique étudiées par Sonter *et al.* (2018) n'était probablement qu'une conséquence des méthodes de compensation utilisées pour atténuer en priorité les impacts sur la biodiversité (Sonter *et al.*, 2018).

Par les approches actuellement employées, la conception des mesures compensatoires et leur mise en œuvre ne tiennent pas compte des relations qui peuvent exister entre les dimensions écologiques et les dimensions culturelles et socio-économiques (Griffiths *et al.*, 2019) d'une zone. Il peut être même considéré que la dimension socio-culturelle de la compensation est complètement absente des débats (Apostolopoulou et Adams, 2017). Pourtant, elle aiderait à mieux comprendre les SE et leur importance, et contribuerait à leur intégration. De fait, dans la pratique, la compensation écologique considère rarement les populations humaines qui subissent des pertes environnementales et les impacts d'un projet sur leurs moyens de subsistances (Jacob *et al.*, 2016), ni les liens sociaux entre les personnes et les écosystèmes, et l'importance culturelle ou historique d'un lieu impacté (Griffiths *et al.*, 2019).

Encart n°7 – La faible considération des services écosystémiques dans la pratique de la compensation écologique

Bien qu'il soit reconnu que les dimensions socio-culturelles de la biodiversité doivent être prises en compte dans la compensation écologique (BBOP, 2012a), les méthodes existantes peinent à les inclure dans leur conception et leur mise en œuvre. Certes, il semble que quelque compensation écologique ait cherché à considérer les SE, toutefois les SE n'étaient vraisemblablement pas le moteur de la compensation écologique (Sonter *et al.*, 2018). L'objectif ultime de la hiérarchie d'atténuation reste le NNL de biodiversité (Bull *et al.*, 2013 ; Sonter *et al.*, 2018), et par les méthodologies actuellement employées dans les mesures compensatoires, peu de place semble être laissée à une bonne compréhension et prise en compte des SE (Lapeyre *et al.*, 2015 ; Tallis *et al.*, 2015). Ainsi, les SE, notamment d'approvisionnement liés aux moyens de subsistance (Jacob *et al.*, 2016) et culturels (Griffith *et al.*, 2019), sont susceptibles d'être impactés par les projets d'aménagement, et de ne pas être inclus dans la compensation, ou du moins pas correctement. Un constat intéressant est que, dans le contexte actuel, les compensations volontaires, par leur flexibilité, représentent une opportunité pour l'inclusion les SE (Sonter *et al.*, 2018). Malgré la volonté apparente d'inclure les SE dans la hiérarchie d'atténuation et la compensation, des freins existent et limitent leur prise en compte dans la pratique. Ces limites doivent être connues pour que ce travail de thèse puisse être en mesure de proposer une méthodologie permettant la bonne inclusion des SE dans la compensation écologique.

Notons tout de même l'existence d'un programme de compensation dans la province de Western Cap en Afrique du sud qui inclut les SE dans sa méthodologie. Les composantes ciblées par la compensation y sont : les écosystèmes et espèces menacées, les habitats uniques, les processus écologiques et évolutifs importants et à haute valeur, et les services écosystémiques (BBOP, 2009). L'aménageur doit s'assurer qu'il n'y ait pas de perte de SE dont les communautés ou la société sont dépendants et pour lesquels il n'y a pas de substitut possible (OECD, 2016), et la compensation écologique ne peut être une option si le projet induit la perte irréversible de SE important à l'échelle provinciale ou nationale (BBOP, 2012a). Cependant, nous n'avons pas relevé dans la littérature ou dans des études de cas l'application de ce programme.

1.3.3. Limites de l'inclusion des services écosystémiques dans la compensation écologique et recommandations associées

Cette section a pour but de présenter les différentes limites à l'intégration des SE dans la compensation écologique, et les recommandations émises dans la littérature pour contrer chacune d'entre elles. Elle comporte également d'autres instructions, indépendantes des limites identifiées, pour inclure efficacement les SE dans la compensation écologique.

En 2012, le *Secretariat of the* CBD et l'UNEP-WCMC (2012) reconnaissaient déjà la difficulté que représenterait l'inclusion des SE dans les mesures d'atténuation, à cause notamment du manque de méthodologie et d'outil adéquats. En 2014, il n'y avait toujours pas de méthodologie pour calculer les pertes et les gains de SE pour vérifier le NNL (Bull *et al.*, 2014). Les principes et les standards du BBOP n'explicitent pas non plus de méthode claire pour appliquer la compensation écologique aux SE (Jacob *et al.*, 2016). Or, le manque de lignes directrices est l'un des facteurs limitant leur prise en compte dans la compensation écologique (Jacob *et al.*, 2016). Une méthodologie précise et détaillée est donc nécessaire pour faciliter l'inclusion des SE dans la compensation écologique.

1.3.3.1. Utilisation d'un cadre clair autour du concept de services écosystémiques

Au manque de lignes directrices s'ajoute, voire se combine, un manque de clarté autour du concept de SE (Albert *et al.*, 2014 ; Jacob *et al.*, 2016) : le concept évolue, et donne lieu, comme nous l'avons vu précédemment, à différents cadres, définitions et classifications. Or, une catégorisation claire des SE affectés doit être effectuée pour planifier la compensation des impacts sur les SE (Souza *et al.*, 2021). Par exemple, les SE d'approvisionnement et culturels requièrent généralement un accès communautaire (Souza *et al.*, 2021), ce qui n'est pas nécessairement le cas des services de régulation et maintenance. La planification de la compensation des SE devrait donc différencier les mesures et ses modalités d'accès en fonction des SE considérés. Afin d'intégrer les

SE, un cadre clair autour du concept doit être défini pour permettre une catégorisation précise en vue de leur évaluation et de la planification de la compensation.

1.3.3.2. Rôle de l'étude d'impact environnemental et social pour l'identification des services écosystémiques

L'EIES serait le point de départ idéal pour identifier les SE impactés, et donc pour l'élaboration des mesures d'atténuation adaptées. Or, il n'existe pas d'équivalent de l'évaluation des impacts sur la biodiversité pour les SE (Tallis *et al.*, 2015). Si les impacts environnementaux et sociaux ne sont pas évalués sous le prisme des SE, ceci est essentiellement dû au fait que la plupart des lois nationales ne l'exigent pas (Souza *et al.*, 2021). Pourtant, la structure de l'EIES serait adaptée à l'intégration des SE, puisqu'elle comporte une évaluation des risques sur les environnements physiques, biologiques et socio-économiques (Jacob *et al.*, 2016). En considérant explicitement les SE dans la pratique de l'EIES, les liens entre les impacts sur l'environnement biophysique et socio-économique seraient plus visibles (Jacob *et al.*, 2016 ; Souza *et al.*, 2021). Les composantes socio-culturelles et environnementales de l'étude d'impact ainsi réunies faciliteraient l'évaluation des impacts sur l'écosystème et les SE qu'il fournit (Ekstrom *et al.*, 2015). Cependant, l'EIES standard évalue les impacts environnementaux et sociaux séparément (Landsberg *et al.*, 2013), annihilant l'évaluation interdisciplinaire qui serait nécessaire pour couvrir tous les SE dans l'évaluation des impacts (Landsberg *et al.*, 2013). Ainsi, certaines EIES considèrent déjà les SE mais de manière non explicite et incomplète (Jacob *et al.*, 2016).

Le WRI conseille de réaliser une revue systématique des SE en amont de l'évaluation des impacts du projet pour être en mesure d'estimer les pertes des SE prioritaires, et de proposer des mesures d'atténuation adéquates (Landsberg *et al.*, 2013). Ces étapes ne remplaceraient pas l'EIES mais doivent la compléter (Landsberg *et al.*, 2013). Souza *et al.* (2021) partagent cette recommandation, et proposent quant à eux d'effectuer ce type de revue en amont de l'étape de compensation. Cette option est possible par exemple dans le cas où l'EIES a déjà été effectuée, mais que l'aménageur souhaite tout de même réaliser une compensation des SE impactés. Sinon, l'option proposée par Landsberg *et al.* (2013) est préférable, afin de ne pas se reposer sur la compensation écologique uniquement.

1.3.3.3. Adhérence à la hiérarchie d'atténuation avant d'élaborer la compensation des services écosystémiques

Justement, le WRI a pour objectif d'intégrer les SE dans l'EIES pour les inclure dans la hiérarchie d'atténuation, et pas seulement la compensation (Landsberg *et al.*, 2013). Le CSBI promeut également la considération des SE dans l'entièreté de la hiérarchie (Ekstrom *et al.*, 2015). En effet, le respect du NNL pour les valeurs sociales – dont les SE – de la biodiversité exige de

pouvoir appliquer la hiérarchie d'atténuation d'abord pour éviter, puis réduire les effets négatifs sur les valeurs d'usages et de non-usages de la biodiversité (Griffiths *et al.*, 2019). En dernier recours seulement, comme c'est le cas pour l'atténuation des impacts sur la biodiversité, l'impact résiduel sur ces valeurs doit être compensé (Griffiths *et al.*, 2019). Or, il manque une approche systématique et unifiée qui nous permettrait d'y parvenir (Tallis *et al.*, 2015), liée au manque de considération intégrée et explicite des SE dans l'étape d'EIES.

1.3.3.4. Intégration des différentes parties prenantes pour une compensation des services écosystémiques équitable et identifier les services importants

Comme nous l'avons vu dans la **section 1.1.4.10**, toutes les parties prenantes ne sont pas impliquées dans l'élaboration et la mise en œuvre de la compensation écologique (Souza *et al.*, 2021 ; Tupala *et al.*, 2022), alors qu'il s'agit de l'un des principes du BBOP (BBOP, 2012a, 2012b). L'absence du point de vue des communautés notamment est l'une des raisons majeures du manque de considération des SE dans les mesures compensatoires (Souza *et al.*, 2021). Il est indispensable d'impliquer les populations locales dès le début du projet d'aménagement afin de comprendre l'utilisation de la biodiversité et les valeurs culturelles associées, et comment celle-ci affectent leur bien-être (Griffiths *et al.*, 2019). Leur engagement est d'autant plus vital dans les zones à haute valeur de biodiversité où la compensation écologique pourrait affecter négativement l'accès aux SE (Souza *et al.*, 2021), par des mesures de protection par exemple.

Par ailleurs, l'engagement des parties prenantes peut être un moyen d'identifier les SE préférés ou importants au niveau local (Tallis *et al.*, 2015). Les préférences des SE est justement une question majeure pour mener à une compensation satisfaisante pour les bénéficiaires (Moilanen et Kotiaho, 2018). Lorsque les SE n'ont pas pu être identifiés à l'échelle de l'EIES, une identification par les différentes parties prenantes concernées par le projet et par la compensation est donc une méthode envisageable et cohérente, qui peut donner lieu à une compensation plus équitable du point de vue de la fourniture de SE.

Différents types de parties prenantes doivent être considérés, c'est-à-dire des personnes de tout âge, de tout genre, de différents villages, ou encore aux besoins différents concernant l'usage des ressources naturelles (Griffiths *et al.*, 2019) (nous parlons d' « **attributs** »). A terme, cette participation élargie facilitera la distribution équitable des pertes et des gains de SE (Griffiths *et al.*, 2019). Par exemple, si un village perçoit plus d'impact qu'un autre, alors il faut plus de gain de SE dans ce village (Griffiths *et al.*, 2019). Il en va de même pour la compensation selon les autres attributs (Griffiths *et al.*, 2019).

1.3.3.5. Sélection des services écosystémiques inclus dans la compensation écologique

Une zone donnée procure une gamme diversifiée de SE (Tallis *et al.*, 2015), qu'il sera difficile de représenter de manière exhaustive à travers des mesures compensatoires. De fait, une procédure de sélection et/ou de priorisation des SE à intégrer dans la compensation écologique est nécessaire. Tout d'abord, il faut s'assurer que l'ensemble sélectionné est aussi représentatif que possible de l'ensemble des SE fournis par l'écosystème impacté (Tallis *et al.*, 2015). Pour ce faire, toutes les catégories de SE : approvisionnement, régulation et maintenance, et culturels doivent être considérés lors de cette étape, afin de ne négliger aucun SE potentiellement important pour les populations (Tallis *et al.*, 2015). Au sein des catégories des SE, la sélection et/ou priorisation des services peut être effectuée selon : (i) le nombre de bénéficiaires qui perçoivent le SE ; (ii) le nombre de bénéficiaires vulnérables (selon le revenu, le genre, l'âge, etc.) qui perçoivent le SE ; et/ou (iii) si les SE sont susceptibles de subir des pertes importantes à cause du projet d'aménagement (Tallis *et al.*, 2015). Ce dernier point révèle l'importance d'une compensation *in-kind* dans le cadre de la compensation des SE : en ciblant des SE potentiellement impactés par le projet, nous nous assurons que la compensation écologique ne crée pas d'inégalités sociales en ce qui concerne la fourniture de SE (Tallis *et al.*, 2015). Ainsi, Tallis *et al.* (2015) proposent différentes manières de sélectionner ou de prioriser les SE, que nous pouvons envisager dans le cadre de la compensation écologique.

1.3.3.6. Adoption de l'échelle paysagère

L'accès aux SE varie selon les groupes sociaux (Tallis *et al.* (2015) donnent l'exemple de l'accès à l'eau), d'où l'importance de la compréhension des relations spatiales dans l'évaluation et l'atténuation des impacts des SE (Tallis *et al.*, 2015). Par conséquent, la fourniture des SE ne peut être correctement appréhendée par les approches actuelles de l'évaluation des impacts et de la compensation, basée sur site ou des habitats localisés.

Face à cela, la compensation écologique devrait être planifiée à l'échelle du paysage (Bennett et Gallant, 2017), surtout lorsque nous considérons la fourniture de SE, les besoins des bénéficiaires pour y accéder (Souza *et al.*, 2021) et les préférences des bénéficiaires (Tallis *et al.*, 2015). La prise en compte de l'échelle paysagère est d'ailleurs l'un des principes établis par le BBOP (BBOP, 2012a, 2012b). Le paysage est en effet un niveau approprié pour comprendre comment les processus écologiques et sociaux se combinent pour produire un ensemble de SE (Vialatte *et al.*, 2019). Il permet une vision globale des intérêts, conflits, synergies et compromis potentiels liés à l'utilisation des terres et des ressources naturelles, et donc d'équilibrer des objectifs environnementaux et non-environnementaux (Freeman *et al.*, 2015), comme par exemple des objectifs écologiques liés à la compensation écologique, et des objectifs socio-

économiques et culturels liés à la fourniture de SE. Ainsi, l'adoption de l'échelle paysagère à travers les mesures d'atténuation, dont la compensation, est un moyen d'assurer la résilience et la productivité d'un écosystème (Bennett et Gallant, 2017 ; McKenney et Kiesecker, 2010), d'un point de vue écologique mais également socio-culturel (Bennett et Gallant, 2017) via le maintien d'un niveau suffisant des avantages qu'il fournit aux communautés humaines (McKenney et Kiesecker, 2010).

Même si ne nous l'utiliserons pas dans cette thèse, notons que Tallis *et al.* (2015) utilisent le terme de « *serviceshed* », donc « bassin de services », pour définir une zone qui fournit les mêmes SE aux mêmes bénéficiaires. C'est une approche intéressante qui permet également de s'affranchir de l'approche site ou habitat pour l'évaluation des impacts et de la compensation.

En outre, Tallis *et al.* (2015) nous font remarquer que certains SE n'ont pas de limites géographiques bien définies, comme la valeur d'existence (caractéristiques et/ou composantes des écosystèmes qui n'ont pas de valeur utilitaire, mais que l'on cherche à préserver ; CICES (2018)) qui est intangible et n'a pas besoin d'un accès physique pour contribuer au bien-être humain. Par conséquent, bien que les SE devraient être évalués à l'échelle paysagère dans le cadre de la compensation écologique, le paysage ne permettra peut-être pas de tous les considérer.

1.3.3.7. Choix de méthodes appropriées pour évaluer les services écosystémiques

Outre l'utilisation d'une approche paysagère, diverses méthodes existent pour évaluer les SE : qualitative ou quantitative, monétaire, biophysique, sociale, culturelle, ou encore spirituelle, etc. (Gómez-Baggethun *et al.*, 2016). L'**évaluation des SE** est définie comme « l'action d'analyser, de juger ou de mesurer, principalement en termes de valeurs, de signification et d'importance, mais aussi en relation avec des principes et des devoir moraux envers la biodiversité » (Gómez-Baggethun *et al.*, 2016). Elles peuvent être regroupées en trois types d'évaluation : écologique, socio-culturelle et économique (Gómez-Baggethun *et al.*, 2016). L'évaluation écologique est non-monétaire, et repose sur une analyse biophysique de l'écosystème, tandis que les évaluations socio-culturelle et économique reposent sur une analyse basée sur les principes et les préférences humaines (Gómez-Baggethun *et al.*, 2016). L'évaluation socio-culturelle est non monétaire, peut être qualitative, et s'appuie notamment sur des méthodes d'enquête auprès des populations, tandis que l'évaluation économique cherche à attribuer des valeurs monétaires aux SE et utilise des méthodes issues des sciences économiques (Gómez-Baggethun *et al.*, 2016).

De plus, une diversité d'indicateurs sont utilisés pour estimer les SE (Jacob *et al.*, 2016). Le terme d' « **indicateur** » est défini comme « un proxy (un intermédiaire, un substitut, etc.) pour la capacité d'un écosystème à fournir un certain SE » (Richter *et al.*, 2021). Ils décrivent des caractéristiques biologiques, chimiques ou physiques d'un écosystème (Richter *et al.*, 2021). Un

SE peut être estimé à partir d'un ou de plusieurs indicateurs, et un indicateur peut être mesuré à partir d'une ou plusieurs mesures issues d'inventaires de terrain, de calculs ou encore d'analyses en laboratoire (Richter *et al.*, 2021). Par exemple, le contrôle des taux d'érosion (CICES, 2018) peut être estimé par l'indicateur « faible taux d'érosion des sols », pouvant lui-même être évalué par quatre différentes méthodes (Richter *et al.*, 2021) (par exemple : l'estimation visuelle de la couverture végétale, ou encore via les sédiments contenus dans les eaux de ruissellement ; Richter *et al.* (2021)). Ce SE peut également être évalué par la biomasse végétale souterraine, mesurée via la biomasse racinaire dans les sols (Richter *et al.*, 2021). Précisons que rien n'empêche l'évaluateur d'utiliser plusieurs indicateurs pour évaluer un SE, et d'agréger par la suite ces indicateurs. Diverses méthodes d'agrégation existent et seront explicitées dans le **chapitre 5** de cette thèse (voir les références qui y ont été utilisées : Biswas *et al.* (2022) ; Blanc *et al.* (2008) ; Kearney *et al.* (2019) ; Lolli et Di Girolamo (2015) ; Nicoletti *et al.* (2000) ; OECD *et al.* (2008) et Silva-Olaya *et al.* (2022)).

La pluralité des méthodes d'évaluation et de mesures existantes peut entraîner une certaine confusion auprès des aménageurs et des politiques, et à une méthodologie générale non fiable. Il est donc nécessaire de se positionner sur une méthode appropriée pour évaluer à la fois les SE impactés par le projet, et les SE potentiellement fournis par la compensation écologique.

A ce sujet, Griffiths *et al.* (2019) affirment que certaines valeurs de non-usage de la biodiversité, comprenant les SE culturels, sont intangibles et donc difficile à quantifier. L'évaluation qualitative pourrait aider à les appréhender et donc à saisir toute la gamme de valeur, à la fois d'usage et de non-usage, associée à la biodiversité (Griffiths *et al.*, 2019). Au contraire, une évaluation quantitative et économique permet difficilement d'englober les dimensions culturelles et sociales des relations homme-biodiversité (Griffiths *et al.*, 2019). En outre, une évaluation économique pourrait donner lieu à une équivalence en termes monétaires, dans laquelle les populations impactées seraient dédommagées pour les pertes subies par des paiements de la part de l'aménageur (Jacob *et al.*, 2016). Elle est justement l'une des méthodes d'évaluation la plus controversée (Gómez-Baggethun *et al.*, 2016). Ainsi, une évaluation non monétaire des SE semble à privilégier, et une évaluation qualitative peut être nécessaire pour certains SE culturels non tangibles.

1.3.3.8. Sélection du ou des sites de compensation écologique

Alors que la compensation de la biodiversité peut être considérée à l'échelle régionale ou nationale, les SE doivent être compensés localement ou régionalement de manière à ce que la fourniture de SE aux populations impactées soit maintenue (Moilanen et Kotiaho, 2018). Ekstrom *et al.* (2015) proposent justement de localiser la compensation des SE de manière à ce qu'elle

bénéficie aux populations impactées. Cette méthode implique potentiellement des sites de compensation de la biodiversité distincts géographiquement des sites de compensation des SE (Ekstrom *et al.*, 2015). Tallis *et al.* (2015) détaillent trois procédures pour prendre en compte à la fois les exigences de la compensation de la biodiversité et celles de la compensation des SE : (i) privilégier la compensation pour la biodiversité pour répondre aux exigences du NNL de biodiversité. Si les sites sélectionnés ne fournissent pas assez de SE ou ne permettent pas l'accès par les bénéficiaires impactés, une seconde sélection de site dédiée à la compensation des SE importants est réalisée ; (ii) une procédure inverse à la première ; (iii) une sélection plus intégrée, où les sites sont choisis conjointement pour la compensation de la biodiversité et la compensation des SE (Tallis *et al.*, 2015). Les procédures (i) et (ii) de Tallis *et al.* (2015) rejoignent la méthode proposée par Ekstrom *et al.* (2015).

1.3.3.9. Modélisation et outils d'aide à la décision

Le manque de données quantitatives sur lesquelles s'appuyer est souvent considéré comme un frein pour l'application du concept de SE dans l'aménagement du territoire (Albert *et al.*, 2014). De nombreux modèles et OAD ont été développés pour intégrer les SE dans les processus de prise de décision (Bagstad *et al.*, 2013). Ces OAD varient beaucoup entre eux, et vont du simple tableur à des modèles complexes, diffèrent en termes de spatialisation et d'évaluation (biophysique, monétaire, socio-culturelle), ou encore de prise en main, etc. (Bagstad *et al.*, 2013). Bagstad *et al.* (2013) ont revu 17 OAD existants pour quantifier et évaluer les SE, et Grêt-Regamey *et al.* (2017) ont décrit 68 OAD qui aident à intégrer les SE dans les prises de décision. Certains de ces OAD peuvent être utilisés dans le cadre de la compensation écologique.

Le WRI par exemple a développé l'outil ESR (*Ecosystem Services Review*) (WRI, 2012) qui, entre autres, évalue 27 SE dérivés du MEA (2005) et identifie les parties prenantes, les impacts du projet sur les SE et la dépendance de l'entreprise et du projet vis-à-vis de l'écosystème (Bagstad *et al.*, 2013 ; WRI, 2012). L'évaluation est qualitative et basée sur une série de questions dans un tableur, et son utilisation est plutôt destinée au secteur privé (Bagstad *et al.*, 2013 ; WRI, 2012).

Moilanen *et al.* (2020) utilisent une méthode SCP (*Spatial Conservation Priorization*) pour répondre au défi de l'équivalence écologique. La SCP est une analyse spatiale habituellement utilisée dans l'aménagement du territoire et la planification des mesures de conservation (Moilanen *et al.*, 2020). Des données sur la biodiversité et les SE sont intégrées, et grâce à cet outil, ils élaborent et analyses différents scénarios de compensation écologique qui intègrent la méthode des pertes évitées, en considérant notamment les incertitudes des résultats de la compensation (Moilanen *et al.*, 2020).

Enfin, le logiciel OPAL (*Offset Portfolio Analyzer and Locator*) (Mandle *et al.*, 2015) est un logiciel libre d'accès qui évalue les impacts de projets d'aménagement sur la biodiversité et les SE, et aide à la conception et la sélection de mesures d'atténuation adaptées (Mandle *et al.*, 2015, 2016). Il inclut les aspects socio-économiques d'un territoire, dont la fourniture des SE aux bénéficiaires, et ses aspects écologiques en considérant les impacts sur les écosystèmes terrestres et leur biodiversité. Il rend possible la priorisation entre SE, biodiversité, ou une combinaison des deux (Mandle *et al.*, 2015, 2016). Il nécessite des compétences basiques en Système d'Information Géographique (SIG) pour préparer les données d'entrée (Mandle *et al.*, 2015, 2016).

Encart n°8 – Recommandations méthodologiques pour pallier les freins à l'intégration des services écosystémiques dans la compensation écologique

Ainsi, une méthodologie claire intégrant un cadre et une classification précise est nécessaire pour intégrer les SE dans la compensation écologique. L'étape d'identification des SE prioritaires, à intégrer dans les mesures d'atténuation, devrait idéalement être réalisée lors de l'EIES (Ekstrom *et al.*, 2015 ; Landsberg *et al.*, 2013). Lorsque ce n'est pas le cas, il est possible de les identifier *a posteriori* pour les mesures compensatoires (Souza *et al.*, 2021), en s'appuyant sur les perceptions, besoins et préférences des différentes parties prenantes concernées par les impacts du projet et par la compensation (Griffiths *et al.*, 2019 ; Moilanen et Kotiaho, 2018 ; Tallis *et al.*, 2015). L'identification des SE est suivie d'une procédure de sélection des services à inclure dans la compensation, basée sur les bénéficiaires et/ou la volonté de concevoir une compensation des SE *in-kind* (Tallis *et al.*, 2015). Par ailleurs, l'identification et l'évaluation des SE devraient être réalisées à l'échelle du paysage (Bennett et Gallant, 2017 ; McKenney et Kiesecker, 2010 ; Souza *et al.*, 2021 ; Tallis *et al.*, 2015 ; Vialatte *et al.*, 2019). Concernant l'évaluation, différentes méthodes existent : écologique, socio-culturelle et économique (Gómez-Baggethun *et al.*, 2016). Selon Griffith *et al.* (2019) et Jacob *et al.* (2016), l'évaluation des SE ne devrait pas être monétaire. En outre, certains SE peuvent même nécessiter une évaluation qualitative plutôt que quantitative (Griffith *et al.*, 2019). Une fois les SE impactés et potentiellement apportés par la compensation évalués, le choix du site de compensation est important. La compensation des SE devrait plutôt être locale pour bénéficier aux populations impactées (Ekstrom *et al.*, 2015 ; Moilanen et Kotiaho, 2018). Différentes procédures sont explicitées par Tallis *et al.* (2015) et certaines peuvent exploiter des synergies biodiversité-SE. Enfin, les OAD peuvent aider à accompagner la compensation des SE (Bagstad *et al.*, 2013 ; Grêt-Regamey *et al.*, 2017 ; Mandle *et al.*, 2015, 2016 ; Moilanen *et al.*, 2020 ; WRI, 2012).

1.3.4. Compatibilité entre l'approche pour la biodiversité et l'approche par les services écosystémiques

Outre les limites présentées dans la section précédente, le concept des SE est également critiqué pour sa dimension anthropocentrée. Or, cette vision de la nature peut ne pas être conciliable avec la conservation de la biodiversité pour sa valeur intrinsèque. En ce cas, nous pouvons nous demander dans quelle mesure la compensation écologique, dont l'objectif premier est la biodiversité, est finalement compatible avec la compensation pour les SE.

1.3.4.1. Vision anthropocentrée de la nature et de la biodiversité

Le concept des SE est anthropocentré : dans toutes ses définitions, il est lié à une relation homme-nature basée sur les bénéfices en faveur de l'homme (Jax, 2016). Il réduit donc la biodiversité à des avantages pour l'homme (Griffiths *et al.*, 2019), et implique une vision utilitaire de la nature (Jax, 2016). L'une des contre-critiques émise est que l'utilisation du concept de SE montre que l'homme est une espèce qui, bien qu'intégrée à une société, est également intégrée à la nature (Costanza *et al.*, 2017). Si cette relation n'est pas reconnue, nous risquons de mettre en danger l'espèce humaine, ainsi que l'ensemble des écosystèmes mondiaux (Costanza *et al.*, 2017). Remarquons tout de même que si l'application du concept des SE est poussée à l'extrême, seules les espèces utiles à l'homme devraient être préservées. En outre, certaines pourraient être substituées par d'autres (Jacob *et al.*, 2016) qui produiraient par exemple les mêmes SE mais à un niveau plus élevé, ou plus longtemps, etc. Pire, les écosystèmes naturels pourraient être remplacés par des infrastructures humaines qui rempliraient les mêmes fonctions (Jacob *et al.*, 2016). Or, la nature et la biodiversité ont une valeur intrinsèque, non-utilitaire (Griffiths *et al.*, 2019). Elles devraient donc être protégées pour celles-ci également, et pas seulement pour leur utilité pour l'homme. Il est important de garder cela à l'esprit lorsque nous souhaitons développer une compensation écologique basée sur les SE.

1.3.4.2. Relation entre biodiversité et services écosystémiques

D'une part, il est reconnu que la biodiversité joue un rôle important pour la fourniture des SE (Balvanera *et al.*, 2016 ; BBOP, 2012a ; IFC, 2012). Par exemple, une plus grande diversité au sein des communautés végétales peut procurer un haut niveau de multifonctionnalité et un bouquet (ensemble diversifié, plutôt qu'un seul) de SE plus important (Balvanera *et al.*, 2016). Au contraire, la dégradation de la biodiversité est à l'origine d'une perte de quantité et de qualité des SE (Balvanera *et al.*, 2016). D'autre part, il est admis que la préservation de la biodiversité et celle des SE ne sont pas toujours compatibles (Jax, 2016), et que les zones de conservation de la biodiversité n'améliorent pas nécessairement le niveau de fourniture de SE (Naidoo *et al.*, 2008).

Ainsi, la relation biodiversité – SE n'est pas si évidente, et le fait qu'une amélioration de la biodiversité entraînerait une augmentation de tous les types de SE n'est pas démontré (Balvanera *et al.*, 2016). Par exemple, Karimi *et al.* (2020) ont montré dans une étude en Iran une forte relation entre biodiversité et services culturels, mais un lien faible avec les SE d'approvisionnement. Ceci a également été démontrée par Geneletti *et al.* (2018) en Italie. Les résultats de Bond *et al.*, (2020) suggèrent également une relation positive entre biodiversité et SE culturels : l'amélioration de la biodiversité à travers la reforestation permet aux populations de préserver ou de retrouver des liens culturels avec les espèces arborées. Dans le sud de l'Ethiopie, la diversité des espèces ligneuses était corrélée positivement à une diversité de SE d'approvisionnement (Shumi *et al.*, 2021). Finalement, la relation entre biodiversité et fourniture de SE dépend complètement des services considérés et du contexte de l'étude.

1.3.4.3. Compatibilité des objectifs entre compensation de la biodiversité et compensation des services écosystémiques

Ainsi, les objectifs de la compensation de la biodiversité et de la compensation des SE peuvent se chevaucher, mais ils ne seront pas tous compatibles (Bull *et al.*, 2013 ; Jacob *et al.*, 2016 ; Souza *et al.*, 2021). L'une des propositions issue de la littérature pour compenser la biodiversité et les SE est d'exploiter les synergies existantes lorsque les mesures pour la compensation de la biodiversité sont élaborées (Moilanen et Kotiaho, 2018 ; Sonter *et al.*, 2018). Toutefois, de telles synergies n'existent pas toujours, où ne permettraient pas de compenser complètement la perte de SE. En effet, les zones à haute valeur de conservation ne sont pas nécessairement celles qui fournissent les SE importants pour les bénéficiaires (Souza *et al.*, 2021), et inversement (Jacob *et al.*, 2016). Certaines mesures de conservation peuvent même générer des dis-SE pour l'homme : par exemple, la protection d'une zone humide peut attirer les moustiques (Jacob *et al.*, 2016), porteurs de maladies transmissibles à l'homme. Afin de répondre à leurs objectifs propres, la compensation de la biodiversité et la compensation des SE doivent donc être différenciées et être élaborées séparément (Ekstrom *et al.*, 2015 ; Griffiths *et al.*, 2019 ; Moilanen et Kotiaho, 2018 ; Souza *et al.*, 2021).

Ainsi, des approches spécifiques à la compensation des SE doivent être développées (Souza *et al.*, 2021). Toutefois, l'approche pour les SE ne doit jamais supplanter la compensation pour la biodiversité (Griffiths *et al.*, 2019), qui reste prioritaire dans les mécanismes compensatoires. En effet, l'objectif général et réglementaire de la compensation écologique est le NNL de biodiversité (Jacob *et al.*, 2016), et il est nécessaire que cela reste le cas. En effet, la compensation écologique peine déjà à considérer la valeur intrinsèque de la biodiversité (voir la **section 1.1.4.5**). Or, cela pourrait empirer si les SE remplaçaient totalement la biodiversité dans la compensation : les substitutions entre espèces ou habitats pourraient être encore plus

courantes, et des substitutions des écosystèmes naturels par des infrastructures humaines pourraient être autorisées (Jacob *et al.*, 2016). Ainsi, l'approche par les SE doit être complémentaire à la compensation de la biodiversité (Griffiths *et al.*, 2019 ; Jacob *et al.*, 2016 ; Moilanen et Kotiaho, 2018 ; Souza *et al.*, 2021).

Encart n°9 – La compensation des services écosystémiques comme approche complémentaire à la compensation écologique

Le concept des SE est critiquable pour sa vision anthropocentrée et utilitaire de la nature et de la biodiversité (Griffiths *et al.*, 2019 ; Jax, 2016). L'intégration des SE dans la compensation écologique ne devra donc pas utiliser le concept des SE à l'extrême, c'est-à-dire en substituant des espèces ou des habitats par d'autres ou par des infrastructures humaines (mise en garde de Jacob *et al.* (2016)). La compatibilité entre les compensations de la biodiversité et des SE est loin d'être évidente, tout d'abord parce que la préservation de la biodiversité n'implique pas nécessairement une meilleure fourniture de tous les SE (Balvanera *et al.*, 2016 ; Geneletti *et al.*, 2018 ; Karimi *et al.*, 2020 ; Naidoo *et al.*, 2008). Ainsi, les objectifs liés à la biodiversité et aux SE ne sont pas toujours compatibles (Bull *et al.*, 2013 ; Jacob *et al.*, 2016 ; Souza *et al.*, 2021). Des synergies pourraient être exploitées (Moilanen et Kotiaho, 2018 ; Sonter *et al.*, 2018), néanmoins une élaboration distincte de la compensation de la biodiversité et des SE est conseillée (Ekstrom *et al.*, 2015 ; Griffiths *et al.*, 2019 ; Moilanen et Kotiaho, 2018 ; Souza *et al.*, 2021). Enfin, il est reconnu que l'approche par SE ne doit pas supplanter l'approche pour la biodiversité (Griffiths *et al.*, 2019 ; Jacob *et al.*, 2016), mais qu'elle doit lui être complémentaire (Griffiths *et al.*, 2019 ; Jacob *et al.*, 2016 ; Moilanen et Kotiaho, 2018 ; Souza *et al.*, 2021).

Un effort supplémentaire doit donc être entrepris pour élaborer une compensation axée sur les SE qui viendrait compléter la compensation écologique, afin d'atteindre les objectifs écologiques, mais également socio-économiques et culturels de la compensation écologique. Cet effort apportera donc de nombreux bénéfices et avantages, explicités dans la section suivante.

1.3.5. Importance de la considération des services écosystémiques dans la compensation écologique et avantages

1.3.5.1. Limiter les impacts sociaux des projets et de la compensation écologique

La **section 1.1.4.10** du présent chapitre se penchait déjà sur les impacts sociaux de la compensation écologique : en se concentrant exclusivement, sur la biodiversité, la compensation

écologique actuelle peut impacter négativement les personnes proches du site d'impact, mais également les populations proches du site de compensation (Bidaud *et al.*, 2018 ; Griffiths *et al.*, 2019). En effet, l'emplacement de la compensation est une question critique par rapport aux SE (Doswald *et al.*, 2012). Or, la compensation écologique peut être autorisée dans une zone intéressante écologiquement mais située loin du site d'impact, pour tenter d'atteindre le NNL de biodiversité requis par la hiérarchie d'atténuation. En autorisant ce type d'échange, il y aura forcément des perdants (population impactée mais non compensée) et des gagnants (population non impactée mais compensée) en termes de SE et de biodiversité (Apostolopoulou et Adams, 2017 ; Doswald *et al.*, 2012 ; Moilanen et Kotiaho, 2018). Ainsi, en se focalisant sur ses objectifs écologiques et en ne considérant pas, ou mal, les contextes socioéconomiques et culturels des sites d'aménagement et de compensation, la compensation écologique donne lieu à des impacts et des inégalités sociales et spatiales (Apostolopoulou et Adams, 2017 ; Maron *et al.*, 2016). En outre, la forme de compensation écologique choisie peut elle-même impacter négativement les populations. Comme nous l'avons vu précédemment, des mesures compensatoires de type protection limitent voire suppriment l'accès aux SE (plutôt d'approvisionnement, mais également culturels) (Bidaud *et al*., 2017 ; Griffiths *et al*., 2019 ; Moilanen et Kotiaho, 2018 ; Sonter *et al.*, 2018 ; Souza *et al*., 2021).

Or, l'impact social de la compensation écologique ne peut être ignoré, d'autant plus dans les pays où les populations sont dépendantes des ressources naturelles et des SE pour leur subsistance quotidienne, leur santé, leur sécurité ou leur culture (Bidaud *et al.*, 2017 ; Landsberg *et al.*, 2013). L'intégration des SE dans l'EIES et la compensation est donc nécessaire et contribuerait fortement à limiter les impacts négatifs sur les populations (Landsberg *et al.*, 2013 ; Sonter *et al.*, 2018). Landsberg *et al.* (2013) illustrent ce propos par la faune sauvage. L'EIES classique peut par exemple évaluer l'impact d'un projet sur la faune comme faible et donc, ne pas exiger de mesure d'atténuation. Par contre, la prise en compte des SE pourrait montrer l'impact du projet sur des zones de chasse et sur la subsistance ou le revenu des chasseurs (Landsberg *et al.*, 2013). Ainsi, en considérant les problématiques socioéconomiques et sociétales, la compensation écologique serait plus juste et éthique (Jacob *et al.*, 2016). En outre, si un projet impacte négativement une zone humide, des personnes peuvent souffrir d'une diminution de la qualité de l'eau des kilomètres plus loin (Jacob *et al.*, 2016). En adoptant une approche pour les SE, ce type d'impact, appelés « impacts indirects et cumulés », pourront être mieux considérés (Jacob *et al.*, 2016), dans l'EIES puis dans la compensation écologique.

1.3.5.2. Une vision élargie de l'environnement

Les compensations écologiques basées sur les habitats et les espèces représentent une simplification excessive de l'environnement (Lapeyre *et al.*, 2015). L'intégration des SE permettrait d'appréhender de manière plus exhaustive la complexité des environnements, et pas seulement leur biodiversité remarquable (Jacob *et al.*, 2016 ; Lapeyre *et al.*, 2015).

1.3.5.3. Opportunités pour les entreprises

Dans tous les cas, les organisations internationales et les banques multilatérales requièrent de plus en plus l'évaluation des impacts sur les SE et leur atténuation (Jacob *et al.*, 2016 ; Tallis *et al.*, 2015). Ainsi, bien que l'évolution vers l'intégration réglementée des SE dans les EIES et les mesures d'atténuation prenne du temps (certaines des recommandations, directives et exigences ont été émises dès 2012), les entreprises vont devoir s'y adapter afin d'être en mesure de répondre aux exigences futures de l'EIES (Landsberg *et al.*, 2013).

Par ailleurs, l'intégration des SE dans la compensation écologique pourrait améliorer l'acceptabilité des projets d'aménagement (Jacob *et al.*, 2016 ; Sonter *et al.*, 2018), voire des compensations elles-mêmes, et ainsi faciliter les négociations autour des projets (Jacob *et al.*, 2016). Ceci est une opportunité d'autant plus intéressante pour certaines entreprises controversées (Landsberg *et al.*, 2013). Il est souvent exigé de leur part une certaine proactivité dans leur relation avec les parties prenantes de la zone de projet afin d'éviter tout problème juridique ou tout retard dans la mise en œuvre du projet d'aménagement (Landsberg *et al.*, 2013).

Encart n°10 – Bénéfices et intérêts de la considération des services écosystémiques dans les mécanismes compensatoires

La prise en compte des SE **limiterait les impacts sociaux négatifs** qui découlent de la compensation écologique (Landsberg *et al.*, 2013 ; Sonter *et al.*, 2018). Elle permettrait également de **mieux appréhender la complexité de l'environnement**, en considérant tout type de biodiversité (Jacob *et al.*, 2016; Lapeyre *et al.*, 2015). Par ailleurs, la prise en compte des SE dans les mesures d'atténuation est une approche recommandée depuis 2012 par différents organismes internationaux ou financeurs. L'adopter dès à présent donne l'opportunité aux entreprises d'être **pro-actifs vis-à-vis des futures exigences** de l'EIES (Landsberg *et al.*, 2013). Elle peut également **améliorer l'acceptabilité sociale** des projets et de la compensation écologique (Jacob *et al.*, 2016 ; Sonter *et al.*, 2018).

Pour conclure, l'application de la hiérarchie d'atténuation et plus spécifiquement de notre objet d'étude, la compensation écologique, est un moyen d'atteindre un compromis entre développement économique et maintien de la biodiversité. Ses fondements théoriques autour du NNL de biodiversité suggèrent une réelle attention portée aux impacts environnementaux dus aux projets d'aménagements. Cependant, cette théorie est extrêmement difficile, si ce n'est impossible, à mettre en pratique sur l'ensemble de la biodiversité. De fait, celle-ci est excessivement simplifiée dans les mesures compensatoires, ce qui les rend critiquables et, finalement, limitées. En outre, les mécanismes comptables et d'échanges qui sous-tendent la compensation écologique répriment la valeur intrinsèque de la nature et de sa biodiversité.

Dans quelle mesure SE sont-ils pris en compte dans la compensation écologique ?

Outre ses limites du point de vue écologique, elle ne parvient pas à englober les valeurs sociales et culturelles de la biodiversité, principalement parce que sa conception même ne cherche pas à les inclure. Par conséquent, elle peut provoquer des impacts sociaux négatifs, et être source d'inégalités sociales et spatiales et de conflits autour des ressources naturelles. Les SE notamment ne sont pas considérés correctement dans la compensation écologique, malgré les recommandations internationales et scientifiques.

En quoi l'approche par les SE peut-elle améliorer la compensation écologique ?

Pourtant, ils contribueraient à tenir compte des moyens de subsistance de certaines populations, à démontrer le rôle des écosystèmes dans la régulation des conditions environnementales locales et mondiale, et montreraient également les liens culturels qui existent entre les personnes et la nature. Leur intégration dans l'EIES et les mesures d'atténuation a donc un réel potentiel pour limiter les impacts sociaux qui découlent à la fois des projets d'aménagement et de la compensation écologique. Toutefois, il ne faut pas oublier que le concept des SE est basé sur une vision anthropocentrée de la nature et de sa biodiversité. Mal utilisé, il pourrait en réalité empirer les résultats écologiques de la compensation.

Dès lors, nos travaux de thèse ont pour objectif de développer un cadre pour l'intégration des services écosystémiques dans la compensation écologique et de répondre à la question « comment intégrer les services écosystémiques dans la compensation écologique ? ». Nous ne pouvons combler toutes les limites que présente la compensation écologique, toutefois, nous veillerons à respecter les principes qui l'encadrent à travers le développement de ce cadre. De plus, nous puisons dans les recommandations existantes (**section 1.3.3**) pour une intégration

correcte et durable des SE dans la compensation écologique, qui ne supplante pas l'approche pour la biodiversité. Ainsi, les différentes étapes de notre cadre méthodologique sont :

(i) l'identification des SE d'intérêt à inclure dans la compensation écologique, qui s'appuie sur les perceptions et les préférences des différentes parties prenantes et sur une échelle paysagère ;

(ii) l'évaluation de l'acceptabilité sociale des compensations écologiques basées sur la fourniture de SE, afin d'assurer la durabilité de la compensation écologique, et d'éliminer les potentielles sources d'inégalités et de conflits sociaux ;

(iii) l'identification des leviers pratiques pour améliorer la fourniture des SE à travers la compensation écologique, puis la détermination de la relation levier - SE, afin d'estimer l'apport potentiel des scénarios de compensation, tout en privilégiant une évaluation non monétaire ;

(iv) l'évaluation multicritère de différents scénarios de compensation écologique en fonction de leur réussite potentielle (vérification de la faisabilité des scénarios en fonction des conditions environnementales et socioéconomiques), leur fourniture potentielle de SE, les préférences des différentes parties prenantes, l'acceptabilité sociale et le coût économique, avec l'aide d'un OAD.

Plus spécifiquement, nos travaux de thèse portent sur la compensation écologique des mines dans les zones arides d'Asie Centrale. Pourquoi cette région ? Nos travaux s'inscrivent dans une collaboration avec l'entreprise minière uranifère Orano[24]. Celle-ci est implantée dans différentes régions du monde, dont trois pays d'Asie Centrale (ou, selon la définition, proche de l'Asie Centrale, voir dans la partie suivante la **section 1.4.1.2**) : le Kazakhstan[25], la Mongolie[26], et l'Ouzbékistan[27]. D'une part, l'entreprise Orano souhaite se positionner dans une démarche anticipative et proactive vis-à-vis de l'inclusion des SE dans la compensation écologique, cohérente avec l'intérêt international et grandissant pour ce sujet. D'autre part, les zones arides d'Asie Centrale, outre leur richesse en minerais, fournissent des SE importants pour les populations qui y vivent, notamment pour l'élevage. Il s'agit donc d'un territoire d'étude pertinent et intéressant pour vérifier notre cadre méthodologique.

[24] https://www.orano.group/fr
[25] https://www.orano.group/fr/orano-dans-le-monde/kazakhstan
[26] https://www.orano.group/fr/orano-dans-le-monde/mongolie
[27] https://www.orano.group/fr/orano-dans-le-monde/ouzbekistan

1.4. Méthodologie générale de la thèse

Les quatre étapes du cadre méthodologique proposées sont liées aux objectifs sous-jacents de notre objectif général. Afin d'exposer notre stratégie de recherche, nous devons spécifier ces objectifs à travers le contexte des zones arides d'Asie Centrale, et plus précisément du district de Sozak au Kazakhstan, notre cas d'étude. Ces éléments sont apportés dans cette partie et précisent ainsi les méthodes employées à travers notre stratégie de recherche finale.

1.4.1. Cas d'étude dans une zone aride d'Asie Centrale : le district de Sozak dans le sud du Kazakhstan

Nous commençons cette partie avec un aperçu des zones arides mondiales, leur définition, de certaines de leurs caractéristiques et de la richesse des SE qu'elles fournissent. Nous nous concentrons ensuite sur l'Asie Centrale, puis plus particulièrement sur le district de Sozak.

1.4.1.1. Quelques mots sur les zones arides dans le monde

Les zones arides sont de trois types : subhumide, semi-aride et aride (Sörensen, 2007 ; Stringer et Dougill, 2016), selon l'indice d'aridité (**Figure 5** ; Sörensen (2007)). Elles ont toutes un indice inférieur à 0,65 (Stringer et Dougill, 2016 ; White et Nackoney, 2003), calculé par le ratio entre précipitations annuelles moyennes et évapotranspiration annuelle potentielle moyenne (respectivement « P » et « PET » sur la **Figure 5** ; Sörensen (2007)). Les zones arides représentent environ 40% de la surface terrestre (MEA, 2005b ; Stringer et Dougill, 2016 ; White et Nackoney, 2003) et sont présentes sur tous les continents (**Figure 5**).

Environ deux milliards de personnes vivent dans les zones arides (MEA, 2005b ; Stringer et Dougill, 2016 ; White et Nackoney, 2003), soit environ un quart de la population mondiale. Cette population dépend fortement de la présence de pâturages pour les animaux élevés (vaches, moutons, chèvres, chevaux et chameaux) pour la production de viande et de lait (MEA, 2005b ; Stringer et Dougill, 2016 ; White et Nackoney, 2003). Par conséquent, l'utilisation des terres est en grande partie dédiée aux parcours pour les troupeaux (Yirdaw *et al.*, 2017).

Concernant la végétation, la biomasse par unité de surface est la plus faible de toutes les zones terrestres (Yirdaw *et al.*, 2017). Néanmoins, les zones arides abritent une diversité d'espèces végétales et d'écosystèmes (Maestre *et al.*, 2021 ; White et Nackoney, 2003). Elles comportent par exemple des prairies, des zones arbustives ou encore des forêts sèches (Costantini *et al.*, 2016 ; Maestre *et al.*, 2021 ; Stringer et Dougill, 2016), les prairies étant les plus étendues, suivies des zones arbustive (Maestre *et al.*, 2021).

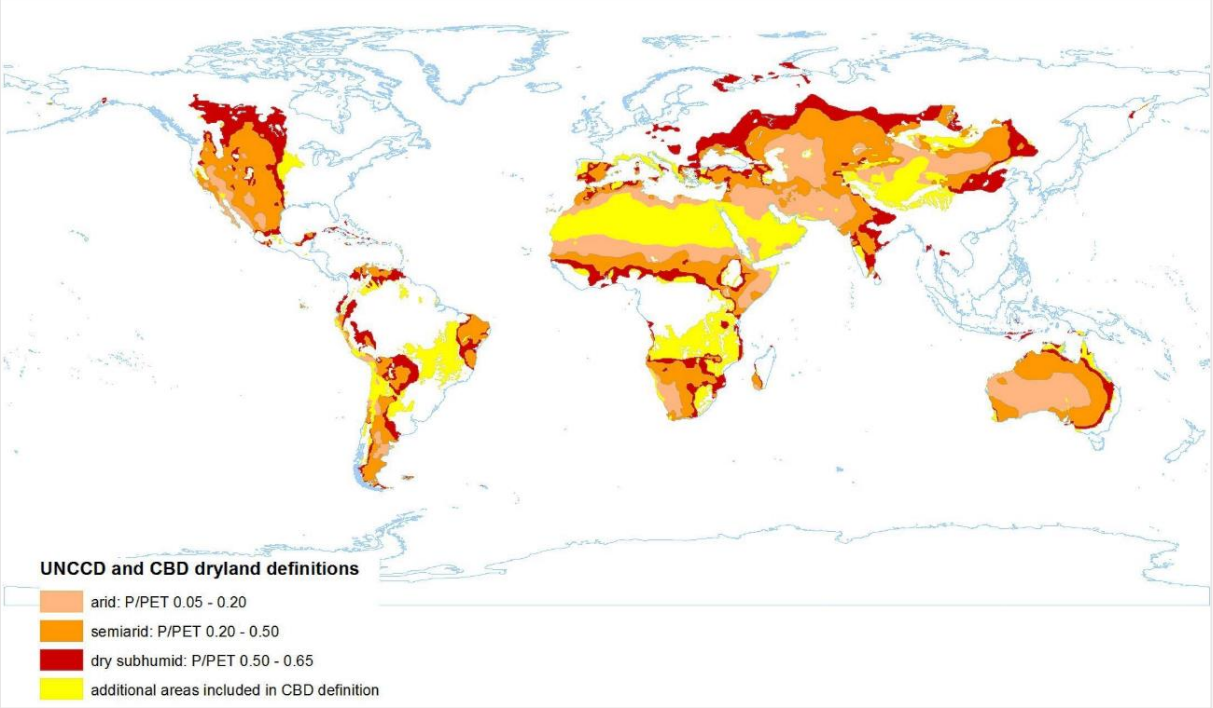


Figure 5. Les zones arides du monde (*World Dryland Areas*, figure de Sörensen (2007). Modifications sur l'image originale : augmentation du contraste). Arid = aride ; semiarid = semi-aride ; drysub-humid = aride subhumide. P/PET = indice d'aridité, calculée ainsi : précipitation (P) / évapotranspiration potentielle (PET)

Les processus écologiques des zones arides, à l'origine de cette végétation, sont particuliers, longs et/ou fragiles. Tout d'abord, la ressource en eau et sa disponibilité varient dans le temps et l'espace, donnant lieu à une distribution éparse de la végétation ainsi contrainte (Costantini *et al.*, 2016). Toutefois, cette hétérogénéité spatiale présente des avantages particuliers, car elle peut amener à des « îlots de fertilité » : la canopée des arbres et/ou des arbustes procure un microclimat plus frais et humide, et la teneur en nutriment des sols et leur humidité sont améliorées (Costantini *et al.*, 2016 ; Maestre *et al.*, 2021 ; Tölgyesi *et al.*, 2020). Ces sites fertiles et localisés facilitent l'installation d'autres espèces végétales sous la canopée (Costantini *et al.*, 2016 ; Tölgyesi *et al.*, 2020). Dans certains cas, d'autres facteurs comme les feux ou le pâturage sont également essentiels pour apporter les nutriments nécessaires aux plantes et à leur croissance (Stringer et Dougill, 2016). Celles-ci sont majoritairement résistantes à la sécheresse, et sont donc, en retour, une source d'alimentation importante pour le bétail et la faune sauvage (Stringer et Dougill, 2016). Ce paragraphe n'est bien sûr pas une description exhaustive des processus écologiques qui ont lieu dans les zones arides, mais, tout comme cette section, avait pour but de donner un aperçu de quelques-uns de leur fonctionnement.

Par ailleurs, les zones arides subissent une réduction de leur couverture végétale (Costantini *et al.*, 2016 ; MEA, 2005b), liée à plusieurs facteurs : surculture, surpâturage, surexploitation des ressources forestières, exploitations minières, etc. (MEA, 2005b ; Stringer et Dougill, 2016). Or, le maintien de la végétation est extrêmement important dans ces régions sujettes à la dégradation des terres et à la désertification (MEA, 2005b). Ces deux phénomènes impactent négativement la fourniture des SE aux populations, et donc leur bien-être, voire, dans certaines régions, leur survie (Costantini *et al.*, 2016 ; MEA, 2005b ; Stringer et Dougill, 2016). Les pertes de SE peuvent être irréversibles dans certaines régions arides du monde (MEA, 2005b).

La diversité des SE fournit par les zones arides

Les zones arides fournissent une gamme variée de SE à leurs populations. En termes de **SE d'approvisionnement**, outre les produits issus des animaux d'élevage, ces territoires procurent de la nourriture grâce aux plantes cultivées (céréales, fruits, légumes) et sauvages (MEA, 2005b ; Schild *et al.*, 2018 ; Stringer et Dougill, 2016 ; White et Nackoney, 2003), ainsi qu'à la chasse du gibier (Stringer et Dougill, 2016). Ils abritent également des ressources médicinales (Schild *et al.*, 2018 ; Stringer et Dougill, 2016) et toute la végétation peut être source d'énergie (bois de chauffe, etc.) et de matériaux de construction (MEA, 2005b ; Schild *et al.*, 2018 ; Stringer et Dougill, 2016 ; White et Nackoney, 2003). Enfin, un SE primordial des zones arides est l'approvisionnement en eau fraîche (MEA, 2005b ; Schild *et al.*, 2018 ; Stringer et Dougill, 2016 ; White et Nackoney, 2003), accessible par les cours d'eau temporaires ou souterrains, et généralement stockée (Stringer et Dougill, 2016).

Concernant les **SE de régulation et maintenance**, les zones arides procurent des habitats pour des espèces uniques et adaptées à ces environnements extrêmes (White et Nackoney, 2003), et contribuent donc au maintien d'une biodiversité importante (Schild *et al.*, 2018). Par ailleurs, elles régulent la qualité de l'eau et ses quantités (notamment en atténuant les inondations) (MEA, 2005b ; Schild *et al.*, 2018). En termes de sols, elles participent au maintien de leur fertilité et au contrôle de l'érosion (Schild *et al.*, 2018). Enfin, elles sont considérées comme des puits de carbone intéressants grâce à leurs vastes étendues (White et Nackoney, 2003 ; Yirdaw *et al.*, 2017).

Finalement, les zones arides procurent une diversité de **SE culturels**, liés aux composantes biotiques et abiotiques des écosystèmes (Teff-Seker et Orenstein, 2019). Etant habitées par depuis des millénaires, de fortes connexions historiques (MEA, 2005b ; Stringer et Dougill, 2016), identitaires (MEA, 2005b ; Yirdaw *et al.*, 2017) et également spirituelles (Stringer et Dougill, 2016) existent entre ces territoires et leurs populations. Ce sont également des lieux vastes, isolés et sauvages dont les paysages sont appréciés (MEA, 2005b ; Schild *et al.*, 2018 ; Stringer et Dougill, 2016 ; White et Nackoney, 2003).

1.4.1.2. Les zones arides d'Asie Centrale

Qu'entendons-nous par « Asie Centrale » ? La manière la plus courante de la définir est de considérer cinq des anciennes républiques soviétiques : l'Ouzbékistan, le Kazakhstan, le Kirghizistan, le Tadjikistan et le Turkménistan (Brunn *et al.*, 2012 ; Gorshenina, 2019). En tenant compte des caractéristiques culturelles, historiques, économiques et environnementales communes, certains incluent la Mongolie (ou le sud seulement), le plateau tibétain et la province de Xinjiang en Chine (Brunn *et al.*, 2012 ; Schmidt, 2017). D'autres provinces de Chine sont parfois considérées, ainsi que le nord-est de l'Iran, etc. (Brunn *et al.*, 2012 ; Gorshenina, 2019 ; Schmidt, 2017). La définition de l'Asie Centrale n'est donc pas fixée, et des désaccords persistent entre différentes disciplines (Brunn *et al.*, 2012). Dans notre étude, nous considérons les pays où Orano est implanté, qui sont, pour rappel : le Kazakhstan, l'Ouzbékistan et la Mongolie.

Une douzaine de **biomes** existent à travers l'Asie Centrale, définis comme des « zones naturelles étendues qui comportent une flore et une faune distincte » (Brunn *et al.*, 2012). Parmi eux, les déserts et les semi-déserts prédominent et s'étendent de la mer Caspienne à l'ouest jusqu'au désert de Gobi en Mongolie à l'est (Brunn *et al.*, 2012) : ce sont les zones arides d'Asie Centrale. La **Figure 6** propose une délimitation approximative et illustrative de leur étendue.

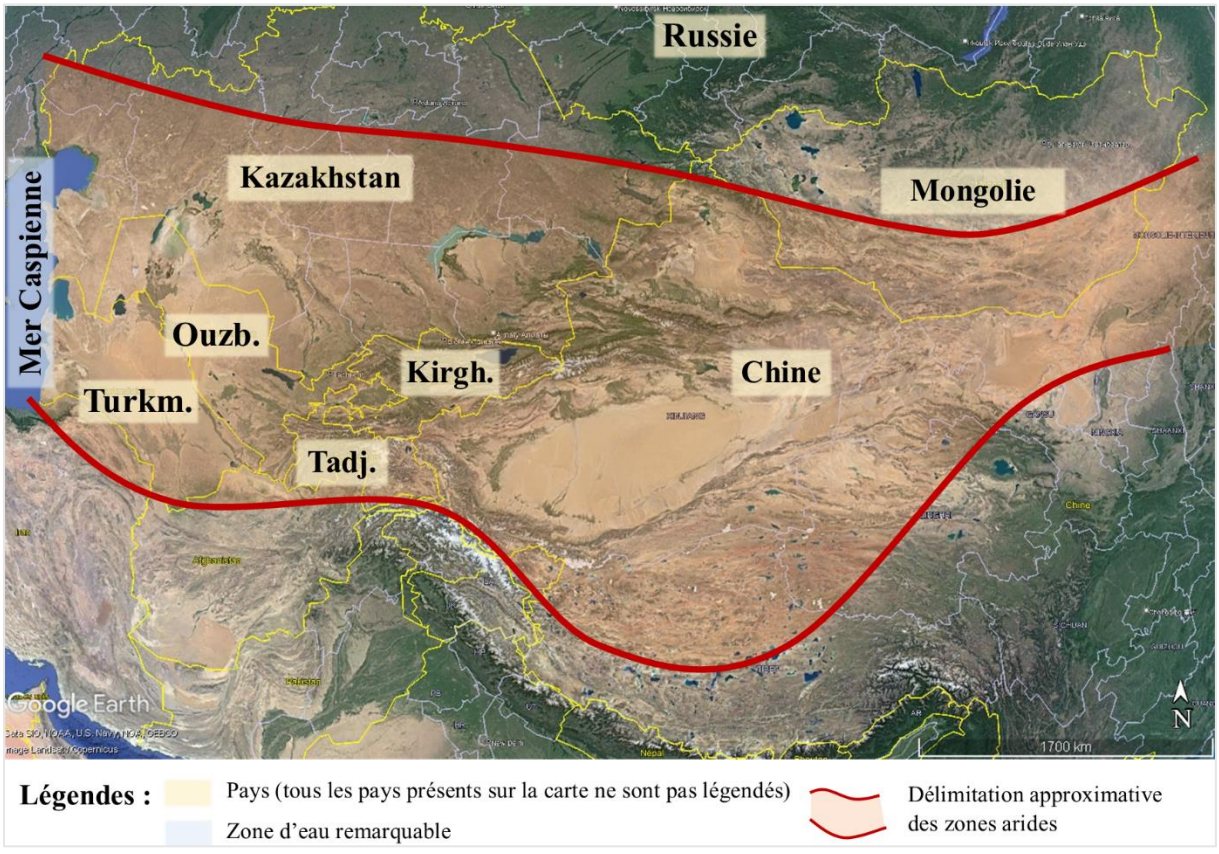


Figure 6. Délimitation approximative des zones arides en Asie Centrale (carte réalisée partir d'une carte de Brunn *et al.* (2012) (Carte 25, page 55)). Ouzb = Ouzbékistan ; Turkm. = Turkménistan ; Kirgh. = Kirghizistan ; Tadj = Tadjikistan. Fond de carte obtenu à partir de Google Earth

Les zones arides d'Asie Centrale sont des déserts froids (Schmidt, 2017) : elles sont dominées par des climats BWk et BSk (Brunn *et al.*, 2012) qui correspondent respectivement à des climats de type aride désertique froid et aride steppique froid (Beck *et al.*, 2018). Ils sont caractérisés par de fortes amplitudes thermiques annuelles, avec des étés très chauds et des hivers très froids (Brunn *et al.*, 2012 ; De Pauw, 2007), et une importante amplitude thermique journalière également (De Pauw, 2007). Les précipitations sont faibles, généralement inférieures à 200 mm/an (Brunn *et al.*, 2012 ; De Pauw, 2007). Les parties désertiques comportent peu de végétation, tandis que les semi-déserts contienne des zones de steppes d'herbacées et de petites pérennes, favorables au pâturage (Brunn *et al.*, 2012).

Plus précisément, la végétation varie en fonction de la longitude et de la latitude. Au nord, elle est majoritairement constituées d'espèces pérennes adaptées aux milieux salés. Toutefois, elle est également prédominée par *Artemisia* spp. au nord-ouest (au Kazakhstan notamment), et par *Anabasis* spp. au nord-est (dans le nord du désert de Gobi en Mongolie) (Schmidt, 2017). Plus au sud, les déserts comprennent en outre des espèces adaptées aux milieux sableux telles que le genre *Haloxylon* spp., appelés « saxauls » (Schmidt, 2017). Au sud-ouest, la végétation est majoritairement dominée par *Haloxylon persicum* (C.A. Mey) Bunge (le saxaul blanc) (en Ouzbékistan et au Turkménistan principalement), et par d'autres ligneuses au sud-est, dont le genre *Ceratoides* spp. (en Chine notamment). Les genres *Haloxylon* spp. et *Ceratoides* spp. sont de la famille des *Chenopodiaceae*, composée principalement d'espèces xérophytes (adaptées aux milieux arides) et halophytes (adaptées aux milieux salés) (Gintzburger *et al.*, 2003). Le genre *Haloxylon* spp. comprend aussi l'espèce *Haloxylon ammodendron* (C.A. Mey) Bunge, le saxaul noir. Ci-après, des photographies montrent deux des genres principaux : *Haloxylon* spp. (**Figure 7** et **Figure 8**) et *Artemisia* spp. (**Figure 9**).

Figure 7. Saxauls noirs dans les zones sableuses du désert de Gobi en Mongolie (province du Dornogobi, sud-est du désert de Gobi). Photographie prise en août 2019. Crédit photo : Samantha Bazan

Figure 8. Zone mixte de saxauls et de petites pérennes, pâturée par des chameaux au Kazakhstan. Photographie prise en novembre 2021. Crédit photo : Annaêl Barnes

Figure 9. Steppe d'*Artemisia* spp. pâturée par des vaches au Kazakhstan. Photographie prise en juillet 2021. Crédit photo : Annaêl Barnes

1.4.1.3. Zone d'étude : le district minier de Sozak dans le sud du Kazakhstan

Parmi les zones arides d'Asie Centrale où l'entreprise Orano est implantée, nous avons cherché à appliquer notre cadre méthodologique dans le district de Sozak au Kazakhstan. Le Kazakhstan est divisé en provinces (*oblystar* en kazakh, *oblys* en russe), elles-mêmes subdivisées en districts (*audan* en kazakh, *rayon* en russe). Notre zone d'étude, le district de Sozak, est situé au nord de la province de Turkestan (anciennement la province du sud du Kazakhstan) (46°1'18,00''- 43°23'44,1'' N et 67°6'10,19'' – 69°20'31,4'' E) (**Figure 10**). La population de la province de Turkestan est de 2,7 millions habitants, et celle du district de Sozak de 62000 habitants (KATCO, 2020), soient des densités de population de 23 habitants/km^2 et de 1,5 habitants/km^2, respectivement. Les villages sont concentrés dans les piémonts de Karatau et au bord de la rivière Shu (**Figure 10**), la partie centrale, le désert de Muyunkum (**Figure 10**), n'étant pas habitée de manière permanente.

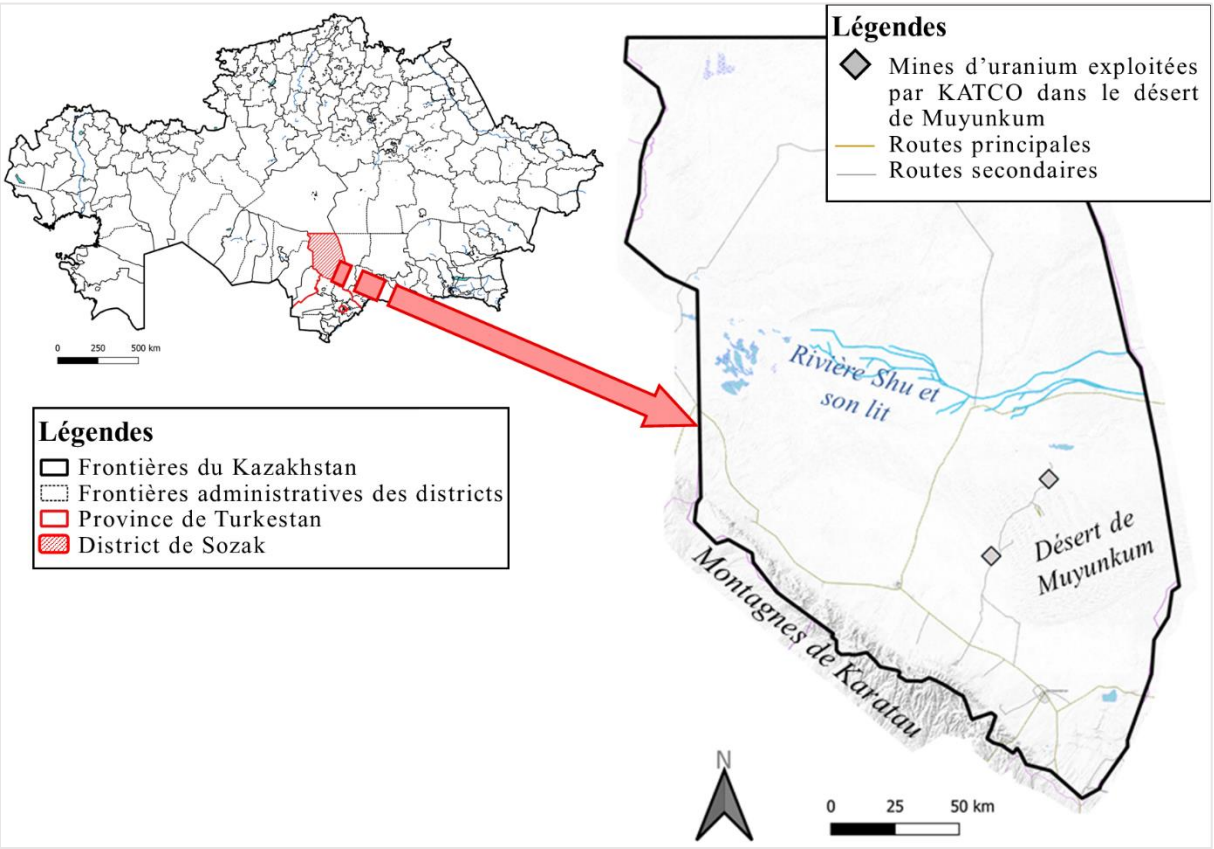


Figure 10. Localisation de la province de Turkestan et du district de Sozak dans le Kazakhstan. Eléments paysagers dans le district de Sozak, routes et localisation des mines d'uranium exploitée par KATCO. Fond de carte : Open Topological Map

Des conditions environnementales extrêmes

Le climat dans le district de Sozak est de type BWk (aride désertique froid) et BSk (aride steppique froid) (Brunn *et al.*, 2012 : carte 23, page 46). Les précipitations annuelles moyennes sont inférieures à 200-250 mm/an (Brunn *et al.*, 2012 (carte 24 page 54) ; Robinson et Milner-Gulland, 2003), et les températures fluctuent de -30°C en hiver à +40°C en été. Le district est compris dans le biome désertique (Brunn *et al.*, 2012 (Carte 25 page 55) ; Robinson et Milner-Gulland, 2003) et est majoritairement composé de zones arbustives, mais également de pâturages d'herbacées, des zones de sol nu et des zones cultivées (Yan *et al.*, 2020).

La diversité des paysages

Bien que compris dans le biome désertique, le district de Sozak est en fait composé d'une mosaïque de paysages différents. Ce paragraphe est riche en photographies, qui illustrent cette diversité. En commençant par le sud, les **montagnes de Karatau** (qui signifie « la montagne noire ») (**Figure 11**) et ses piémonts (**Figure 12**), sont situés au sud-ouest du district (**Figure 10**). Il s'agit de la zone la plus humide et la plus fraîche du district de Sozak. Les piémonts et certaines parties de la montagne peuvent servir de pâturage (**Figure 11**). Toutefois, la partie montagneuse comporte la réserve naturelle de Karatau[28], interdite d'accès.

Figure 11. Partie accessible des montagnes de Karatau. Dans le creux des reliefs, un troupeau de moutons et de chèvres pâturent. Photographie prise en juin 2021. Crédit photo : Annaêl Barnes

[28] https://en.unesco.org/biosphere/aspac/karatau

Figure 12. Piémonts de Karatau. Photographie prise en mai 2022. Crédit photo : Annaêl Barnes

Au sud du désert de Muyunkum (**Figure 10**), le sud-est du district partage avec la région voisine une **zone de lacs et d'étangs**, qui comprend le grand lac salé de Kyzylkol (signifie « ange rouge ») (**Figure 13**).

Figure 13. Lac de Kyzylkol. Photographie prise en juillet 2021. Crédit photo : Annaêl Barnes

Le désert de Muyunkum (**Figure 10**) (en kazakh : « du sable jusqu'au cou » (Kerven *et al.*, 2008)) est une zone sableuse, composée de dunes et de zones arbustives (**Figure 14**), dont *Haloxylon ammodendron* (Kerven *et al.*, 2016 ; Robinson et Milner-Gulland, 2003), *Haloxylon persicum*, et *Calligonum* spp. (Kerven *et al.*, 2016, 2008 ; Robinson et Milner-Gulland, 2003). Ce sont des pâturages d'hiver importants (**Figure 15**), grâce à la végétation pérenne qui peut être pâturée même en cas de neige abondante (Robinson et Milner-Gulland, 2003). *Haloxylon ammodendron* notamment est une source importante de protéines pour les animaux pendant cette période (Kerven *et al.*, 2016).

Figure 14. Dunes du désert de Muyunkum. Photographie prise en mai 2022. Crédit photo : Annaêl Barnes

Figure 15. Cheval pâturant dans le désert de Muyunkum. Photographie prise en novembre 2021. Crédit photo : Annaêl Barnes

Au nord du désert de Muyunkum et au sud de la rivière Shu (**Figure 10**) s'étend une **zone aux sols argileux et salés** composée de plantes halophytes (Kerven *et al.*, 2016). La **rivière Shu** prend forme dans les montagnes du Kirghizistan. La zone riparienne est inondée au printemps et se couvre de roseaux (*Phragmites* spp.), et d'espèces des genres *Artemisia* spp., *Agrophyron* spp., et *Festucca* spp. (Kerven *et al.*, 2008, 2016). Les roseaux sont pâturés par le bétail et coupés par les habitants des villages pour constituer des stocks de fourrage d'hiver (Kerven *et al.*, 2016).

Figure 16. Veau dans la plaine d'inondation de la rivière Shu. Photographie prise en juillet 2021. Crédit photo : Annaêl Barnes

A l'ouest et au sud du désert de Muyunkum (**Figure 10**) se trouvent des **zones de steppes**. Elles sont plutôt composées d'herbacées et de végétation rase qui servent principalement de pâturage. Elles permettent également la mise en place de zones cultivées (Brunn *et al.*, 2012).

Figure 17. Steppes à l'est de Karatau. Photographie prise en juin 2021. Crédit photo : Annaêl Barnes

Au nord de la rivière Shu la **steppe de Betpak-Dala**, aussi appelée plaine ou désert de Betpak-Dala (en kazakh : « la steppe malade/souffrante », également connue en russe comme « la steppe de la faim » (Kerven *et al.*, 2008)) se prolonge jusqu'au-delà des frontières du district (Kerven *et al.*, 2008, 2016). Il s'agit d'une zone argileuse avec peu de reliefs (Robinson et Milner-Gulland, 2003). Elle comporte peu de végétation, qui est dominée par des espèces pérennes de type *Artemisia* spp. et *Salsola* spp. (Robinson et Milner-Gulland, 2003). Au printemps toutefois, de nombreuses espèces éphémères y poussent, et sont d'importantes sources de protéines pour les animaux d'élevage (Kerven *et al.*, 2016).

L'élevage kazakh et du district de Sozak

Le Kazakhstan est un territoire d'élevage. Les animaux élevés sont les chèvres, les moutons, les vaches, les chevaux et les chameaux, et les produits qui en sont issus sont variés : viande, produits laitiers, laine, cuir, etc. (Ferret, 2018 ; Fileccia *et al.*, 2010). Ci-après, un court historique de l'élevage au Kazakhstan permet de contextualiser les pratiques actuelles, ainsi que les modes d'utilisation des pâturages dans le district de Sozak.

L'environnement steppique et désertique du Kazakhstan est adapté au pastoralisme mobile (Ferret, 2018). Par conséquent, le pastoralisme nomadique a longtemps été l'activité principale du peuple kazakh (Alimaev, 2003 ; Ferret, 2018). Néanmoins, il a commencé à décliner vers 1850 (Alimaev, 2003 ; Robinson et Milner-Gulland, 2003), tout d'abord avec la colonisation russe et la volonté de sédentarisation des nomades qui l'a accompagnée (Alimaev, 2003 ; Ferret, 2018). Par la suite, l'Union Soviétique a mené en 1929 une collectivisation des troupeaux (Alimaev, 2003 ; Behnke Jr., 2003 ; Ferret, 2018 ; Robinson et Milner-Gulland, 2003), à l'origine de grandes famines (Alimaev, 2003 ; Ferret, 2018). Toutefois, l'échec de la sédentarisation complète des nomades a donné lieu à partir de 1940 à un système d'élevage sédentaire permettant des transhumances sur de longues distances (Alimaev, 2003 ; Ferret, 2018 ; Robinson et Milner-Gulland, 2003). Dès lors, les modèles de gestion typiques étaient basés sur des fermes d'Etat soviétiques, les *sovkhozes*, qui avaient des pâturages distincts pour chaque saison (Alimaev, 2003 ; Wright *et al.*, 2003). La mobilité des troupeaux était le rôle d'individus spécialisés : les bergers (Wright *et al.*, 2003), l'élevage et l'accompagnement des troupeaux ne concernait plus l'ensemble de la population (Ferret, 2018). Après l'indépendance en 1991, les bâtiments, les pâturages et les puits qui appartenaient aux *sovkhozes* sont abandonnés (Kerven *et al.*, 2016). Dès lors, une privatisation des troupeaux a eu lieu (Ferret, 2018), ainsi qu'une formalisation des droits fonciers (Kerven *et al.*, 2016), surtout à partir de 1995 (Behnke Jr., 2003). Par exemple, les *sovkhozes* sont devenus des coopératives privatisées en 1996 (Behnke Jr., 2003).

Aujourd'hui, les kazakhs ont en majorité un mode de vie sédentaire (Ferret, 2018 ; Robinson et Milner-Gulland, 2003). Toutefois, les populations rurales continuent de pratiquer l'élevage, au moins pour leur consommation personnelle (Ferret, 2018). Dans ces cas-là, l'élevage n'est pas la principale source de revenus (Wright *et al.*, 2003) et la mobilité des troupeaux est limitée à la périphérie des village (Behnke Jr., 2003 ; Wright *et al.*, 2003). Dans les zones rurales, il existe également des « grands éleveurs » : leur source de revenus principale est issue de l'élevage, et ils possèdent entre 150 et 300 têtes, voire plus (Wright *et al.*, 2003). Il s'agit généralement des coopératives, habituellement organisées en familles (Behnke Jr., 2003) et qui possèdent des fermes en dehors des villages (Behnke Jr., 2003 ; Wright *et al.*, 2003). Leurs animaux peuvent pâturer sur les terrains de la ferme (Wright *et al.*, 2003), mais ces larges troupeaux ont généralement une mobilité importante (Behnke Jr., 2003). Ils sont par exemple déplacés dans les montagnes en été, et dans les déserts sableux en hiver (Wright *et al.*, 2003). Outre l'élevage, certaines coopératives cultivent également du fourrage d'hiver (Wright *et al.*, 2003). Ces groupes d'individus, qui possèdent de grands troupeaux et qui colonisent les pâturages éloignés ayant appartenu à l'Etat Soviétique sont appelé les « nouvelles élites pastorales » (Ferret, 2018 ; Kerven *et al.*, 2016).

Dans le district de Sozak, l'élevage est l'une des activités économiques principales. Nous n'avons malheureusement pas de données précises et chiffrées spécifiques à l'élevage du district, toutefois certaines informations sont disponibles pour la province de Turkestan. Les animaux élevés dans la province sont, dans l'ordre d'importance : les vaches, les moutons, les chevaux, les chèvres et les chameaux (Ferret, 2018, d'après le recensement agricole national de 2006 effectué par l'Agence des statistiques de la République du Kazakhstan). En 2009, environ 3 400 000 chèvres et moutons y étaient élevés, ainsi que 700 000 vaches (**Figure 18**) et 150 000 chevaux (pas de données disponibles sur les chameaux) (Fileccia *et al.*, 2010). Par ailleurs, la province de Turkestan était en 2018 la région enregistrant le plus de coopératives (élevage et culture confondus) (OECD, 2019, d'après le comité des statistiques du Ministère de l'économie de la République du Kazakhstan, 2018).

En outre, plusieurs modes d'accès aux pâturages existent depuis 2003 (Kerven *et al.*, 2016), issues des réformes foncières, et s'appliquent dans le district de Sozak : le libre accès (terres de réserve de l'Etat qui ne sont pas encore privatisée : par exemple, certaines zones de la steppe de Betpak-Dala) ; l'accès communal (autour des villages, sous le contrôle de l'*Akimat*, l'équivalent de la mairie) ; la location court-terme (auprès du *Leskhoz*, qui sont les autorités forestières étatiques et qui contrôlent notamment les pâturages du désert de Muyunkum) ; et la location long-terme sur 49 ans sur les territoires d'anciens *sovkhozes* (Kerven *et al.*, 2016).

Figure 18. Troupeau de vaches, chèvres et moutons dans le district de Sozak. Photographie prise en juillet 2021. Crédit photo : Annaêl Barnes

Le secteur minier du Kazakhstan, les exploitations minières uranifères dans le désert de Muyunkum et leurs impacts environnementaux

L'exploitation minière est l'autre activité économique principale du district de Sozak. En effet, le sous-sol du Kazakhstan est riche en ressources minérales, telles que le pétrole, le gaz, l'uranium, le charbon, le cuivre, le zinc, l'or, le chrome, le manganèse, ou encore le fer (*Baltic Cleantech Alliance*, 2016 ; *Global Business Reports*, 2015). En 2016, le secteur extractif a contribué à près de 30 % du PIB du pays (Lengellé *et al.*, 2018). En outre, le Kazakhstan possède 12 % des ressources d'uranium mondiale (*World Nuclear Association*, 2022). Le pays est depuis 2009 le plus gros producteur, et contribue depuis 2019 à plus de 40% de la production mondiale de la ressource (*World Nuclear Association*, 2022). La région minière de Chu-Syrdarya, dans laquelle se trouve le district de Sozak, a été découverte et explorée entre 1971 et 1991, et est aujourd'hui la plus grande région minière d'uranium du pays (Fyodorov, 2002).

Dans le district de Sozak, la coentreprise franco-kazakhe KATCO (Kazatomprom[29] – Orano) possède les mines des gisements de Muyunkum et de Tortkuduk dans le désert sableux de Muyunkum (localisées sur la **Figure 10**). Elle exploite l'uranium par la technique *In Situ Recovery* (ISR). Cette méthode fonctionne en circuit fermé, et implique l'injection par des puits (**Figure 19**)

[29] Compagnie minière nationale du Kazakhstan pour l'exploration, l'exploitation et la commercialisation de l'uranium

d'une solution de lixiviation composée d'acide dilué et d'eau, qui dissout l'uranium qui peut alors être pompé à la surface (KATCO, 2020). La solution est acheminée jusqu'à l'usine de traitement, où l'uranium est extrait et concentré (KATCO, 2020). La solution acide sans uranium est réinjectée dans les puits (KATCO, 2020). La méthode ISR s'est répandu depuis 1990 pour l'extraction de l'uranium, et est utilisée notamment pour les minerais situés entre deux couches de sol imperméables (KATCO, 2020).

Figure 19. Champs de puits dans le permis minier de KATCO (zone de Tortkuduk), dans le désert de Muyunkum. Photographie prise en mai 2022. Crédit photo : Annaêl Barnes

Par rapport aux mines à ciel ouvert ou souterraines, cette technique a moins d'impacts environnementaux (Fyodorov, 2002 ; Seredkin *et al.*, 2016). Il existe toutefois des risques de contaminations souterraines (Seredkin *et al.*, 2016), et elle nécessite le défrichage de la végétation en surface (**Figure 19** et **Figure *20***). Or, nous avons expliqué précédemment que le maintien de la couverture végétale est primordial dans les zones arides, pour limiter la dégradation des terres et la désertification (MEA, 2005b), et la perte de SE précieux pour les populations (Costantini *et al.*, 2016 ; MEA, 2005b ; Stringer et Dougill, 2016). Par exemple, la mise en place d'une mine peut limiter les espaces de pâturages pour les troupeaux, ou encore, la réduction de la couverture végétale peut favoriser l'érosion éolienne des dunes, etc. Entre autres, le genre *Haloxylon* spp., présent dans le désert de Muyunkum, est utilisé en bois de chauffe, mais est également connu pour

stabiliser les dunes, prévenir de l'érosion des sols et fournir des habitats ombragés pour d'autres espèces, animales comme végétales (Khaulenbek *et al.*, 2018 ; Schmidt, 2017). Les *Calligonum* spp. sont également des espèces d'importance pour la stabilisation du sable de ces déserts (Gintzburger *et al.*, 2003, page 53). Il ne s'agit là que d'un petit échantillon de la diversité végétale du désert de Muyunkum et des SE qu'elle permet, afin d'illustrer notre propos.

Figure 20. Vue sur la mine de Tortkuduk (zone nue au loin) depuis une dune dans le désert de Muyunkum. Photographie prise en mai 2022. Crédit photo : Annaêl Barnes

La compensation écologique par plantation

Au Kazakhstan, la compensation écologique des mines ISR est menée par plantation. Elle est encadrée par l'article 54 du code forestier de la République du Kazakhstan, qui stipule que les exploitants miniers sont tenus de « procéder à des plantations compensatoires forestières d'une superficie double de celle de la zone utilisée [pour l'exploitation de l'uranium par méthode ISR] » (*Republic of Kazakhstan*, 2021). L'approche utilisée est donc surfacique.

Grâce à des entretiens menés auprès de personnes travaillant chez Orano et chez KATCO (voir **Annexe 2.11 du chapitre 2** : ce guide d'entretien avait été utilisé pour la collecte d'autres données exploitées dans le **chapitre 2** de résultats), nous avons pu préciser la méthode de compensation écologique requise. Avant 2020, aucune compensation écologique n'était légiférée au Kazakhstan. Il s'agit donc d'une réglementation encore très récente. A présent, dès l'obtention

d'une licence pour l'extraction de l'uranium par la technique ISR, une plantation compensatoire réglementaire doit être effectué dans les trois ans qui suivent. Pour la licence du nouveau permis *South Tortkuduk*[30], KATCO doit réaliser 11 929 ha de plantation forestière, qui correspondent au double de la surface de la licence d'exploitation, qui est supérieure à la surface défrichée.

Les acteurs impliqués dans la compensation écologique sont : les autorités régionales (*Akimat* de la province de Turkestan), qui décident notamment de la localisation de la plantation ; les autorités forestières et environnementales régionales et locales (*Leskhoz* de la province de Turkestan et du district de Sozak) ; les entreprises sous-traitant la plantation, les fournisseurs (graines, etc.) et les entreprises sous-traitant la supervision technique de la plantation (KATCO ne peut gérer une plantation d'une telle surface et n'a pas les compétences nécessaire en foresterie), et KATCO, qui dans le cas présent finance les 11 929 ha de plantation.

Celle-ci doit comporter 80% de saxauls et 20% d'autre(s) espèce(s), selon une décision de l'*Akimat* de Turkestan. Pour estimer la compensation réussie, 75% des arbres/arbustes doivent avoir survécu pendant ces trois ans et avoir atteint une certaine hauteur en cinq ans. Par exemple, les saxauls doivent mesurer 0,5 m à 0,8 m en fonction de la classe des individus mesurés (la classe de l'individu dépend de la qualité des graines utilisées, analysées au préalable dans la ville d'Almaty ; une taille moins importante est acceptée pour les individus d'une meilleure classe). A la suite des trois ans de plantation et de croissance, la plantation doit être entretenue pendant quatre ans. Au total, la compensation écologique mobilise donc sept années.

D'après nos entretiens, tout n'est pas encore clair dans la législation kazakhe concernant les attentes des autorités nationales et régionales vis-à-vis de la compensation écologique. Les chiffres indiqués dans ce paragraphe, pourraient donc changer à l'avenir. Il n'a pas été précisé si l'espèce de saxaul plantée devait être *H. ammodendron* et/ou *H. persicum*. Toutefois, d'après une discussion informelle avec les autorités forestières du district de Sozak, les deux espèces ne sont habituellement jamais mélangées dans les plantations. La densité de plantation ne nous a pas été précisée. A titre d'information, la compensation écologique en Mongolie requière également la plantation de saxauls dans le désert de Gobi, à une densité de 3 300 individus/ha. *A priori*, la densité de plantation exigée au Kazakhstan pourrait être moins importante.

En outre, au moment des entretiens, KATCO n'était toujours pas fixé sur l'endroit où devra être réalisée la plantation compensatoire. L'*Akimat* de Turkestan a identifié plusieurs zones, sachant que 95% de la plantation doit être effectuée dans la province de Turkestan. Le district de Sozak fait donc partie des zones potentielles de compensation identifiées. Dernièrement, la

[30] https://www.orano.group/fr/actus/actualites-du-groupe/2022/aout/kazakhstan-nouveau-permis-minier-accord-pour-katco

plantation compensatoire devait être effectuée en ceinture verte, autour de la ville de Turkestan, centre religieux du pays. Il s'agissait d'un projet de plantation à grande échelle impliquant plusieurs entreprises devant compenser leurs impacts, dont KATCO. Toutefois, cette demande n'était pas confirmée en 2022, et la localisation de la compensation était encore en cours de décision.

Il semblerait que la plantation de saxauls soit commune en Asie Centrale, autant au Kazakhstan (Meshkov *et al.*, 2009 ; Salmukhanbetova *et al.*, 2021 ; Zhaglovskaya *et al.*, 2017) (**Figure 21**) qu'en Mongolie (Mülhenberg *et al.*, 2006) et en Ouzbékistan (Stanturf *et al.*, 2020). Les pays des anciennes républiques soviétiques surtout ont une longue expérience dans la plantation et la gestion de cette espèce, notamment au Turkménistan (Mülhenberg *et al.*, 2006). Au Kazakhstan par exemple, les problématiques liées à l'érosion des sols ont mené à la mise en place de plantations à grande échelle d'*Haloxylon* spp. dès 1968 (Meshkov *et al.*, 2009). La compensation écologique au Kazakhstan s'inspire donc de cette méthode habituelle et pratiquée depuis 50 ans.

Figure 21. Plantation de saxauls noirs (*H. ammodendron*) dans le district de Sozak. Photographie prise en mai 2022. Crédit photo : Annaêl Barnes

1.4.2. Stratégie de recherche finale et méthodologie associée

A l'issue de notre cadre conceptuel, nous nous sommes posés la question générale suivante : « **comment intégrer les services écosystémiques dans la compensation écologique ?** ». Afin d'y répondre, nous nous sommes appuyés sur l'hypothèse que les différents éléments méthodologiques apportés par la littérature (**section 1.3.3** et **encart n°8**) permettent **le développement d'un cadre méthodologique fiable et adéquat pour l'intégration durable des SE dans la compensation écologique**. Dès lors, nous avons pu construire les différentes étapes nécessaires à notre démarche (fin de la **section 1.3.3**). Pour rappel, elles sont :

(i) **l'identification des SE d'intérêt à inclure dans la compensation écologique**, qui s'appuie sur les perceptions et les préférences des différentes parties prenantes et sur une échelle paysagère ;

(ii) **l'évaluation de l'acceptabilité sociale des compensations écologiques** basées sur la fourniture de SE, afin d'assurer la durabilité de la compensation écologique, et d'éliminer les potentielles sources d'inégalités et de conflits sociaux ;

(iii) **l'identification des leviers pratiques pour améliorer la fourniture des SE** à travers la compensation écologique, puis **la détermination de la relation levier - SE**, afin d'estimer l'apport potentiel des scénarios de compensation, tout en privilégiant une évaluation non monétaire ;

(iv) **l'évaluation multicritère de différents scénarios de compensation écologique** en fonction de leur réussite potentielle (vérification de la faisabilité des scénarios en fonction des conditions environnementales et socioéconomiques), leur fourniture potentielle de SE, les préférences des différentes parties prenantes, l'acceptabilité sociale, et le coût économique, avec l'aide d'un OAD.

Ces étapes, adaptées au contexte de notre cas d'étude, donnent lieu à notre stratégie de recherche finale. Toutefois, celle-ci est également guidée par les contextes scientifique, partenarial et réglementaire dans lesquels s'inscrit cette thèse, et qu'il convient donc de présenter.

1.4.2.1. Contexte scientifique, partenarial et réglementaire

Nos travaux s'inscrivent dans un partenariat entre l'entreprise Orano, plus exactement la BU (*Business Unit*) Mine d'Orano, et l'Unité de Recherche (UMR) Selmet[31] (Système d'Elevage Méditerranéens et Tropicaux) du CIRAD[32] (Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement). Cette thèse est ainsi sous la direction de l'UMR Selmet, qui

[31] https://umr-selmet.cirad.fr/
[32] https://www.cirad.fr/

travaille sur la transition durable des activités d'élevage et qui s'intéresse notamment aux élevages pastoraux. Elle appréhende l'élevage à différentes échelles, de l'animal au territoire. Cette thèse est également co-dirigée par l'UMR Amap[33] (botAnique et Modélisation de l'Architecture des Plantes et des végétation), qui mène des recherches variées sur les plantes, la diversité végétale et les SE en mobilisant botanique, écologie, agronomie et foresterie.

La combinaison des compétences des deux UMR nous a permis d'adopter une approche interdisciplinaire, nécessaire pour traiter notre sujet. En effet, l'UMR Selmet a apporté la dimension sociale essentielle à nos travaux, notamment pour l'implication des habitants du district de Sozak, en majorité éleveurs, pour saisir et intégrer leur point de vue sur les SE et la compensation écologique. La compréhension de l'élevage et de l'utilisation des pâturages est en effet primordiale pour élaborer des scénarios de compensation adaptés aux usages des territoires. L'association entre les deux UMR a permis dans un second temps l'évaluation biophysique d'un bouquet de SE, grâce à leurs expertises respectives et qui peuvent se chevaucher : par exemple, sur les ressources pastorales et fourragère par l'UMR Selmet, et sur les SE liés aux sols et à la biodiversité par l'UMR Amap.

En outre, le contexte réglementaire de la compensation écologique au Kazakhstan, centré sur la végétation, a également guidé notre stratégie de recherche. Par exemple, bien que des impacts puissent avoir lieu en souterrain (**section 1.4.1.3**), nous portons notre étude sur les impacts et les éléments de surface (ou, au maximum, les premiers cm du sol), et majoritairement sur la végétation. Cette orientation de nos protocoles était cohérente avec les disciplines portées par les UMR Selmet et Amap.

Enfin, le contexte partenarial de nos travaux de thèse implique une opérationnalisation du cadre méthodologique proposé par une approche réplicable facilement tout en restant fiable. De fait, les méthodes mobilisées dans notre cadre doivent être conçues de manière à être compréhensibles et facilement réalisables par des non-spécialistes.

1.4.2.2. Questions et objectifs

Au regard de notre question de recherche initiale et de notre objectif général, et des contextes géographique, scientifique, partenarial et règlementaire dans lesquels notre étude prend place, nous pouvons exposer nos objectifs spécifiques et les questions de recherche sous-jacentes associées.

[33] https://amap.cirad.fr/

Question Q1 : quelle est la vision des différents acteurs sur la fourniture des services écosystémiques dans le district de Sozak ?

Il s'agit ici d'**identifier les SE d'intérêt produits par les paysages du district de Sozak, selon la vision des différentes parties prenantes** (**objectif O1**). Notre premier objectif spécifique est donc similaire à l'intitulé de l'étape (i) du cadre méthodologique, et contribue directement à sa réalisation. De fait, à travers cet objectif, nous cherchons à déterminer les SE à inclure dans la compensation écologique, en nous appuyant d'une part sur les perceptions et les préférences de différentes parties prenantes. En effet, nous pensons que différents groupes de bénéficiaires peuvent amener des perspectives différentes sur les SE (**hypothèse H1.1**) (Stringer et Dougill, 2016 ; Tallis *et al.*, 2015), par exemple en fonction des catégories socio-économiques (Cáceres *et al.*, 2015), du genre (Cifuentes-Espinosa *et al.*, 2021), et/ou du secteur d'activité (Garrido *et al.*, 2017), etc. Il est donc essentiel de prendre en compte cette diversité afin de ne pas créer d'inégalités sociales à travers la compensation écologique (Griffiths *et al.*, 2019). D'autre part, nous nous appuyons sur l'échelle paysagère, en supposant que certains SE sont spécifiques à certaines **unités paysagères** (UP) (**H1.2**) (Cifuentes-Espinosa *et al.*, 2021 ; Sinare *et al.*, 2016 ; Vialatte *et al.*, 2019). Une UP est une partie du territoire étudié, homogène du point de vue de la topographie et de l'occupation du sol et son utilisation (Sinare *et al.*, 2016). En identifiant les SE à travers les différents paysages du district de Sozak, nous serons en mesure de déterminer les SE produits par le désert de Myunkum et donc potentiellement impactés par les activités minières qui y sont développées.

Question Q2 : quelle est l'acceptabilité sociale des parties prenantes locales pour différentes pratiques de compensation basées sur les services écosystémiques ?

L'**acceptabilité sociale** est définie comme un « assentiment de la population à un projet ou à une décision résultant du jugement collectif que ce projet ou cette décision est supérieur aux alternatives connues, incluant le *statu quo* » (Gendron, 2014).

A l'issue de l'identification des SE d'intérêt pour les parties prenantes impliquées et des SE potentiellement impactés par les mines, nous pouvons établir un ensemble de pratiques de compensation écologique (plantation, réserve naturelle, etc.) qui pourraient contribuer à la fourniture de ces SE. L'**objectif O2** correspond à **l'évaluation de l'acceptabilité sociale de ces pratiques de compensation écologique basées sur la fourniture de SE**, et à l'étape (ii) du cadre méthodologique. Ainsi, il vise à s'assurer de la durabilité des pratiques proposées au regard de leur adéquation avec les dimensions socioéconomiques et culturelle du district de Sozak. Au regard de l'importance de l'élevage dans le district, nous nous attendons à ce que des pratiques liées à cette activité, permettant par exemple l'amélioration des ressources pastorales ou

fourragères, soient bien accueillies, et inversement (**H2.1**). A travers l'évaluation de l'acceptabilité sociale des pratiques de compensation, nous souhaitons également vérifier que les SE réellement attendus de la compensation écologique sont bien les mêmes que les services potentiellement impactés par les activités minière (**H2.2**), identifiés lors de l'étape (i).

Question Q3 : quelle est la relation entre végétation naturelle et la fourniture de services écosystémiques ?

Avant tout, il est important de préciser la différence entre fourniture **potentielle** (que nous ciblons dans nos travaux) et **effective** : chaque écosystème a un potentiel pour produire certains SE, mais l'effectivité de ces derniers dépend de l'action de l'homme (Müller *et al.*, 2016). Müller *et al.* (2016) prennent l'exemple d'un écosystème forestier, dont les arbres fournissent potentiellement du bois, mais doivent être coupés puis utilisés (par exemple en bois de chauffe, pour la construction, etc.) pour que le SE d'approvisionnement en bois soit effectif.

L'étape (iii) du cadre méthodologique cherche d'abord à identifier des leviers pour améliorer la fourniture potentielle des SE à travers la compensation écologique. Dans notre cas, le contexte réglementaire du Kazakhstan impose les leviers principaux à étudier : il s'agit de la végétation naturellement présente dans le district. Notre **objectif spécifique O3** a donc pour but d'**évaluer la fourniture potentielle de SE par cette végétation**. Il s'agit de la seconde partie de l'étape (iii), qui permettra, à terme, de prédire le niveau de SE qui pourrait être apporté par la compensation écologique, et de l'ajuster pour tenter d'atteindre le NNL de SE. A travers notre **objectif O3**, nous émettons une **hypothèse principale H3** selon laquelle la densité, la couverture et/ou la diversité de la végétation agiss(en)t positivement sur la fourniture des SE du district de Sozak. En effet, la végétation des zones arides d'Asie Centrale est à l'origine de nombreux SE (Schmidt, 2017). Plus spécifiquement cependant, l'importance socioéconomique et culturelle des déserts du Kazakhstan n'est que peu étudiée. Dans le cas du district de Sozak, l'**hypothèse H3** s'appuie donc surtout sur les nombreuses études existantes autour du saxaul, présent dans les zones arides du Kazakhstan (Kleine *et al.*, 2009 ; Schmidt, 2017 ; Stanturf *et al.*, 2020 ; Turdieva *et al.*, 2007). Ce dernier contribue à de nombreux SE d'approvisionnement (fourniture de bois pour les résidents locaux et de fourrage pour leurs animaux d'élevage) et de régulation et maintenance (stabilisation des dunes, stockage de carbone, création d'habitat pour les autres espèces) (Buras *et al.*, 2012 ; Khaulenbek *et al.*, 2018 ; Meshkov *et al.*, 2009 ; Schmidt, 2017 ; Zhang *et al.*, 2020). Précisons toutefois que, comme le montre la **section 1.4.1.3**, d'autres espèces végétales peuplent également le district de Sozak. Par conséquent, nous tiendrons compte de cette diversité dans la réalisation de l'**objectif O3** et ne nous concentrerons donc pas uniquement sur le saxaul.

Question Q4 : finalement, quel(s) scénario(s) pourrai(en)t compenser la perte des services écosystémiques liée aux activités minières, tout en étant accepté(s) socialement et faisable(s) techniquement et économiquement ?

Considérant les résultats qui découleront des trois étapes précédentes, nous devrons chercher à construire un ou plusieurs **scénarios** de compensation écologique (constitué d'une ou plusieurs pratiques de compensation écologique dans une unité paysagère) qui : sont faisables techniquement, c'est-à-dire que les conditions environnementales et socioéconomiques rendent possible leur réalisation et assurent, au moins théoriquement, les résultats de la compensation écologique (nous appellerons ce critère « succès ») ; fournissent un niveau au moins égal de SE potentiellement impactés par les activités minières pour tenter d'atteindre le NNL de SE (résultats issus des étapes (i) et (iii)) ; satisfont les différentes parties prenantes en fonction des SE apportés pour éviter inégalités et conflits sociaux (résultats de l'étape (i)) ; sont acceptés socialement par les résidents locaux (selon les résultats de l'étape (ii)) ; et dont le coût économique ne soit pas prohibitif pour l'entreprise. Il s'agit de la dernière étape de notre cadre méthodologique. Notre **objectif spécifique O4** est donc **d'évaluer différents scénarios de compensation écologique en fonction du succès, du NNL de SE, de la satisfaction des différents acteurs, de l'acceptabilité sociale et du coût**, de **les comparer** et de trouver un compromis, le cas échéant, entre ces critères. La partie qui découlera de la question **Q4** sera ainsi une forme de synthèse des trois étapes précédentes. L'**objectif O4** s'appuient donc également sur les hypothèses des objectifs **O1**, **O2** et **O3**.

1.4.2.3. La diversité des méthodes employée et structuration du manuscrit

Afin de répondre à la question générale soulevée par notre sujet et ses questions sous-jacentes, la méthodologie de la thèse est variée et mobilise différentes disciplines. Cette diversité est résumée dans cette partie, par objectif spécifique.

De plus, ce manuscrit est rédigé sous forme de thèse par articles. Par conséquent, les matériels et méthodes utilisés pour chacun de nos objectifs sont décrits en détail dans les chapitres de résultats. Ces derniers sont au nombre de quatre (**chapitre 2** – **chapitre 5**) et correspondent chacun à un objectif spécifique et une question de recherche sous-jacente. Nous détaillons donc également, dans cette partie, l'organisation de nos chapitres de résultats par rapport aux questions posées. La démarche scientifique globale et la correspondance objectif – question – hypothèse(s) – méthodologie - chapitre est récapitulée dans le **Tableau 1**.

Les **objectifs O1** et **O2**, par la volonté de recueillir les perceptions sur les SE et sur la compensation écologique, ne peuvent être réalisés que par le biais d'entretiens auprès des acteurs concernés. Dans les deux cas, les entretiens étaient semi-directifs. Dans le cadre de l'**objectif O1**, nous avons mené 57 entretiens en juin et juillet 2021 dans huit villages du district de Sozak, répartis dans les différentes UP, et auprès de différentes parties prenantes locales (autorités locales, anciens, éleveurs, etc.). Une large liste de SE préétablie permettait la discussion autour de la perception des participants à propos des services d'approvisionnement, de régulation et maintenance et culturels fournit pas les paysages du district de Sozak. Cette liste n'était pas fermée, afin de n'omettre aucun SE important pour les personnes enquêtées. Les questions étaient accompagnées de l'utilisation de cartes pour localiser la fourniture des SE et comprendre l'utilisation du territoire par l'homme et les troupeaux. A travers une méthode d'analyse mobilisant le logiciel NVivo (QSR International Pty Ltd., 2020), pour le traitement et l'analyse de données qualitatives et le logiciel statistique R (R Core Team, 2022) pour la réalisation d'analyses multidimensionnelles, nous avons identifié les SE d'intérêt et vérifié la perception des SE en fonction des paysages, des catégories d'acteur, et du genre des participants. Il s'agit de la première partie de notre **chapitre 2**, constituée de notre article publié « ***Improving Biodiversity Offset Schemes through the Identification of Ecosystem Services at a Landscape Level*** [34]».

L'**objectif O1** a également nécessité la réalisation d'une seconde série d'entretiens, issue d'un questionnaire distinct, auprès de personnes travaillant chez KATCO et Orano. Ainsi, nous souhaitions recueillir également la perception des acteurs miniers sur les SE du district de Sozak, les impacts et les services pouvant ou devant être ciblés à travers la compensation. Elles sont détaillées dans la seconde partie du **chapitre 2**, « **La vision de KATCO et Orano sur les services écosystémiques fournis par le désert de Muyunkum et ciblés à travers la compensation écologique** », rédigée sous forme de résultats complémentaires.

Pour l'**objectif O2**, nous avons effectué 36 entretiens entre novembre et décembre 2021, dans un sous-échantillon des villages ciblés lors de la première enquête (**O1**) et auprès des mêmes acteurs locaux. Chaque pratique de compensation élaborée à partir de l'étape (i) était discutée en fonction de l'intérêt qu'elle représentait pour le participant, des bénéfices attendus, des contraintes associées, et selon les modalités acceptées (espèce, irrigation, etc.). Dans sa dernière partie, notre guide d'entretien s'inspirait de méthodes de classement existantes dans l'étude de l'acceptabilité sociale (Hajjar *et al.*, 2014 ; Khosravi Mashizi et Sharafatmandrad, 2020 ; Kosorić *et al.*, 2019 ; Sanyé-Mengual *et al.*, 2018 ; Williams, 2011 ; Yuan *et al.*, 2015). Les données d'entretien ont été analysées distinctement pour : évaluer l'acceptabilité sociale des différentes pratiques de compensation proposées à partir des classements ; étudier les points de consensus et de dissensus

[34] https://doi.org/10.3390/land12010202

autour des modalités ; et vérifier quels SE étaient attendus des pratiques acceptées. Ces résultats constituent le **chapitre 3** de notre manuscrit, rédigé au format article : « **Acceptabilité sociale de pratiques de compensation écologique et services écosystémiques attendus : le cas du district minier de Sozak au Kazakhstan** ».

La réalisation de l'**objectif O3**, a privilégié, comme conseillé dans la littérature, une évaluation non-monétaire des SE. Nous avons ainsi porté notre choix vers une évaluation biophysique des SE, qui semblait d'ailleurs la plus adéquate pour répondre à la **question Q3**. A partir des SE d'intérêt identifiés à travers l'**objectif O1** et selon les expertises apportées par les UMR Selmet et Amap, nous avons ciblé onze services et déterminé 33 indicateurs pour les évaluer (voir la **section 1.3.3.7** sur les méthodes d'évaluation et les indicateurs). Au cours du mois de mai 2022, nous avons effectué des prélèvements de biomasse et de sol (analysés *a posteriori* en laboratoire) et des inventaires de végétation dans 45 sites d'études à travers différentes UP du district de Sozak, afin de caractériser la végétation et de constituer nos indicateurs de SE. Notre analyse de données a mobilisé le logiciel R (R Core Team, 2022) pour une analyse multidimensionnelle et diverses analyses statistiques, dans le but d'étudier les liens entre les caractéristiques de la végétation (strate, densité, couverture, diversité), les indicateurs de SE et les UP. Notre démarche et les résultats obtenus sont détaillés dans le **chapitre 4** de cette thèse, « **Effet des caractéristiques de la végétation naturelle sur la fourniture de services écosystémiques à travers les paysages arides du district de Sozak dans le sud du Kazakhstan** », rédigé au format article.

Enfin, pour atteindre l'**objectif O4**, nous avons développé un OAD qui permet spécifiquement l'évaluation de scénarios de compensation écologique en fonction des cinq critères : succès, NNL de SE, satisfaction des différents acteurs, acceptabilité sociale et coût. Cet outil est basé sur les logiciels Excel et R, ne demande aucune compétence spécifique et est complètement et facilement paramétrable par l'utilisateur. Afin de répondre à la **question Q4**, nous avons paramétré l'OAD à partir de nos données de terrain, ainsi que des données issues de la littérature. Dans le cadre de nos travaux, nous n'avions pas réalisé d'étude économique des pratiques de compensation : ce critère n'a donc pas été renseigné. Dès lors, nous avons pu : comparer différents scénarios de compensation écologique ; évaluer les pertes potentielles de SE dues à la mise en place d'une mine ; et identifier un scénario permettant de compenser pour les pertes potentielles de SE, tout en optimisant les trois autres critères. Nous avons également comparé ce scénario avec un scénario de plantation forestière compensatoire telle que requise dans la loi kazakhe. L'utilisation de l'OAD et les résultats qui en sont issus font l'objet du **chapitre 5**, également au format article et intitulé « **Evaluation multicritère de scénarios de compensation écologique d'implantations minières dans les zones arides d'Asie Centrale** ».

Tableau 1. Tableau récapitulatif de la démarche scientifique de la thèse

Problématique	Actuellement, les SE ne sont pas ou sont mal pris en compte dans l'élaboration et la mise en œuvre des mesures compensatoires. Pourtant, il s'agit d'une recommandation internationale, et la littérature suggère que cette intégration limiterait les impacts sociaux issus des projets d'aménagement et de la compensation écologique, et permettrait d'appréhender un ensemble plus représentatif de la biodiversité. Une méthodologie claire pour leur considération dans les mécanismes compensatoires, aujourd'hui manquante, est donc nécessaire.			
Question centrale	**Comment intégrer les services écosystémiques dans la compensation écologique ?**			
Objectif général	**Développer un cadre méthodologique précis et approprié pour l'intégration correcte et durable des services écosystémiques dans la compensation écologique :** il s'appuie sur des recommandations issues de la littérature. Il est testé dans un cas d'étude dans une zone aride d'Asie Centrale, le district de Sozak au Kazakhstan, où les activités économiques principales sont l'élevage et l'exploitation minière.			
Objectifs spécifiques	**O1** : identifier les SE d'intérêt produits par les paysages du district de Sozak selon la vision de différents acteurs	**O2** : évaluer l'acceptabilité sociale de pratiques de compensation basées sur les SE	**O3** : évaluer la fourniture potentielle de SE par la végétation naturelle du district de Sozak	**O4** : réaliser une comparaison multicritère de plusieurs scénarios de compensation écologique
Questions sous-jacentes	**Q1** : quelle est la vision des différents acteurs sur la fourniture des SE dans le district de Sozak ?	**Q2** : quelle est l'acceptabilité sociale des acteurs locaux pour ces pratiques de compensation ?	**Q3** : quelle est la relation entre végétation naturelle et fourniture de SE ?	**Q4** : quels scénarios pourraient compenser la perte des SE tout en étant acceptés socialement et faisables techniquement ?
Hypothèses	**H1.1** : différents groupes d'acteurs ont des perceptions différentes de la fourniture de SE **H1.2** : certains SE sont spécifiques à certaines UP	**H2.1** : les pratiques liées à l'élevage sont bien acceptées **H2.2** : les SE attendus sont les mêmes que ceux potentiellement impactés par les activités minières	**H3** : la fourniture de SE est positivement impactée par la densité, la couverture et/ou la diversité de la végétation	La construction de l'OAD s'appuie sur les hypothèses **H1.1**, **H1.2**, **H2.1** et **H3**
Collecte des données	Entretiens semi-directifs	Entretiens semi-directifs	Inventaire de végétation, prélèvement de biomasse et de sols analysés en laboratoire	Développement d'un OAD et paramétrage selon les données de terrain et de la littérature
Analyses des données	Nombre de mentions par SE et analyses multidimensionnelles	Classement des pratiques, nombre de mentions par SE et analyses multidimensionnelles	Analyses statistiques et multidimensionnelles	Utilisation de l'OAD
Chapitre	**Chapitre 2**	**Chapitre 3**	**Chapitre 4**	**Chapitre 5**

Références du Chapitre 1

Albert, C., Aronson, J., Fürst, C., Opdam, P., 2014. Integrating ecosystem services in landscape planning: requirements, approaches, and impacts. Landscape Ecol 29, 1277–1285. https://doi.org/10.1007/s10980-014-0085-0

Alimaev, I., 2003. Transhumant ecosystems. Fluctuations in seasonal pasture productivity., in: Kerven, C. (Ed.), Prospects for Pastoralism in Kazakhstan and Turkmenistan. From State Farms to Private Flocks. London, pp. 31–51.

Apostolopoulou, E., Adams, W.M., 2017. Biodiversity offsetting and conservation: reframing nature to save it. Oryx 51, 23–31. https://doi.org/10.1017/S0030605315000782

Bagstad, K.J., Semmens, D.J., Waage, S., Winthrop, R., 2013. A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation. Ecosystem Services 5, 27–39. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.07.004

Ball, I., Possingham, H., 2000. Marxan (v1.8.2). Marine Reserve Design using Spatially Explicit Annealing. A Manual Prepared for The Great Barrier Reef Marine Park Authority.

Baltic Cleantech Alliance, 2016. The report on mining for UNCSD 18 (Republic of Kazakhstan).

Balvanera, P., Quijas, S., Martín-Lopez, B., Barrios, E., Dee, L., Isbell, F., Durance, I., White, P., de Groot, R., 2016. Biodiversity and ecosystem services, in: Potschin, M., Haines-Young, R., Fish, R., Turner, R.K. (Eds.), Routledge Handbook of Ecosystem Services. New-York, NY, pp. 45–61.

BBOP, 2012a. Biodiversity Offset Design Handbook-Updated, BBOP. ed. Washington, D.C.

BBOP, 2012b. Standard on Biodiversity Offsets, BBOP. ed. Washington, D.C.

BBOP, 2012c. Resource Paper: No Net Loss and Loss-Gain Calculations in Biodiversity Offsets.

BBOP, 2009. Appendices, in: Biodiversity Offset Design Handbook. Washington, D.C.

Beck, H.E., Zimmermann, N.E., McVicar, T.R., Vergopolan, N., Berg, A., Wood, E.F., 2018. Present and future Köppen-Geiger climate classification maps at 1-km resolution. Sci Data 5, 180214. https://doi.org/10.1038/sdata.2018.214

Behnke Jr., R.H., 2003. Reconfiguring property rights and land use, in: Kerven, C. (Ed.), Prospects for Pastoralism in Kazakhstan and Turkmenistan. From State Farms to Private Flocks. London, pp. 75–107.

Bennett, G., Gallant, M., 2017. State of Biodiversity Mitigation 2017. Markets and Compensation for Global Infrastructure Development.

Bidaud, C., Schreckenberg, K., Jones, J.P.G., 2018. The local costs of biodiversity offsets: Comparing standards, policy and practice. Land Use Policy 77, 43–50. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.05.003

Bidaud, C., Schreckenberg, K., Rabeharison, M., Ranjatson, P., Gibbons, J., Jones, JuliaP.G., 2017. The Sweet and the Bitter: Intertwined Positive and Negative Social Impacts of a Biodiversity Offset. Conservat Soc 15, 1. https://doi.org/10.4103/0972-4923.196315

Bigard, C., 2018. Eviter - Réduire - Compenser : d'un idéal conceptuel aux défis de mise en oeuvre. Une analyse pluridisciplinaire et multi-échelle. (Ecologie des communautés). Université de Montpellier, Montpellier, France.

Biswas, B., Chakraborty, D., Timsina, J., Bhowmick, U.R., Dhara, P.K., Ghosh (Lkn), D.K., Sarkar, A., Mondal, M., Adhikary, S., Kanthal, S., Patra, K., Sarkar, S., Parsad, R., Ray, B.R., 2022. Agroforestry offers multiple ecosystem services in degraded lateritic soils. Journal of Cleaner Production 365, 132768. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132768

Blanc, I., Friot, D., Margni, M., Jolliet, O., 2008. Towards a new index for environmental sustainability based on a DALY weighting approach. Sust. Dev. 16, 251–260. https://doi.org/10.1002/sd.376

Bond, J., Millar, J., Ramos, J., 2020. Livelihood benefits and challenges of community reforestation in Timor Leste: implications for smallholder carbon forestry schemes. Forests, Trees and Livelihoods 29, 187–204. https://doi.org/10.1080/14728028.2020.1798817

Brunn, S.D., Toops, S.W., Gilbreath, R., 2012. The Routledge Atlas of Central Asian Affairs, Routledge. ed. London, UK.

Bull, J.W., Hardy, M.J., Moilanen, A., Gordon, A., 2015. Categories of flexibility in biodiversity offsetting, and their implications for conservation. Biological Conservation 192, 522–532. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.08.003

Bull, J.W., Lloyd, S.P., Strange, N., 2017. Implementation Gap between the Theory and Practice of Biodiversity Offset Multipliers: Multipliers and biodiversity offsets. CONSERVATION LETTERS 10, 656–669. https://doi.org/10.1111/conl.12335

Bull, J.W., Milner-Gulland, E.J., Suttle, K.B., Singh, N.J., 2014. Comparing biodiversity offset calculation methods with a case study in Uzbekistan. Biological Conservation 178, 2–10. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.07.006

Bull, J.W., Suttle, K.B., Gordon, A., Singh, N.J., Milner-Gulland, E.J., 2013. Biodiversity offsets in theory and practice. Oryx 47, 369–380. https://doi.org/10.1017/S003060531200172X

Buras, A., Wucherer, W., Zerbe, S., Noviskiy, Z., Muchitdinov, N., Shimshikov, B., Zverev, N., Schmidt, S., Wilmking, M., Thevs, N., 2012. Allometric variability of Haloxylon species in Central Asia. Forest Ecology and Management 274, 1–9. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.02.023

Burton, M., Rogers, A., Richert, C., 2017. Community acceptance of biodiversity offsets: evidence from a choice experiment. Aust J Agric Resour Econ 61, 95–114. https://doi.org/10.1111/1467-8489.12151

Cáceres, D.M., Tapella, E., Quétier, F., Díaz, S., 2015. The social value of biodiversity and ecosystem services from the perspectives of different social actors. E&S 20, art62. https://doi.org/10.5751/ES-07297-200162

Calvet, C., Le Coent, P., Napoleone, C., Quétier, F., 2019. Challenges of achieving biodiversity offset outcomes through agri-environmental schemes: Evidence from an empirical study in Southern France. Ecological Economics 163, 113–125. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.03.026

CICES, 2018. Common International Classification of Ecosystem Services Version 5.1. URL https://cices.eu/ (accessed 1.10.20).

Cifuentes-Espinosa, J.A., Feintrenie, L., Gutiérrez-Montes, I., Sibelet, N., 2021. Ecosystem services and gender in rural areas of Nicaragua: Different perceptions about the landscape. Ecosystem Services 50, 11. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101294

Costa, A., 2018a. Histoire de la compensation (Entretien avec Christophe Bonneuil), in: La Nature Comme Marchandise. Une Série d'entretiens. Grenoble, France, pp. 41–53.

Costa, A., 2018b. Quantifier la nature (Entretien avec Virginie Maris), in: La Nature Comme Marchandise. Une Série d'entretiens. Grenoble, France, pp. 98–109.

Costantini, E.A.C., Branquinho, C., Nunes, A., Schwilch, G., Stavi, I., Valdecantos, A., Zucca, C., 2016. Soil indicators to assess the effectiveness of restoration strategies in dryland ecosystems. Solid Earth 7, 397–414. https://doi.org/10.5194/se-7-397-2016

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 387, 253–260. https://doi.org/10.1038/387253a0

Costanza, R., de Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., Farber, S., Grasso, M., 2017. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? Ecosystem Services 28, 1–16. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008

Daily, G.C., 1997. Nature's Services: Societal Dependence On Natural Ecosystems, Island press. ed. Washington, D.C.

De Pauw, E., 2007. Principal biomes of Central Asia, in: Lal, R., Suleimenov, M., Stewart, B.A., Hansen, D.O., Doraiswamy, P. (Eds.), Climate Change and Terrestrial Carbon Sequestration in Central Asia. London, UK.

Doswald, N., Barcellos Harris, M., Jones, M., Pilla, E., Mulder, I., 2012. Biodiversity offsets: voluntary and compliance regimes. A review of existing schemes, initiatives and guidance for financial institutions. UNEP-WCMC & UNEP FI, Cambridge, UK & Geneva, Switzerland.

Ehrlich, P., Ehrlich, A., 1981. Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species, Random House. ed. New-York, NY.

Ehrlich, P.R., Mooney, H.A., 1983. Extinction, Substitution, and Ecosystem Services. BioScience 33, 248–254. https://doi.org/10.2307/1309037

Ekstrom, J., Bennun, L., Mitchell, R., 2015. A cross-sector guide for implementing the Mitigation Hierarchy. https://doi.org/10.1163/9789004322714_cclc_2015-0013-003

European Environment Agency, 2023. An introduction to habitats [WWW Document]. URL https://www.eea.europa.eu/en/topics/in-depth/biodiversity/an-introduction-to-habitats (accessed 4.19.23).

Ferret, C., 2018. Mobile pastoralism a century apart: continuity and change in south-eastern Kazakhstan, 1910 and 2012. Central Asian Survey 37, 503–525. https://doi.org/10.1080/02634937.2018.1484698

Fileccia, T., Jumabayeva, A., Nazhmidenov, K., 2010. Highlights on four livestock sub-sectors in Kazakhstan - Sub-sectoral cross-cutting features and issues. FAO Investment Centre Division, Rome, Italy.

Fisher, B., Turner, R.K., Morling, P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. Ecological Economics 68, 643–653. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014

Freeman, O.E., Duguma, L.A., Minang, P.A., 2015. Operationalizing the integrated landscape approach in practice. E&S 20, art24. https://doi.org/10.5751/ES-07175-200124

Fyodorov, G.V., 2002. Uranium production and the environment in Kazakhstan. Presented at the International symposium on the uranium production cycle and the environment, International Atomic Energy Agency.

Garrido, P., Elbakidze, M., Angelstam, P., Plieninger, T., Pulido, F., Moreno, G., 2017. Stakeholder perspectives of wood-pasture ecosystem services: A case study from Iberian dehesas. Land Use Policy 60, 324–333. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.10.022

Gendron, C., 2014. Penser l'acceptabilité sociale : au-delà de l'intérêt, les valeurs. Communiquer. Revue de communication sociale et publique 117–129. https://doi.org/10.4000/communiquer.584

Geneletti, D., Scolozzi, R., Adem Esmail, B., 2018. Assessing ecosystem services and biodiversity tradeoffs across agricultural landscapes in a mountain region. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management 14, 188–208. https://doi.org/10.1080/21513732.2018.1526214

Gibbons, P., Ayers, D., Seddon, J., Doyle, S., Briggs, S., 2005. BioMetric. Verson 1.8. A Terrestrial Biodiversity Assessment Tool for the NSW Property Vegetation Plan Developer. Operational Manual.

Gibbons, P., Briggs, S.V., Ayers, D., Seddon, J., Doyle, S., Cosier, P., McElhinny, C., Pelly, V., Roberts, K., 2009. An operational method to assess impacts of land clearing on terrestrial biodiversity. ecological indicators.

Gintzburger, G., Toderich, K., Mardonov, B., Mahmudov, M., 2003. Rangelands of the arid and semi-arid zones in Uzbekistan, Hors Collection. CIRAD - ICARDA, Montpellier, France.

Global Business Reports, 2015. Kazakhstan's mining industry. Steppe by Steppe. Engineering and Mining Journal.

Gómez-Baggethun, E., Barton, D.N., Berry, P., Dunford, R., Harrison, P.A., 2016. Concepts and Methods in Ecosystem Services Valuation, in: Potschin, M., Haines-Young, R., Fish, R., Turner, R.K. (Eds.), Routledge Handbook of Ecosystem Services. New-York, NY, pp. 15–24.

Gordon, A., Bull, J.W., Wilcox, C., Maron, M., 2015. Perverse incentives risk undermining biodiversity offset policies. J Appl Ecol 52, 532–537. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12398

Gorshenina, S., 2019. Central Asia: a term open for discussion, in: Sabouret, J.-F. (Ed.), The Asian Side of the World : Editorials on Asia and the Pacific 2002-2011, CNRS Alpha. CNRS Éditions, Paris, pp. 405–408. https://doi.org/10.4000/books.editionscnrs.12687

Grêt-Regamey, A., Altwegg, J., Sirén, E.A., van Strien, M.J., Weibel, B., 2017. Integrating ecosystem services into spatial planning—A spatial decision support tool. Landscape and Urban Planning 165, 206–219. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.05.003

Griffiths, V.F., Bull, J.W., Baker, J., Milner-Gulland, E.J., 2019. No net loss for people and biodiversity. Conservation Biology 33, 76–87. https://doi.org/10.1111/cobi.13184

Haines-Young, R., Potschin, M., 2018. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1. Guidance on the Application of the Revised Structure. Fabis consulting, Nottingham, UK.

Hajjar, R., McGuigan, E., Moshofsky, M., Kozak, R.A., 2014. Opinions on strategies for forest adaptation to future climate conditions in western Canada: surveys of the general public and leaders of forest-dependent communities. Can. J. For. Res. 44, 1525–1533. https://doi.org/10.1139/cjfr-2014-0142

Hassan, F., Levrel, H., Scemama, P., Vaissiere, A.-C., 2015. Le cadre de gouvernance américain des mesures compensatoires pour les zones humides, in: Editions Quae (Ed.), Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement, Synthèses. Versailles, France, pp. 45–57.

IFC, 2012. Performance Standard 6: Biodiversity Conservation and Sustainable Management of Living Natural Resources. International Finance Corporation. World Bank Group, Washington, D.C.

IPBES, 2019. Le rapport de l'évaluation mondiale de la biodiversité et des services écosystémiques. Résumé à l'intention des décideurs., IPBES secretariat. ed. Bonn, Germany.

Jacob, C., Vaissiere, A.-C., Bas, A., Calvet, C., 2016. Investigating the inclusion of ecosystem services in biodiversity offsetting. Ecosystem Services 21, 92–102. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.07.010

Jax, K., 2016. Briefing Note 23.2. Ecosystem services and ethics, in: Potschin, M., Haines-Young, R., Fish, R., Turner, R.K. (Eds.), Routledge Handbook of Ecosystem Services. New-York, NY, pp. 301–303.

Karimi, A., Yazdandad, H., Fagerholm, N., 2020. Evaluating social perceptions of ecosystem services, biodiversity, and land management: Trade-offs, synergies and implications for landscape planning and management. Ecosystem Services 45, 11.

KATCO, 2020. Corporate Social Responsability report. Delivering on our sustainability agenda.

Kearney, S.P., Fonte, S.J., García, E., Siles, P., Chan, K.M.A., Smukler, S.M., 2019. Evaluating ecosystem service trade-offs and synergies from slash-and-mulch agroforestry systems in El Salvador. Ecological Indicators 105, 264–278. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.032

Kerven, C., Robinson, S., Behnke, R., Kushenov, K., Milner-Gulland, E.J., 2016. A pastoral frontier: From chaos to capitalism and the re-colonisation of the Kazakh rangelands. Journal of Arid Environments 127, 106–119. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.11.003

Kerven, C., Shanbaev, K., Alimaev, I., Smailov, A., Smailov, K., 2008. Livestock Mobility and Degradation in Kazakhstan's Semi-Arid Rangelands, in: Behnke, R. (Ed.), The Socio-Economic Causes and Consequences of Desertification in Central Asia, NATO Science for Peace and Security Series. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 113–140. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8544-4_6

Khaulenbek, A., Ihanbai, Kh., Batkhuu, N., 2018. Saxauls forests in Mongolia. Ecosystem, resource, values. Institute of Geography and Geoecology. Division for Desertification Study, Ulaanbaatar, Mongolia.

Khosravi Mashizi, A., Sharafatmandrad, M., 2020. Assessing ecological success and social acceptance of protected areas in semiarid ecosystems: A socio-ecological case study of Khabr National Park, Iran. Journal for Nature Conservation 57, 125898. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125898

Kiesecker, J.M., Copeland, H., Pocewicz, A., McKenney, B., 2009a. Development by design: blending landscape-level planning with the mitigation hierarchy. Front Ecol Environ 8, 261–266. https://doi.org/10.1890/090005

Kiesecker, J.M., Copeland, H., Pocewicz, A., Nibbelink, N., McKenney, B., Dahlke, J., Holloran, M., Stroud, D., 2009b. A Framework for Implementing Biodiversity Offsets: Selecting Sites and Determining Scale. BioScience 59, 77–84. https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.1.11

Kleine, M., Colak, A.H., Kirca, S., Sagheb-Talebi, K., Orozumbekov, A., Lee, D.K., 2009. Rehabilitating forest landscapes in West and Central Asia. A synthesis, in: Lee, D.K., Kleine, M. (Eds.), Keep Asia Green. Vienna, Austria.

Kosorić, V., Huang, H., Tablada, A., Lau, S.-K., Tan, H.T.W., 2019. Survey on the social acceptance of the productive façade concept integrating photovoltaic and farming systems in high-rise public housing blocks in Singapore. Renewable and Sustainable Energy Reviews 111, 197–214. https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.04.056

Kujala, H., Whitehead, A.L., Morris, W.K., Wintle, B.A., 2015. Towards strategic offsetting of biodiversity loss using spatial prioritization concepts and tools: A case study on mining impacts in Australia. Biological Conservation 192, 513–521. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.08.017

Landsberg, F., Treweek, J., Stickler, M.M., Henninger, N., Venn, O., 2013. Weaving ecosystem services into impact assessment. World Resources Institute.

Lapeyre, R., Froger, G., Hrabanski, M., 2015. Biodiversity offsets as market-based instruments for ecosystem services? From discourses to practices. Ecosystem Services 15, 125–133. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.10.010

Lengellé, J.-F., Park, Y., Bloch, F., Kupina, L., Olson, O., Trimouillas, P.-E., 2018. Reforming Kazakhstan: Progress, Challenges and Opportunities, Project Insights.

Lolli, S., Di Girolamo, P., 2015. Principal Component Analysis Approach to Evaluate Instrument Performances in Developing a Cost-Effective Reliable Instrument Network for Atmospheric Measurements. Journal of Atmospheric and Oceanic Technology 32, 1642–1649. https://doi.org/10.1175/JTECH-D-15-0085.1

Madsen, B., Carroll, N., Kandy, D., Bennett, G., 2011. 2011 Update: State of Biodiversity Markets. Forest Trends, Washington, DC.

Maestre, F.T., Benito, B.M., Berdugo, M., Concostrina-Zubiri, L., Delgado-Baquerizo, M., Eldridge, D.J., Guirado, E., Gross, N., Kéfi, S., Le Bagousse-Pinguet, Y., Ochoa-Hueso, R., Soliveres, S., 2021. Biogeography of global drylands. New Phytol 231, 540–558. https://doi.org/10.1111/nph.17395

Mandle, L., Douglass, J., Denu, D., Sharp, R., 2015. OPAL. Offset Portfolio Analyzer and Locator. Version 1.1.0. A tool for integrating biodiversity and ecosystem services into impact assessment and offset portfolio design. User's Guide.

Mandle, L., Douglass, J., Lozano, J.S., Sharp, R.P., Vogl, A.L., Denu, D., Walschburger, T., Tallis, H., 2016. OPAL: An open-source software tool for integrating biodiversity and ecosystem services into impact assessment and mitigation decisions. Environmental Modelling & Software 84, 121–133. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.06.008

Mann, C., 2015. Strategies for sustainable policy design: Constructive assessment of biodiversity offsets and banking. Ecosystem Services 16, 266–274. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.07.001

Maron, M., Hobbs, R.J., Moilanen, A., Matthews, J.W., Christie, K., Gardner, T.A., Keith, D.A., Lindenmayer, D.B., McAlpine, C.A., 2012. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. Biological Conservation 155, 141–148. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.003

Maron, M., Ives, C.D., Kujala, H., Bull, J.W., Maseyk, F.J.F., Bekessy, S., Gordon, A., Watson, J.E.M., Lentini, P.E., Gibbons, P., Possingham, H.P., Hobbs, R.J., Keith, D.A., Wintle, B.A., Evans, M.C., 2016. Taming a Wicked Problem: Resolving Controversies in Biodiversity Offsetting. BioScience 66, 489–498. https://doi.org/10.1093/biosci/biw038

McKenney, B.A., Kiesecker, J.M., 2010. Policy Development for Biodiversity Offsets: A Review of Offset Frameworks. Environmental Management 45, 165–176. https://doi.org/10.1007/s00267-009-9396-3

MEA, 2005a. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.

MEA, 2005b. Ecosystems and Human Well-being: Desertification Synthesis. World Resources Institute, Washington, D.C.

Meshkov, V.V., Baizakov, S.B., Yeger, A.V., 2009. Forest Rehabilitation in Kazakhstan, in: Keep Asia Green. pp. 83–129.

Moilanen, A., Kotiaho, J.S., 2018. Fifteen operationally important decisions in the planning of biodiversity offsets. Biological Conservation 227, 112–120. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.002

Moilanen, A., Kujala, H., Mikkonen, N., 2020. A practical method for evaluating spatial biodiversity offset scenarios based on spatial conservation prioritization outputs. Methods Ecol Evol 11, 794–803. https://doi.org/10.1111/2041-210X.13381

Moreau, C., 2019. Mettre en débat l'état de référence. Analyse des représentations des dynamiques paysagères au prisme des services écosystémiques (Géographie humaine). Université de Montpellier, Montpellier.

Mülhenberg, M., Batkhishig, T., Dashzeveg, Ts., Drößler, L., Neusel, B., Tsogtbaatar, J., 2006. Lessons From Tree Planting Initatives in Mongolia (Document de travail No. 37795), Mongolia Discussion Papers, East Asia and Pacifi c Environment and Social Development Department. World Bank, Washington, D.C.

Müller, F., Burkhard, B., Hou, Y., Kruse, M., Ma, L., Wangai, P., 2016. Indicators for ecosystem services, in: Potschin, M., Haines-Young, R., Fish, R., Turner, R.K. (Eds.), Routledge Handbook of Ecosystem Services. New-York, NY, pp. 157–169.

Murali, R., Ikhagvajav, P., Amankul, V., Jumabay, K., Sharma, K., Bhatnagar, Y.V., Suryawanshi, K., Mishra, C., 2020. Ecosystem service dependence in livestock and crop-based production systems in Asia's high mountains. Journal of Arid Environments 180, 104204. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2020.104204

Naidoo, R., Balmford, A., Costanza, R., Fisher, B., Green, R.E., Lehner, B., Malcolm, T.R., Ricketts, T.H., 2008. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 105, 9495–9500. https://doi.org/10.1073/pnas.0707823105

Nicoletti, G., Scarpetta, S., Boylaud, O., 2000. Summary Indicators of Product Market Regulation with an Extension to Employment Protection Legislation. SSRN Journal. https://doi.org/10.2139/ssrn.201668

OECD, 2019. Monitoring the Development of Agricultural Co-operatives in Kazakhstan. OECD Publishing, Paris.

OECD, 2016. Biodiversity Offsets: Effective Design and Implementation. OECD, Paris. https://doi.org/10.1787/9789264222519-en

OECD, European Union, Joint Research Centre - European Commission, 2008. Handbook on Constructing Composite Indicators: Methodology and User Guide. OECD. https://doi.org/10.1787/9789264043466-en

Pascual, U., Balvanera, P., Díaz, S., Pataki, G., Roth, E., Stenseke, M., Watson, R.T., Başak Dessane, E., Islar, M., Kelemen, E., Maris, V., Quaas, M., Subramanian, S.M., Wittmer, H., Adlan, A., Ahn, S., Al-Hafedh, Y.S., Amankwah, E., Asah, S.T., Berry, P., Bilgin, A., Breslow, S.J., Bullock, C., Cáceres, D., Daly-Hassen, H., Figueroa, E., Golden, C.D., Gómez-Baggethun, E., González-Jiménez, D., Houdet, J., Keune, H., Kumar, R., Ma, K., May, P.H., Mead, A., O'Farrell, P., Pandit, R., Pengue, W., Pichis-Madruga, R., Popa, F., Preston, S., Pacheco-Balanza, D., Saarikoski, H., Strassburg, B.B., van den Belt, M., Verma, M., Wickson, F., Yagi, N., 2017. Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. Current Opinion in Environmental Sustainability, Open issue, part II 26–27, 7–16. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2016.12.006

Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecological Modelling 190, 231–259. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026

Pilgrim, J.D., Brownlie, S., Ekstrom, J.M.M., Gardner, T.A., von Hase, A., Kate, K. ten, Savy, C.E., Stephens, R.T.T., Temple, H.J., Treweek, J., Ussher, G.T., Ward, G., 2013. A process for assessing the offsetability of biodiversity impacts: Offsetability of biodiversity impacts. CONSERVATION LETTERS n/a-n/a. https://doi.org/10.1111/conl.12002

Potschin, M., Haines-Young, R., 2016. Defining and measuring ecosystem services, in: Potschin, M., Haines-Young, R., Fish, R., Turner, R.K. (Eds.), Routledge Handbook of Ecosystem Services. New-York, NY.

Potschin-Young, M., Haines-Young, R., Görg, C., Heink, U., Jax, K., Schleyer, C., 2018. Understanding the role of conceptual frameworks: Reading the ecosystem service cascade. Ecosystem Services 29, 428–440. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.05.015

QSR International Pty Ltd., 2020. NVivo.

Quétier, F., Lavorel, S., 2011. Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. Biological Conservation 144, 2991–2999. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.09.002

R Core Team, 2022. R: A Language and Environment for Statistical Computing.

Regnery, B., 2013. Les mesures compensatoires pour la biodiversité. Conception et perspectives d'application. (Ecologie). Université Pierre et Marie Curie, Paris.

Republic of Kazakhstan, 2021. Article 54 of Forest Code of Republic of Kazakhstan: Conduction of works in the state forest resources that are not related to forest management and forest use (2003, amended in 2021), Forest Code.

Richter, F., Jan, P., El Benni, N., Lüscher, A., Buchmann, N., Klaus, V.H., 2021. A guide to assess and value ecosystem services of grasslands. Ecosystem Services 52, 101376. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101376

Robinson, S., Milner-Gulland, E.J., 2003. Contraction in livestock mobility resulting from state farm reorganisation, in: Kerven, C. (Ed.), Prospects for Pastoralism in Kazakhstan and Turkmenistan. From State Farms to Private Flocks. London, pp. 128–145.

Salmukhanbetova, Z.K., Imanalinova, A.A., Dimeyeva, L.A., Zverev, N.E., 2021. State of Saxaul Plantations in the Kazakhstan's Part of the Aral Sea Area. Central Asian Journal of Water Research 7, 128–157.

Sanyé-Mengual, E., Specht, K., Krikser, T., Vanni, C., Pennisi, G., Orsini, F., Gianquinto, G.P., 2018. Social acceptance and perceived ecosystem services of urban agriculture in Southern Europe: The case of Bologna, Italy. PLoS ONE 13, e0200993. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200993

Schild, J.E.M., Vermaat, J.E., de Groot, R.S., Quatrini, S., van Bodegom, P.M., 2018. A global meta-analysis on the monetary valuation of dryland ecosystem services: The role of socio-economic, environmental and methodological indicators. Ecosystem Services 32, 78–89. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.06.004

Schmidt, S., 2017. Spatial Analysis of Conservation Potential in Cold Winter Deserts of Central Asia (No. FINC-report 201701). FINC-Foundation, Greifswald.

Secretariat of the Convention on Biological Diversity, the United Nations Environment Programme-World Conservation Monitoring Centre, 2012. Best policy guidance for the integration of biodiversity and ecosystem services in standards, Technical Series. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montréal, Quebec, Canada.

Seredkin, M., Zabolotsky, A., Jeffress, G., 2016. In situ recovery, an alternative to conventional methods of mining: Exploration, resource estimation, environmental issues, project evaluation and economics. Ore Geology Reviews 79, 500–514. https://doi.org/10.1016/j.oregeorev.2016.06.016

Shackleton, C.M., Ruwanza, S., Sinasson Sanni, G.K., Bennett, S., De Lacy, P., Modipa, R., Mtati, N., Sachikonye, M., Thondhlana, G., 2016. Unpacking Pandora's Box: Understanding and Categorising Ecosystem Disservices for Environmental Management and Human Wellbeing. Ecosystems 19, 587–600. https://doi.org/10.1007/s10021-015-9952-z

Shumi, G., Rodrigues, P., Hanspach, J., Härdtle, W., Hylander, K., Senbeta, F., Fischer, J., Schultner, J., 2021. Woody plant species diversity as a predictor of ecosystem services in a social–

ecological system of southwestern Ethiopia. Landscape Ecol 36, 373–391. https://doi.org/10.1007/s10980-020-01170-x

Silva-Olaya, A.M., Ortíz-Morea, F.A., España-Cetina, G.P., Olaya-Montes, A., Grados, D., Gasparatos, A., Cherubin, M.R., 2022. Composite index for soil-related ecosystem services assessment: Insights from rainforest-pasture transitions in the Colombian Amazon. Ecosystem Services 57, 101463. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2022.101463

Sinare, H., Gordon, L.J., Enfors Kautsky, E., 2016. Assessment of ecosystem services and benefits in village landscapes – A case study from Burkina Faso. Ecosystem Services 21, 141–152. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.08.004

Sonter, L.J., Gourevitch, J., Koh, I., Nicholson, C.C., Richardson, L.L., Schwartz, A.J., Singh, N.K., Watson, K.B., Maron, M., Ricketts, T.H., 2018. Biodiversity offsets may miss opportunities to mitigate impacts on ecosystem services. Front Ecol Environ 16, 143–148. https://doi.org/10.1002/fee.1781

Sörensen, L., 2007. A spatial analysis approach to the global delineation of dryland areas of relevance to the CBD Programme of Work on Dry and Subhumid Lands.

Souza, B.A., Rosa, J.C.S., Siqueira-Gay, J., Sánchez, L.E., 2021. Mitigating impacts on ecosystem services requires more than biodiversity offsets. Land Use Policy 105, 105393. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105393

Stanturf, J.A., Botman, E., Research Institute of Forestry 2, apt.17, Darkhan village, Tashkent region, Zanghiota district 111104, Uzbekistan, Kalachev, A., Altai Branch of the Kazakh Research Institute of Forestry and Agroforestmelioration, East Kazakhstan region, Ridder, Ostrovskii str., House 13/A, Republic of Kazakhstan, Borissova, Y., Department of Forest Resources and Game Management, Faculty of Forest, Soil Resources and Phytosanitary, Kazakh National Agrarian University, Abay av. 8, Almaty 050010, Republic of Kazakhstan, Kleine, M., International Union of Forest Research Organizations (IUFRO), Marxergasse 2, A-1030 ViennaAustria, Rajapbaev, M., Forest Institute of National Academy of Sciences, Karagachevaya Roscha 15, 720015 Bishkek Kyrgyz Republic, Chyngozhoev, N., Forest Institute of National Academy of Sciences, Karagachevaya Roscha 15, 720015 Bishkek Kyrgyz Republic, Nyam-Osor, B., Department of Environmental and Forest Engineering, National University of Mongolia, Ulaanbaatar 14201, P.O. Box 412, Mongolia, 2020. Dryland Forest Restoration Under a Changing Climate in Central Asia and Mongolia. Mong. J. Biol. Sci. 18, 3–18. https://doi.org/10.22353/mjbs.2020.18.11

Stringer, L.C., Dougill, A.J., 2016. Drylands, in: Potschin, M., Haines-Young, R., Fish, R., Turner, R.K. (Eds.), Routledge Handbook of Ecosystem Services. New-York, NY.

Tallis, H., Kennedy, C.M., Ruckelshaus, M., Goldstein, J., Kiesecker, J.M., 2015. Mitigation for one & all: An integrated framework for mitigation of development impacts on biodiversity and ecosystem services. Environmental Impact Assessment Review 55, 21–34. https://doi.org/10.1016/j.eiar.2015.06.005

TEEB, 2010. Mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. UNEP, Geneva.

Teff-Seker, Y., Orenstein, D.E., 2019. The 'desert experience': Evaluating the cultural ecosystem services of drylands through walking and focusing. People and Nature 1, 234–248. https://doi.org/10.1002/pan3.28

Tölgyesi, C., Török, P., Hábenczyus, A.A., Bátori, Z., Valkó, O., Deák, B., Tóthmérész, B., Erdős, L., Kelemen, A., 2020. Underground deserts below fertility islands? Woody species desiccate lower soil layers in sandy drylands. Ecography 43, 848–859. https://doi.org/10.1111/ecog.04906

Tupala, A.-K., Huttunen, S., Halme, P., 2022. Social impacts of biodiversity offsetting: A review. Biological Conservation 267, 109431. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109431

Turdieva, M., Aleksandrovskiy, E., Kayimov, A., Mukanov, B., Saparmyradov, A., Akmadov, K., 2007. Forests in Central Asia: Current status and constraints, in: Lal, R., Suleimenov, M., Stewart, B.A., Hansen, D.O., Doraiswamy, P. (Eds.), Climate Change and Terrestrial Carbon Sequestration in Central Asia. London, UK.

van der Meulen, E.S., Braat, L.C., Brils, J.M., 2016. Abiotic flows should be inherent part of ecosystem services classification. Ecosystem Services 19, 1–5. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.03.007

Varumo, L., Kotilainen, J.M., Primmer, E., 2022. Social acceptance of biodiversity offsetting: Motivations and practices in the designing of an emerging mechanism. Env Pol Gov eet.2031. https://doi.org/10.1002/eet.2031

Vialatte, A., Barnaud, C., Blanco, J., Ouin, A., Choisis, J.-P., Andrieu, E., Sheeren, D., Ladet, S., Deconchat, M., Clément, F., Esquerré, D., Sirami, C., 2019. A conceptual framework for the governance of multiple ecosystem services in agricultural landscapes. Landscape Ecol 34, 1653–1673. https://doi.org/10.1007/s10980-019-00829-4

White, R.P., Nackoney, J., 2003. Drylands, People, and Ecosystem Services: A Web-Based Geospatial Analysis. World Resources Institute, Washington, D.C.

Williams, K., 2011. Relative acceptance of traditional and non-traditional rural land uses: Views of residents in two regions, southern Australia. Landscape and Urban Planning 103, 55–63. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.05.012

World Nuclear Association, 2022. Uranium and Nuclear Power in Kazakhstan [WWW Document]. URL https://world-nuclear.org/information-library/country-profiles/countries-g-n/kazakhstan.aspx (accessed 9.1.22).

WRI, 2012. The Corportate Ecosystem Services Review. Guidelines for Identifying Business Risks and Opportunities Arising from Ecosystem Change. Version 2.0.

Wright, I.A., Malmakov, N.I., Vidon, H., 2003. New patterns of livestock management. Constraints to productivity, in: Kerven, C. (Ed.), Prospects for Pastoralism in Kazakhstan and Turkmenistan. From State Farms to Private Flocks. London, pp. 108–127.

Yan, H., Lai, C., Akshalov, K., Qin, Y., Hu, Y., Zhen, L., 2020. Social institution changes and their ecological impacts in Kazakhstan over the past hundred years. Environmental Development 34, 100531. https://doi.org/10.1016/j.envdev.2020.100531

Yirdaw, E., Tigabu, M., Monge, A., 2017. Rehabilitation of degraded dryland ecosystems – review. Silva Fenn. 51. https://doi.org/10.14214/sf.1673

Yuan, X., Zuo, J., Huisingh, D., 2015. Social acceptance of wind power: a case study of Shandong Province, China. Journal of Cleaner Production 92, 168–178. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.12.097

Zhaglovskaya, A.A., Chlachula, J., Thevs, N., Myrzagaliyeva, A.B., Aidossova, S.S., 2017. Natural Regeneration Potential of the Black Saxaul Shrubforests in Semi-Deserts of Central Asia - the Ili River Delta Area, SE Kazakhstan. Polish J. of Ecology 65, 352–368. https://doi.org/10.3161/15052249PJE2017.65.3.004

Zhang, Y., Zhang, D., Li, W., Li, Y., Zhang, C., Guan, K., Pan, B., 2020. Characteristics and utilization of plant diversity and resources in Central Asia. Regional Sustainability 1, 1–10. https://doi.org/10.1016/j.regsus.2020.08.001

Chapitre 2 – Identification des services écosystémiques fournis par les paysages arides du district de Sozak

Ce premier chapitre de résultats correspond à la première étape de notre cadre méthodologique. Il a pour objectif spécifique d'identifier les SE d'intérêt fournis par les paysages du district de Sozak, selon la vision des différentes parties prenantes (**O1**). Il comprend d'abord l'article « ***Improving Biodiversity Offset Schemes through the Identification of Ecosystem Services at a Landscape Level*** [35] », publié en janvier 2023 dans le cadre de nos travaux de thèse. Dans cet article, nous nous focalisons sur la vision des acteurs locaux, habitants du district de Sozak, tout en prenant en compte différentes catégories : autorités locales, professeurs, personnes travaillant dans le secteur de la santé, éleveurs de coopérative, etc. Nous cherchons à vérifier les hypothèses **H1.1** et **H1.2** selon lesquelles la perception des SE diffère selon les groupes d'acteur, et selon les unités paysagères considérées. Par la suite, une partie de résultats complémentaires « **La vision de KATCO et Orano sur les services écosystémiques fournis par le désert de Muyunkum et ciblés à travers la compensation écologique** » complète la vision des résidents locaux avec celle des acteurs miniers. Grâce à ces deux parties, ce chapitre répond donc à la question de recherche sous-jacente « quelle est la vision des différents acteurs sur la fourniture des services écosystémiques dans le district de Sozak ? » (**Q1**). Dès lors, selon les SE perçus dans le désert de Muyunkum, où les activités minières ont lieu, et/ou selon leur importance pour le plus grand nombre de bénéficiaires, nous pouvons identifier les services à intégrer dans la compensation écologique.

Il comporte également des annexes, présentées à la fin du manuscrit. Elles comprennent le matériel supplémentaire de l'article, dont le guide d'entretien utilisé. En outre, elles décrivent en détail toutes les classes CICES identifiées à travers nos enquêtes dans le district de Sozak. Ces annexes (2.4 à 2.9) ne sont pas mobilisées dans ce chapitre, toutefois elles permettent de rendre compte de la diversité des SE perçus, et, pour les chapitres suivants, d'identifier les espèces qui sont à l'origine des services d'intérêt. En outre, les annexes comprennent le guide d'entretien utilisé auprès d'Orano et KATCO qui a également permis de préciser le cadre de la compensation écologique en Asie Centrale (**chapitre 1**).

Bonne lecture !

[35] https://doi.org/10.3390/land12010202

land

MDPI

Article

Improving Biodiversity Offset Schemes through the Identification of Ecosystem Services at a Landscape Level

Annaêl Barnes [1,2,3,*], Alexandre Ickowicz [1,2], Jean-Daniel Cesaro [1,2], Paulo Salgado [1,2], Véronique Rayot [4], Sholpan Koldasbekova [5] and Simon Taugourdeau [1,2]

1 CIRAD, UMR SELMET, F-34090 Montpellier, France
2 UMR SELMET, University of Montpellier, CIRAD, INRAE, Institut Agro, F-34090 Montpellier, France
3 UMR AMAP, University of Montpellier, CIRAD, CNRS, INRAE, IRD, F-34090 Montpellier, France
4 Orano Mining, 125 Av. de Paris, 92320 Châtillon, France
5 KATCO JV LLP, Sauran Street 48, Astana 020000, Kazakhstan
* Correspondence: annael.barnes@cirad.fr

Abstract: Biodiversity offsets aim to compensate the negative residual impacts of development projects on biodiversity, including ecosystem functions, uses by people and cultural values. Conceptually, ecosystem services (ES) should be considered, but in practice this integration rarely occurs. Their consideration would improve the societal impact of biodiversity offsets. However, the prioritisation of ES in a given area is still limited. We developed a framework for this purpose, applied in rangelands landscapes in Kazakhstan, in the context of uranium mining. We assumed that different landscapes provide different ES, and that stakeholders perceive ES according to their category (e.g., elders and herders) and gender. We performed qualitative, semi-structured interviews with a range of stakeholders. Using the Common International Classification of Ecosystem Services, we identified 300 ES in 31 classes across 8 landscape units. We produced a systemic representation of the provision of ES across the landscapes. We showed a significant link between ES and landscape units, but not between ES and stakeholder categories or gender. Stakeholders mostly identified ES according to the location of their villages. Therefore, we suggest that the biodiversity offsets should target ES provided by the landscape unit where mining activities occur and would be most interesting in the landscapes common to all villages. By performing a systemic representation, potential impacts of some offset strategies can be predicted. The framework was therefore effective in determining a bundle of ES at a landscape scale, and in prioritising them for future biodiversity offset plans.

Keywords: ecosystem services; biodiversity offset; CICES; landscape units; stakeholders; rangelands

check for updates

Citation: Barnes, A.; Ickowicz, A.; Cesaro, J.-D.; Salgado, P.; Rayot, V.; Koldasbekova, S.; Taugourdeau, S. Improving Biodiversity Offset Schemes through the Identification of Ecosystem Services at a Landscape Level. *Land* **2023**, *12*, 202. https://doi.org/10.3390/land12010202

Academic Editors: Michael Vrahnakis, Yannis (Ioannis) Kazoglou and Manuel Pulido Fernández

Received: 6 December 2022
Revised: 23 December 2022
Accepted: 1 January 2023
Published: 8 January 2023

Copyright: © 2023 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/).

2.1. Introduction

Biodiversity loss and ecosystem degradation are massive environmental problems worldwide [1,2]. To mitigate biodiversity losses due to development projects (such as mining activities), policy makers, governments and the private sector are increasingly adhering to biodiversity offset mechanisms [2–6]. Biodiversity offsets are defined as 'measurable conservation outcomes resulting from actions designed to compensate significant residual adverse biodiversity impacts arising from project development after appropriate prevention and mitigation measures has been taken' [7]. These mechanisms target the residual impacts that cannot be avoided, reduced, and will not be restored, according to the steps of the mitigation hierarchy [2,5,6]. Biodiversity offsets have a goal of no net loss (NNL) of biodiversity or when possible, a net gain (NG) of biodiversity [2,7,8], including species composition, habitat structure, ecosystem function, its use by people and associated cultural value [7]. The methods for implementing offsets are diverse: restoration of degraded ecosystems, creation of new habitats, protection of existing high quality ecosystems at risk of degradation or loss, change of practice in favour of biodiversity on already managed areas, or mitigation bank [3,7,9–11].

Ecosystem services (ES) are defined as 'the aspects of ecosystems utilized (actively or passively) to produce human well-being' [12]. Benefits derive from ES and are 'the contributions to aspects of well-being' (e.g., health) [13]. The conceptualization of the benefits provided by nature has been driven by a loss of ES [14], mostly resulting from fragmentation and loss of habitat after economic development projects [11]. Several classification systems for describing ES exist, for example, the Millennium Ecosystem Assessment [1], the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES, [15]) and also the Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) [16,17], which has become a common international reference [18,19]. Its hierarchical structure (from least to most detailed: section, division, group and class of ES) allows users to go to the level of detail wanted or needed [16,17]. The CICES can also include abiotic flows, which may be socially important [19], while abiotic structure and processes are less or not explicitly integrated in some other classification frameworks [19,20].

Although it can be argued that biodiversity provides ES and needs them for its persistence [7,21], the relationship between biodiversity and ES provision is not so obvious. Some ES can be provided by a diverse set of species and habitats, while others are strongly linked to specific species or sets of species (e.g., pollination) [22]. Moreover, area considered as important for biodiversity conservation will not necessarily be crucial for ES supply and vice versa [11]. In a study in Iran, Karimi et al. [23] showed a strong relationship between cultural services and biodiversity hotspots, but found a weaker link between provisioning services and biodiversity. Therefore, the relationship between biodiversity and ES provision depends on the ES considered.

From a conceptual perspective, biodiversity offset schemes could consider how changes in biodiversity might influence the provision of ES to different types of stakeholder [7,10,21]. Some methods for integrating ES into biodiversity offsets have already been developed [7], but current offsetting is mostly focused on critical habitats and threatened species [5], rather than on ordinary biodiversity and the services it provides [5,22]. The failure to take proper account of ES is due to several reasons. There is no standardized and systematic methodology for the integration of ES into the mitigation hierarchy [22], or biodiversity offset schemes [5]. Coupled with a lack of legislation for the consideration of ES in offsets programs [24], and Environmental and Social Impact Assessment (ESIA) of economic development projects [11], ES are rarely mentioned in existing offset practices [5], or are a consequence of the chosen offset strategy and not a driver [24]. Nevertheless, integrating ES into offset mechanisms is receiving increasing attention in the international community in recent years [5,22], and within companies responsible for biodiversity offsets [24].

The consideration of ES could improve greatly the societal impact of biodiversity offsets. In some countries, residual direct and indirect impacts of developments projects threaten the survival of local populations due to loss of biodiversity and ES [5]. Some biodiversity offset strategies sometimes negatively affect populations [24]. For example, offsets implemented far from the impacted site (*off-site* offsets [2]) will increase inequalities, as the impacted population will not be compensated in terms of biodiversity or ES provision [4,10]. Moreover, some biodiversity conservation schemes decrease ES access, when implementing a protected area, for example [10,11]. The integration of ES in biodiversity offsets planning could lead to fairer offsets, that consider those kinds of impacts on important ES and livelihoods.

People living in drylands are especially highly dependent on the provision of ES. Indeed, over one-third of the world's population live in drylands [25,26], that are usually vital for the provision of forage for livestock [26]. Other important ES provided are, for example, food production, medicinal plants and fuelwood, water supply (whose availability is limited and variable) for drinking, irrigation and supporting fauna and flora, as well as cultural services related to tourism, spirituality, creation of indigenous knowledge and aesthetics [25–28].

Ecosystem services are therefore essential to people, and their consideration in biodiversity offsets would give a more social, economic and health scope to offsets mechanisms. How could we integrate ES into biodiversity offsets for economic development projects? We are still limited on how diverse ES should be in a specific landscape [22] and on how to prioritise ES [5].Therefore, a systematic identification and prioritisation procedure is needed to ensure that the targeted ES are representative of the area [22].

As ES are attached to beneficiaries, the involvement of stakeholders is vital for identifying bundles of ES to prioritise. The lack of integration of different stakeholders is currently one of the limiting factors for the consideration of ES in biodiversity offsets [11,24], even though it is a recommendation for offsets planning [7]. Stakeholder needs can be assessed through, e.g., questionnaires and individual interviews (e.g., [29–31]), or participatory approaches such as focus groups (e.g., [23,29–32]). However, the perceived ES may vary according to stakeholder categories (e.g., [29]) or gender (e.g., [30]), but these characteristics can be considered through the ES identification process. Identification of ES should also take into account the landscape scale via an ecosystem approach for the design and implementation of biodiversity offsets [7]. Some studies showed already the links between landscape and ES provision (e.g., [30–32]). Identifying the ES provided by the different landscape units should be possible when working in conjunction with local stakeholders.

Our study investigates the prioritisation of ES through a systemic approach across various landscapes. We assumed that different landscape units provide different ES, and that ES are perceived differently depending on stakeholder categories and gender. Our case study takes place in rangelands landscapes in the drylands of southern Kazakhstan, in a context of uranium mining activities. We mobilised the CICES framework for a standardised method, through interviews with a range of local stakeholders. Eventually, our study aims to propose a framework for the identification of ES at a landscape scale, that can be used to integrate ES into the biodiversity offset scheme.

2.2. Materials and Methods

2.2.1. Study Site

The study area was located in the Sozak district of the Turkestan province in Kazakhstan (46°1′18.00″–43°23′44.1″ N and 67°6′10.19″–69°20′31.4″ E). This district comprises the sandy desert of Muyunkum, where the Muyunkum and Tortkuduk uranium mines are located (Figure 1).

The Sozak district is a dry, mid-latitude steppe and mid-latitude desert climate [33]. Mean annual precipitation (MAP) is less than 200 mm/year [34]. According to the Muyunkum Central site project's environmental impact assessment (EIA) carried out in 2011 (hereafter called *project's EIA*), on a more local scale, the climate is continental with temperatures ranging from −30 °C in winter to +40 °C in summer.

Our study site is not limited to only desert, but also comprises a mosaic of landscapes, including:

- The Muyunkum sandy desert, where MAP is 155 mm and during summer and the soil surface temperature can reach 60 °C according to the project's EIA. It is composed of dunes and shrublands, especially of *Haloxylon ammodendron*. (C.A. Mey.) Bunge. [34,35]. Muyunkum is considered as good winter pasture because of the shrubby vegetation that can be found, even after heavy snowfalls [34].
- The steppe to the south and west of the sandy desert. Steppes are grazing or grasslands areas are found, that allow livestock farming and wheat cultivation [33].
- On the northern of the sandy desert, the presence of the Shu River, which forms in Kyrgyzstan, has created riparian and flooded zones where reed (*Phragmites* spp.) is the dominant species. Reeds are consumed by cattle but also cut and stored as winter fodder by villagers living along the river [35,36]. The riparian zone includes *Tamarix* spp., and the herbaceous species *Agrophyron* spp., *Festucca* spp. and *Artemisia* spp. are present in the seasonally flooded zones [36].

- The Betpak-Dala steppe that lies north of the Shu river. This steppe is described as a clay desert, comprising sparse vegetation that incudes *Artemisia* spp. and *Salsola* spp. and several annual species, representing an important and rich source of protein for herbivores in the early spring [34–36].
- An area of salty, clay desert between the Shu river and the Muyunkum sandy desert, where several halophyte plant species are present [35].
- The Karatau mountains in the south-west, where the majority of precipitation falls, according to the project's EIA.
- A salty lake area in the south-east, comprising the Kyzylkol lake and sacred pond of the religious site of Baba Tukti Shashty Aziz mausoleum, on both sides of the border of the province of Djambul.

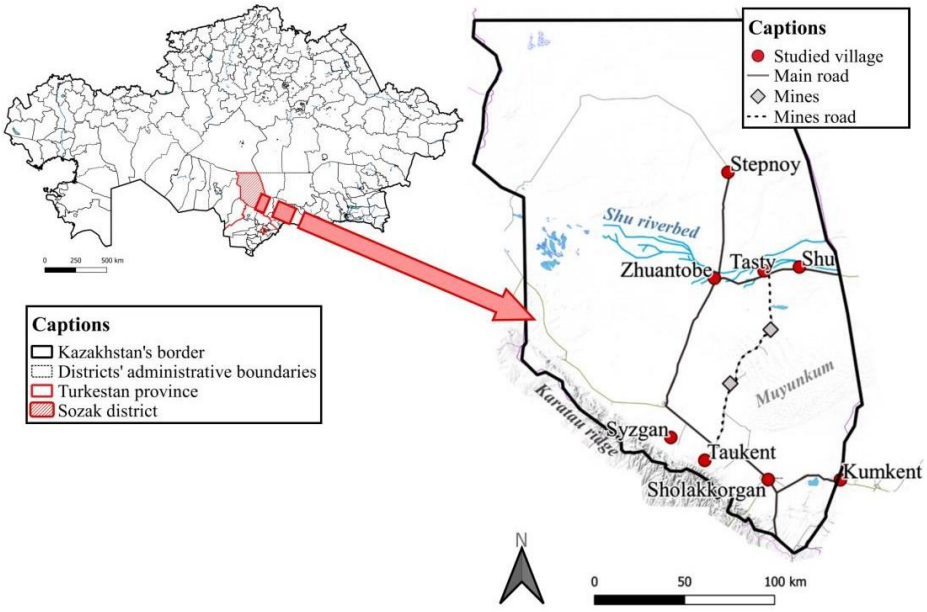


Figure 1. Location of Sozak district in Kazakhstan. Ecosystem services were identified in and around eight villages across the landscape.

2.2.2. Main Economic Activities: Livestock Farming and Uranium Mining

The population of the Turkestan province is 2.7 million people, resulting in a population density of 23 people/km^2, and the population of the Sozak district is 62,000 people, resulting in a population density of 1.5 people/km^2 [37]. According to the project's EIA, livestock farming is the primary activity in the study area, followed by crop production.

The environment of Kazakhstan is favourable to mobile pastoralism [38]: the rangelands represent 60% of the country, i.e., 189 million hectares [36]. Agriculture, including livestock farming, contributed 4.4% of the country's GDP and accounted for 18% of employment in Kazakhstan in 2017 [39]. Turkestan province is one of the most important regions for livestock farming, with the larger concentration of small-scale farms in 2016 and the highest number of registered agricultural cooperatives and cooperative members in 2018 [39]. Nevertheless, over the past 150 years, nomadic pastoralism has declined and now accounts for very few herders [34]. The use of rangelands for livestock production has undergone major changes, from state-owned farms in the Soviet era, to the development of private livestock systems since the mid-1990s [34,35,40]. Nowadays, the richest herders with large herds can exclusively rent grazing areas with access to wells, via a semi-privatization mechanism [35]. Herders with less livestock tend to keep animals in the proximity of villages [35,40]. Herders can grow and store hay for use in the winter months, mostly as fodder for dairy cows and calves [40,41]. Small livestock (sheep and goats) and large livestock (cows, horses and camels) are raised for different animal products

(dairy, meat and wool) [38,41]. In 2009, Turkestan province had 3,415,000 sheep and goats, 716,000 cows and 144,000 horses (no data on camels) [41].

Kazakhstan's subsoil is rich in various mineral resources including oil, gas, uranium, coal, copper, zinc, gold, chromium, manganese, iron and lead [42,43]. In 2016, the extractive sector contributed almost 30% of the country's GDP [44]. The Shu-Syrdarya mining region, in which our study area is located, was discovered and explored between 1971 and 1991, and is now the largest uranium mining region in Kazakhstan [45]. The Kazakh–French joint venture KATCO (Kazatomprom–Orano) owns the mines at the Muyunkum and Tortkuduk deposits in the Muyunkum sandy desert of the Sozak district. Since the 1990s, the in-situ recovery (ISR) technique became widespread for uranium extraction, used for ore located between impermeable soil layers [37]. Compared to older mining methods, this technique has less surface damage, no waste rock or tailings storage and lower remediation costs [45,46]. Nevertheless, there are risks of local underground contamination due to leaching reagents and metals in solutions [46]. In addition, the implementation of mining projects can also have impacts on ES, such as livestock-related ES, by decreasing access to grazing areas, for example.

2.2.3. Identification of Ecosystem Services to Include in Biodiversity Offsets

Figure 2 summarises the methodology applied. Each methodological point is described in more detail in the following sub-section, with application in our study area.

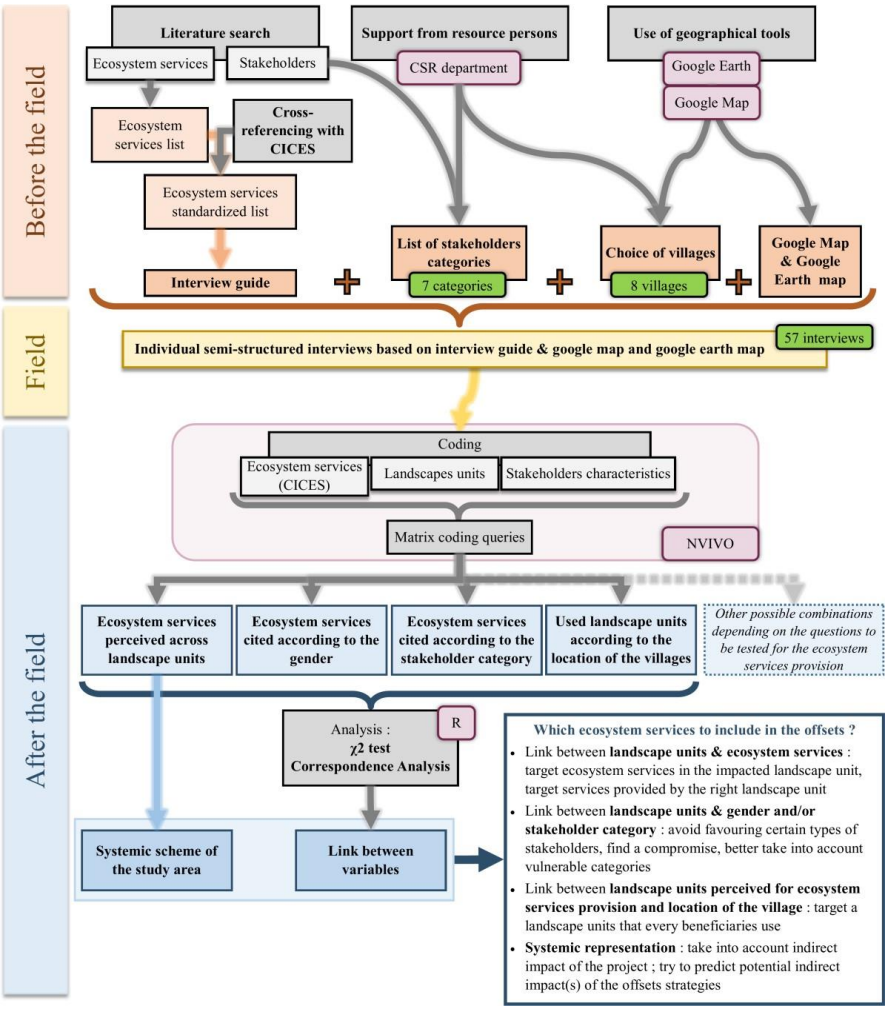


Figure 2. Methodology applied for the identification of ecosystem services to be included in biodiversity offset strategies (green: case study of the Sozak district in Kazakhstan; purple: software and resources used; CSR = corporate social responsibility).

2.2.3.1. Construction of the Interview Guide

To identify the ES throughout the landscape in the Sozak region, we carried out a literature search and developed a questionnaire before then interviewing local stakeholders. We performed a literature review on the ES provided by pastures in Kazakhstan, Central Asia and drylands. The keywords used for the bibliographic research were: 'ecosystem + services' and: 'Kazakhstan' or 'Central Asia' or 'drylands' or 'arid + lands' or 'pastures' or 'rangelands' or 'grasslands', leading to 11 studies, reports, papers and book chapters [25–28,47–53]. We then compiled the ES and cross-referenced them with the CI- CES [16] to produce a standardized list of ES. This list was the basis for our interviews with stakeholders. We kept the CICES class level for some ES and remained at the CICES group level for other when the CICES division level was too vague to guide our questions,and the CICES class level too specific (e.g., the Biomass division includes the Wild Plants for food, materials or energy group, which includes the classes Wild plants for food, Wild plants for energy, etc. [16]). The interview guide, which is based on this list, is available in Table S1.

2.2.3.2. Selection of Local Stakeholders and Villages in Sozak District

Although uranium mines are located in the sandy desert of Muyunkum, this area is not inhabited by a permanent population and is only used as a winter pasture. The majority of the local population live along the Shu river and the foothills of the Karatau mountains. Therefore, we selected stakeholders from eight villages located around Muyunkum: Taukent, Syzgan, Sholakkorgan and Kumkent in the south and Zhuantobe, Tasty, Shu and Stepnoy in the north (Figure 1). Among these eight villages, four (Taukent, Sholakkorgan, Tasty and Shu) work closely with the French–Kazakh Joint-Venture KATCO. KATCO finances infrastructure such as schools, or gifts coal to the inhabitants. We chose stakeholders based on: categories of stakeholders (Table 1) and a balanced gender dimension. Stakeholder categories were determined through a stakeholder mapping report (performed by Central Asia agency for KATCO in 2019), discussions with KATCO Corporate Social Responsibility (CSR) department, and studies about Kazakh livestock systems and management [36,40,54] (Table 1). They represent the different types of local stakeholders in the study area.

Table 1. Stakeholder categories description, number and proportion of participants per category.

Category	Description	Number of Participants	Percentage of Participant (%)
Local authority or his deputy	Akim or his deputy. It is at the level of the Akimat that decisions on land planning are made. It is also at this level that the grievances and various demands of the inhabitants are received	10	18
Elder	These are older men and women. They are respected and may have knowledge of current land and natural resource use, but also of the past. Among them, there are 'veterans', elderly men with a special status: organized as councils, they are asked by inhabitants for their opinion on certain issues and they can act in some decision-making processes related to the life of the village	8	14

Table 1. *Cont.*

Category	Description	Number of Participants	Percentage of Participant (%)
Herder farmer	Herders and farmers in cooperatives: in farms, often a family business, with a big herd. They move their livestock every season. They are key actors in the ecosystem services provided by the different kinds of pastures; but also, stakeholders not necessarily organized in business but with a big herd and willing for production, and whose herd move pasture every season.	7	12
Social and health worker	Health workers are nurses or doctors, for example. People working in the social field deal with isolated people, large families, disabled people, elderly and/or sick people, either through providing legal and financial support or social support. This category can account for villagers' health problems that may be linked to environmental problems, as well as ecosystem services that are important to vulnerable individuals or families.	7	12
Mother with many children	Women with at least six children. They can receive a medal, of different levels depending on the number of children. They are among the categories eligible for social and financial assistance, often in the lists of vulnerable persons. They may have different perceptions and/or needs for ecosystem services for their family.	7	12
Teacher	Teachers of different levels, from school to high school and in different fields. They are educated people who may have other types of knowledge.	8	14
Inhabitant	A random person, regardless of status and occupation: unemployed, driver, veterinarian, shop owner, media, etc.	10	18
Total		57	100

2.2.3.3. Interviews in Sozak District

Between 28 June 2021 and 17 July 2021, we conducted a total of 57 individual interviews (Table 1). In each of the villages, seven people were interviewed (except for Sholakkorgan where we interviewed eight people). The first person we met in each village was usually the *Akim* (mayor), whose office had identified the interviewees according to the characteristics we were looking for. Interviews were conducted at the *Akimat* (town hall) of each village and were translated simultaneously by an interpreter. We interviewed 34 men and only23 women, because *Akims* and herder farmers were always men. In total, 86% of the 57 participants were breeders of livestock, some based in agricultural cooperatives (herder farmer in Table 1) and others who were small-scale livestock farmers.

The questionnaire was comprised of boxes, with each box corresponding to a CICES group or class of ES (Table S1). Our questions were not fixed and were semi-structured. For example: 'Are crops grown in the area?' and depending on the answer we then asked: 'For what purpose?' 'Where are they grown?' and so on. The sub-questions, which sought to identify specific details about each ES, depended on the individual we met, their answers and perceptions. For example, we were able to go into detail about the soil quality regulation services with an individual X, but went to another level of detail on the groundwater services with individual Y.

Several studies have shown that the landscapes perceived by local beneficiaries may be different from those identified by academics, e.g., a unit identified by academics may actually be two units for local stakeholders (e.g., [32]). In addition, the use of maps makes

it easier to introduce the subject of ES provision [30]. Thus, we tried as far as possible to locate the spot(s) and/or landscape(s) where the ES occurred using printed maps from Google Earth [55] and Google maps [56] (up to a radius of 20 km around the village of the interviewee), or orally, if the interviewee could not locate it on a map.

During the interview, all CICES groups of ES were discussed, even though some ES may not be directly relevant for biodiversity offset mechanisms. In addition, we were not limited to our list of CICES groups: some ES were added when required, as stated bythe participant as the discussion progressed. Thereby, we ensured that the main benefits provided by services were not overlooked [22].

2.2.3.4. Data Analysis

Interview data were processed using NVivo [57], a qualitative data analysis software. Interviews were described according to interviewees' attributes: gender, stakeholder category and village. Then, interviews were coded by ES and landscape units. For ES codes, we used the hierarchical structure of the CICES. From the CICES class level, details on the ES and the benefits from the ES were added. Where necessary, ES categories were added, following CICES recommendations [16]. The landscape unit codes were added according to the landscape described for the provision of ES (maps from Google Earth and Google maps or oral location). However, some ES had no landscape boundaries, such as services related to existence value [22] ('Characteristics or features of living systems that have an existence value' in CICES [16]). In these cases, we coded certain ES in a special category that we called *no landscape frontier*.

From the organisation and coding of data, we could create matrix coding queries with the NVivo software. We used matrix coding queries to analyse in detail the relationships between the following sets of data, and to produce tables of data that included the following information for each cell (x,y):

(i) Ecosystem services (each level of CICES) and landscape units: number of inter- viewees who cited the ES (x) in the landscape unit (y). Subsequent analysis based on this matrix will verify the hypothesis that different landscapes provide different ES.

(ii) Stakeholder categories and ecosystem services (each level of CICES): number ofinterviewees from a category (y) who cited the ES (x).

(iii) Gender and ecosystem services (each level of CICES): number of male and female interviewees (y) who cited the ES (x).

Further analysis based on matrix (ii) and (iii) will test the hypothesis that stakeholders perceive ES according to their category and their gender.

(iv) Location of the villages and landscape units: number of interviewees from a village (y) who cited the landscape unit (x). In the case where ES are linked to the landscape units (analysis based on matrix (i)) but the stakeholders' categories and gender (analysisbased on matrix (ii) and (iii)) do not guide the perception of ES, we tried to find out whatdid. Here, we test the location of villages as a criterion.

Before the following analysis, we removed the CICES ES class if it was cited by less than 10% of the participants (i.e., by five or fewer participants).

A χ^2 test was then performed on these data using the software R [58] to check the independence of variables. If the H0 hypothesis (independence between the two variables) was rejected (meaning that the obtained p-value < 0.05), and our variables were significantly related, then we performed a correspondence analysis (CA) to visualise the nature of the relationships. Instead of showing all CA, for the purpose of readability, only the positive relationships according to the CA are given and illustrated by ES section (provisioning, regulation and maintenance or cultural) for all level of CICES according to its hierarchical structure. The positive relationships are based on the respective contribution of variables to CA dimensions (axes).

As an overall result, we show in a systemic way the perception of ES provided by the different landscape units, depending on whether they are provisioning, regulation and maintenance or cultural services. An ES is shown with a landscape unit only if it was cited by at least 10% of the participants as being present at that unit, even if it was at first selected for analysis because it had been cited by 10% of participants in total (i.e., with all landscape units combined).

2.3. Results

From our literature study, we found a total of 116 mentions of ES. When classed into the CICES system, we organised ES into 10 divisions, 22 groups and 46 classes of ES among the 15 divisions, 36 groups and 90 classes initially present in the CICES. We also added two services; *cultivated plants for fodder* and *wild plants grazed by reared animals*, following the structure of the CICES. These services are not final ES, according to the cascade model [13,17], but are important to take into account since livestock farming and production are major activities in our study area.

From our interviews with stakeholders, 300 ES in total were identified by interviewees, which we grouped into the 61 classes of CICES. By keeping the classes of ES in which 10% participants (i.e., at least six participants), mentioned ES, we obtained 37 CICES classes of ES of interest (Table 2).

Table 2. Number of perceived ecosystem services and CICES class before and after the 10% selection.

Ecosystem Service Section	Number of Perceived Ecosystem Services	Number of Ecosystem Service Classes (CICES)	Selected Ecosystem Services Classes (CICES) (>10%)
Provisioning (biotic)	141	14	11
Provisioning (abiotic)	20	14	8
Regulation and maintenance (biotic)	71	14	6
Regulation and maintenance (abiotic)	12	6	3
Cultural (biotic)	41	10	5
Cultural (abiotic)	15	3	3
Total	300	61	36

By gathering 300 perceived ES into 37 classes of ES, i.e., almost 10 times less, further analysis could be simplified. Provisioning services are the most perceived (total of 161 ES in 19 classes of CICES) than regulation and maintenance (total of 83 ES and 20 classes) and then cultural services (total of 56 ES and 13 classes).

Moreover, participants were generally able to describe the provision of ES across various landscape units. Figure 3 illustrates the 7 landscapes units described by interviewees. In addition, the participants also located ES in a landscape unit termed *village*. The salty clay steppe area between the Shu river and the Muyunkum sandy desert was the only landscape unit not mentioned by stakeholders (see Section 2.1 in Materials and Methods).

In the further results, we keep the terms used by stakeholders to describe the landscape units. The corresponding landscapes (see Section 2.1 in Materials and Methods) are:

- The Muyunkum sandy desert: called *Sand* by participants
- The steppes: called *Steppe*
- The Shu river and riverbanks: called *River*
- The steppes of Betpak-Dala: called *Betpak-Dala*
- The Karatau mountains and its foothills: called *Mountains* and *Foothills*
- The salty lakes area: called *Lakes*

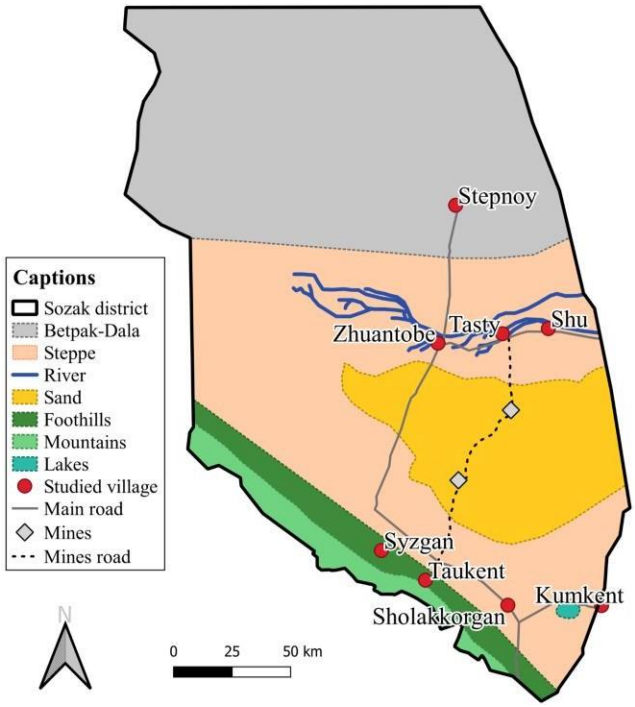


Figure 3. Landscape units as described by interviewees in the context of ecosystem services provision. Main road, Mines and Mines road are not landscape units but supplementary information.

2.3.1. Provision of Ecosystem Services through Landscape Units

All χ^2 tests rejected the hypothesis H0 of independence between the landscape unit and ecosystem services' variable ($p < 0.05$) both (i) at each level of the CICES (from least accurate to most accurate) and (ii) within each section (provisioning, regulation and maintenance, cultural) (Table S2). Therefore, the distribution of perceived ES provision across landscape units and the differences attributed was not random. Our first hypothesis is verified, meaning that some ES are linked to specific landscape units.

Several correspondence analysis (CA) were performed to visualize this link. The CA between ES section (provisioning, regulation and maintenance, cultural) and landscape unit is provided as an example (Figure 4). Positive links between ES section and landscape units in this CA are explained in Table 3. From this example, we observed that provisioning services are mostly provided by the steppe, the sand and the village for the biotic section (the provisioning biotic section includes, for example, cultivated plant, wild plants grazed by reared animals, and reared animals) and by the foothills and Betpak-Dala for the abiotic part (e.g., surface water or mineral substance). Cultural services are linked to the no landscape frontier category (e.g., existence or bequest value), to the lakes (e.g., spiritual, symbolic and other interactions) and to the river units (e.g., activities promoting health, recuperation, enjoyment). Biotic regulation and maintenance services (e.g., maintaining nursery population and habitats) are mostly linked to no landscape frontier category, whereas abiotic services do not seem to be link to specific landscapes units. The landscapes unit mountains does not provide specific ES at this level of CICES.

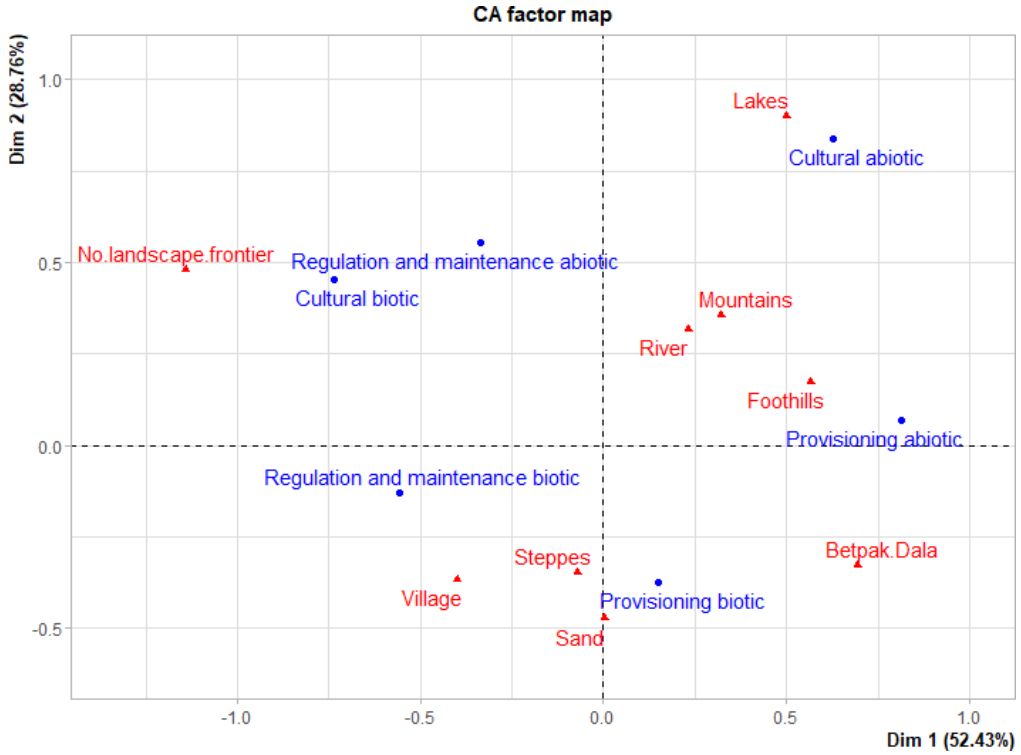


Figure 4. Example of correspondence analysis (CA) factor map. Here is the CA performed on ecosystem services CICES section and landscape units. In blue: ecosystem services CICES section, in red: landscape units.

Table 3. Links between ecosystem services CICES section and landscape units, according to the respective contributions of each variable to dimensions (axes) 1 to 3 (3 axes remained) and their relative position on the contributed axes in the correspondence analysis.

Dimension	Ecosystem Service Section	Landscape Unit
2	Provisioning biotic	Steppe, Sandy area, Village
1 and 3	Provisioning abiotic	Foothills, Betpak-Dala
1	Regulation and maintenance biotic	No landscape frontier
/	Regulation and maintenance abiotic	?
1	Cultural biotic	No landscape frontier
2 and 3	Cultural abiotic	Lakes, River, No landscape frontier

The CA were performed on each of the other CICES levels: division, group, class by service section: provisioning, regulation and maintenance, cultural, resulting in a total of nine additional CA. Positive links between ES and landscape units are illustrated in Figures 5–7 and described in Table S3. We have followed the CICES hierarchical structure for clarity in the illustration. The legend, i.e., to which landscape unit the letters correspond, is available in the figure titles. When a landscape unit box is on an ES box, then this landscape units is more linked than the others to this ES.

The χ^2 test, followed by CA on each level of CICES, and schematized in Figures 5–7, verified and illustrated our hypothesis that different landscapes units provide different ES. Few of the CICES classes of ES were not linked to a specific landscape unit, as wild plants for energy, reared animals for materials (health), wild animals for nutrition, and surface water and groundwater for watering livestock (Figure 5), as well as wind protection, pollination, regulation of temperature and humidity and seed dispersal (Figure 6). Therefore, 75% of the class of ES were provided by specific landscape unit(s) according to the interviewees.

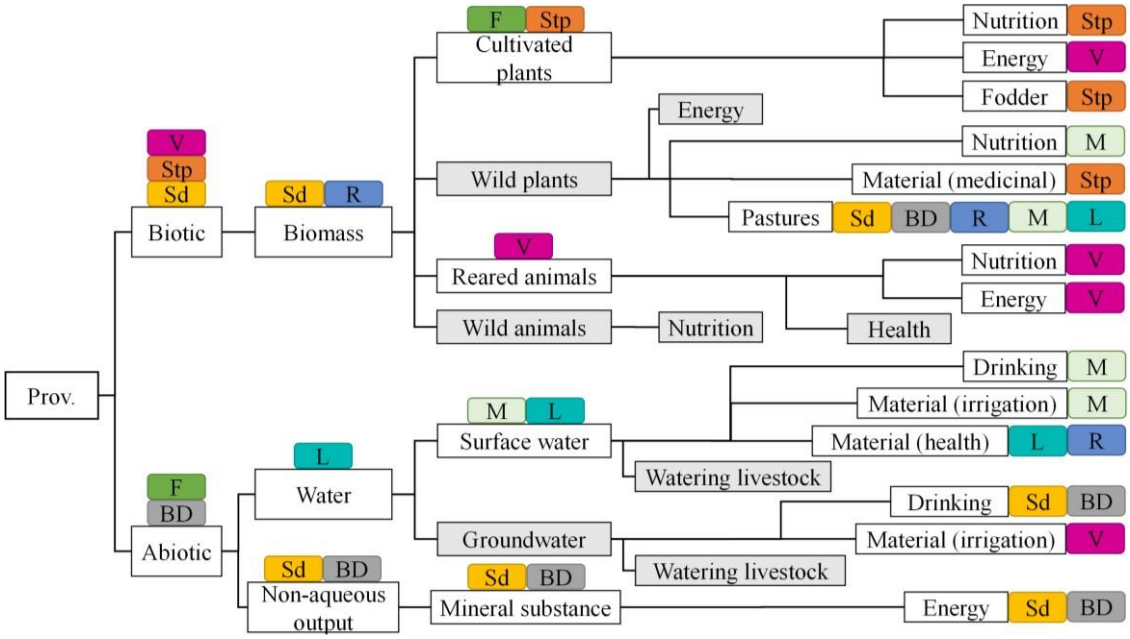


Figure 5. Hierarchical diagram following CICES representing the links between provisioning (Prov.) ecosystem services (ES) and landscape units according to their respective contribution to CA dimensions. When a landscape unit box (in colour) is on an ES box, then this landscape unit is more linked than the others to this ES (Stp = Steppe; Sd = Sand; V = village; M = Mountains; F = Foothills; L = Lakes; R = River; BD = Betpak-Dala). When an ES box is grey, it is not linked to any landscape unit according to its contribution to CA dimensions.

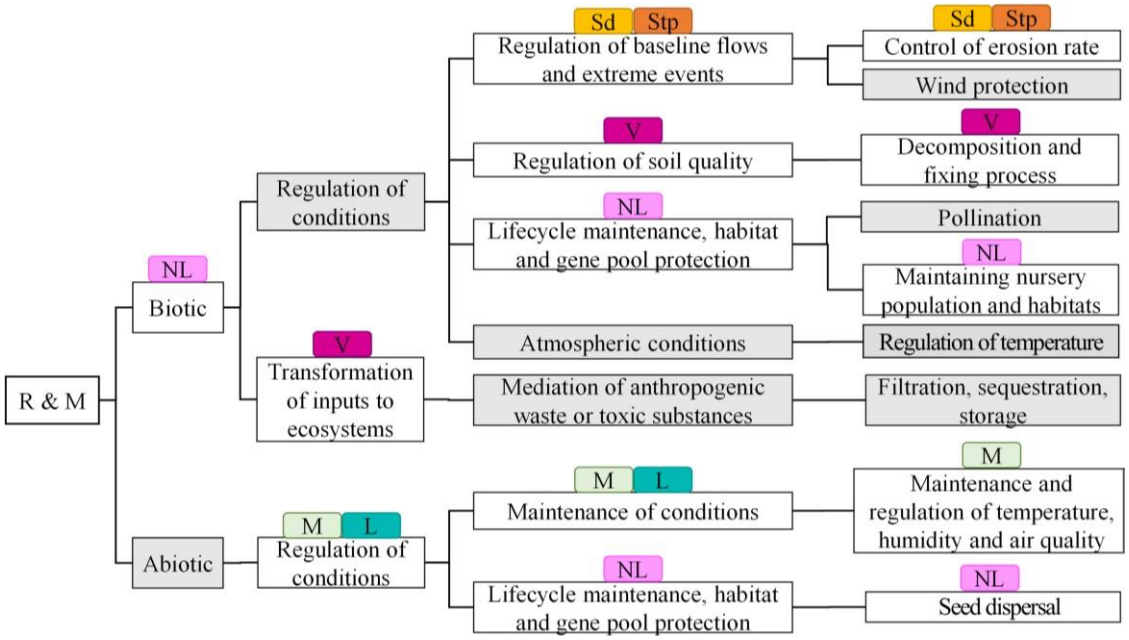


Figure 6. Hierarchical diagram following CICES representing the links between regulation and maintenance (R&M) ecosystem services (ES) and landscape units according to their respective contribution to CA dimensions. When a landscape unit box (in colour) is on an ES box, then this landscape unit is more linked than the others to this ES (Stp = Steppe; Sd = Sand; V = village; M = Mountains; F = Foothills; L = Lakes; R = River; BD = Betpak-Dala; NL = No Landscape Frontier). When an ES box is grey, it is not linked to any landscape unit according to its contribution to CA dimensions.

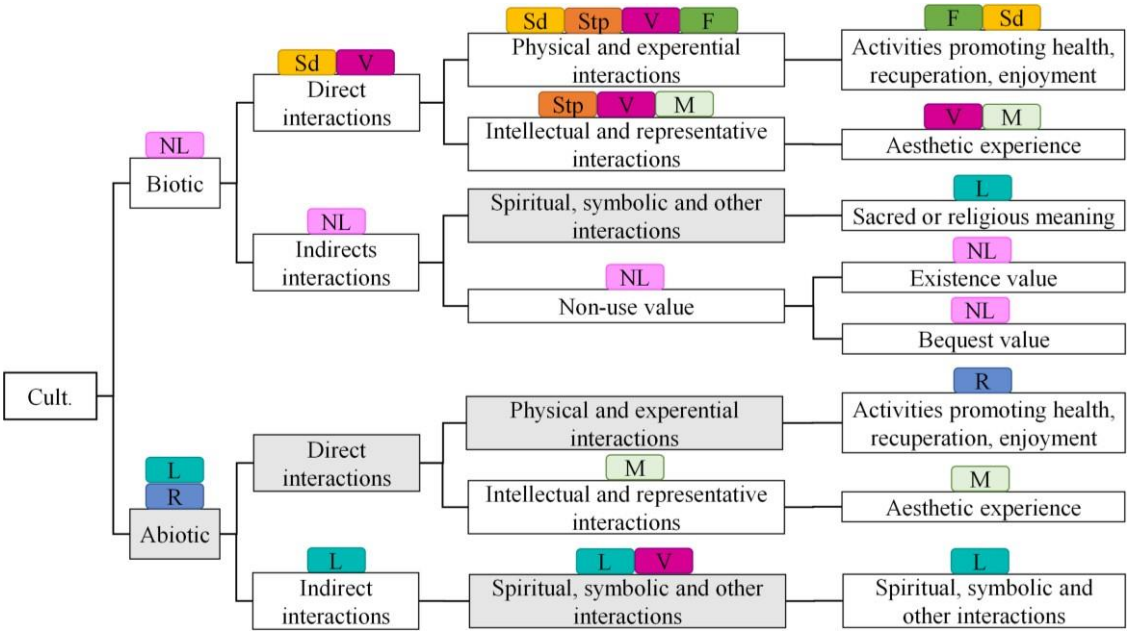


Figure 7. Hierarchical diagram following CICES structure representing the links between cultural (Cult.) ecosystem services (ES) and landscape units according to their respective contribution to CA dimensions. When a landscape unit box (in color) is on an ES box, then this landscape unit is more linked than the others to this ES (Stp = Steppe; Sd = Sand; V = village; M = Mountains; F = Foothills; L = Lakes; R = River; BD = Betpak-Dala; NL = No landscape frontier). When an ES box is grey, it is not linked to any landscape unit according to its contribution to CA dimensions.

2.3.2. Preference of Ecosystem Services according to Stakeholder Category and Gender

No χ^2 test rejected the hypothesis H0 of independence ($p > 0.05$), no matter the level of CICES. Thus, there was no significant link between stakeholder categories and ES and between gender and ES. Our second hypothesis is rejected, meaning that stakeholders do not perceive ES according to their category or gender. In the case of Sozak district, other criterion(s) guides the perception of ES.

2.3.3. Links between Stakeholder Village Location, Landscape Unit and Ecosystem Services

The χ^2 test rejected the hypothesis of independence between the village location and landscape unit variables ($p = 2.005\ 10^{-11} < 0.05$). Therefore, the described land- scape units in terms of ES provision are not random and is linked to the location of the interviewees' village.

CA were performed to visualize this link (Figure 8). There was also a contrast between villages in the north and south of the study area. Participants tended to identify more frequently the landscape units they lived close to in terms of ES provision. Interviewees in the south (from Kumkent, Taukent, Sholakkorgan and Syzgan villages) tended to perceive the mountains, foothills and lakes as providing most of the services, while those in the north (Zhuantobe, Tasty, Shu and Stepnoy villages) tended to perceive the river and Betpak-Dala as providing most of the ES. The landscape units no landscape frontier, village, steppe and sand were common to all interviewees, in the context of ES provision. This result showed that stakeholders described the landscape units for ES provision according to the locationof their village within the landscapes, rather than the stakeholder category or gender.

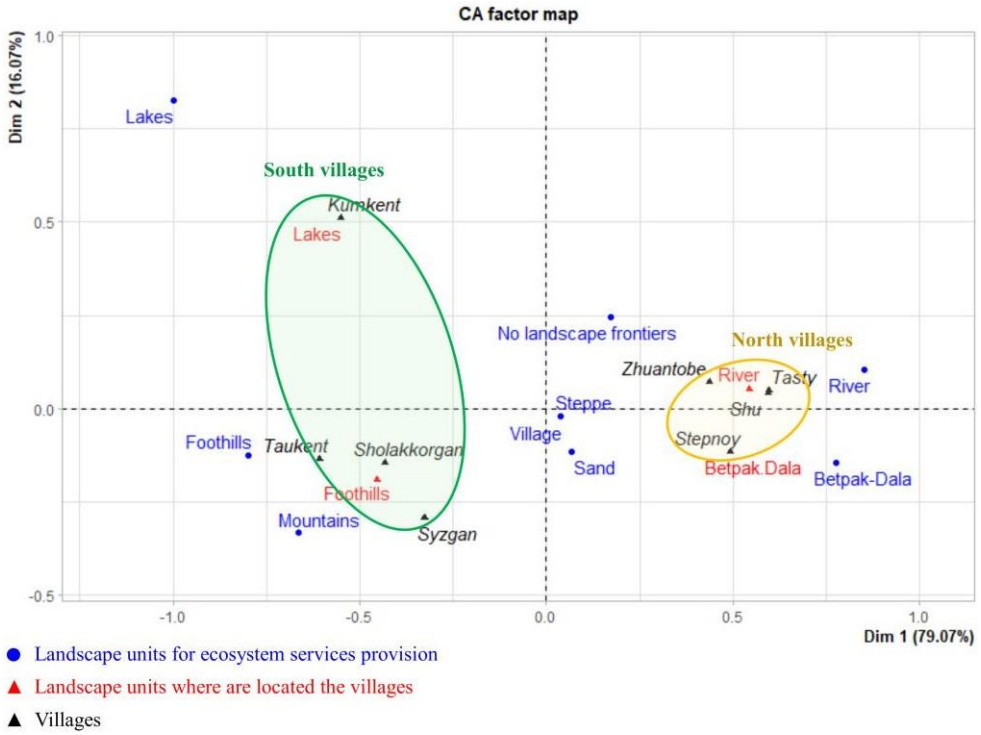


Figure 8. CA performed on participant's village location (in red) and landscape units described for ES provision (in blue). In black: name of the villages as supplementary variable. For blue variables, the unit Foothills comprises Taukent, Sholakkorgan and Syzgan; the unit Lakes comprises the village of Kumkent; the unit River comprises Zhuantobe, Tasty and Shu; and Betpak-Dala comprises the village of Stepnoy. The CA factor map shows a contrast between villages in the south (green ellipse), and those in the north (yellow ellipse).

2.3.4. Systemic Representation of the Perception of ES Provided by the Different Landscape Units

From the results above, we considered the inter-relation between ES throughout the landscape (Figures 9–11). Not all ES are shown, as some ES were cited by 10% of the total number of participants, but not in all landscape units (e.g., mineral substances for energy were cited by 15% of participants in total, but only by 2% in the steppe, 7% in sand and 7% in Betpak-Dala). In addition, services related to reared animals were linked to species: if less than 10% of participants cited a species for a given service, it was not represented (e.g., sheep manure is used by 22% of participants and so was represented, but horse or cow manure was only used by 2% and so was not shown). A detailed description of stakeholders' perceptions of ES is provided below.

2.3.4.1. Provisioning Services

All landscape units except the lakes were identified by at least 10% of participants as pasture (Figure 9). The steppe is an important grazing area (85% of participants), in all seasons. The sandy area is an important winter grazing area (42% of participants). Betpak-Dala and the mountains are more of a summer grazing area. The steppe and foothills allow for the cultivation of winter fodder (Figure 9) (42% and 21% of participants, respectively), mainly clover and corn. Other strategies are implemented for winter fodder storage (Figure 9) via cutting and storing wild plants: around the Shu River, people store reeds (17% of participants). Steppe grasses can also be stored as hay (26% of participants). The reared animals are important contributors to the nutrition of the district's population (Figure 9). Cows and sheep are the main contributors: 77% of the participants consume dairy products from cows, 28% beef, and 66% mutton.

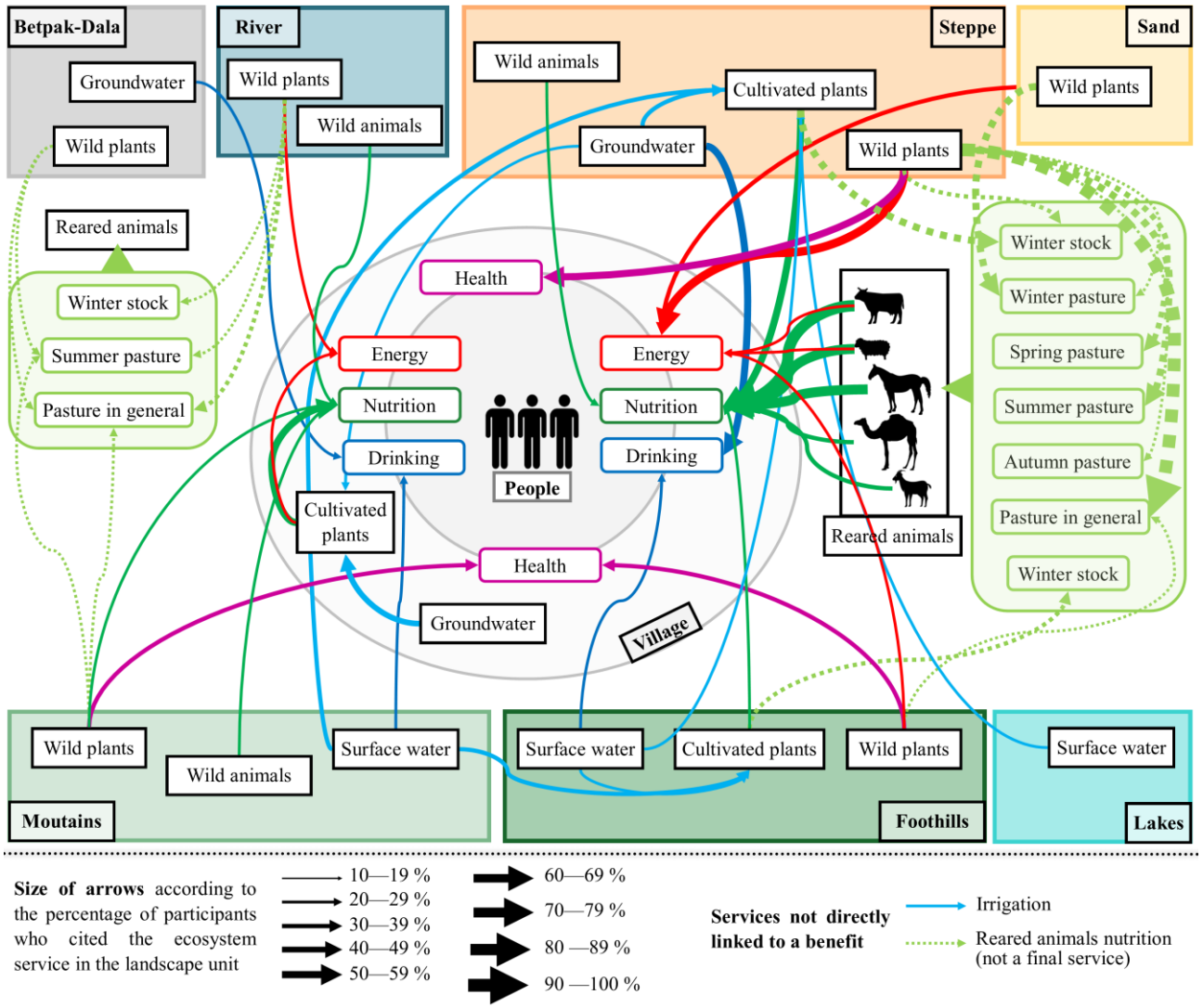


Figure 9. Systemic scheme of provisioning services provision across the landscape units.

The other sources of food are from cultivated plants (Figure 9) in the steppe (mentioned by 49% of the participants), and in the foothills (17%): mainly cultivated melons, watermelons, vegetables, as well as some fruit trees. Additionally, 45% of the participants had a vegetable garden and/or a yard with fruit trees, which highly contribute to the food of the families (Figure 9). Finally, wild plants are used for nutrition; they are mostly collected for this purpose in the mountains (19%), including herbs and wild fruits (Figure 9).

The sources of energy from biomass are wild plants collected mainly in the steppe (57%) and the sandy zone (22%) and include mainly woody plants, e.g., *Bayalich* (*Salsola arbuscula* Pall.), *Djingil* (*Tamarix* spp.) in the steppe and Saxaul (*Haloxylon* spp.) in the *sand* that are used, purchased with permission from the authorities or sometimes cut illegally (Figure 9). Sheep and cow manure are also used as energy sources (by 17% and 12% of participants, respectively) (Figure 9). Moreover, some participants use the fallen and dried branches of the village's ornamental trees (15%) (Figure 9).

Wild plants are also used as medicinal or purifying plants and come mainly from the steppe (49%), mountains and foothills (24% and 26%); the species mostly collected is *Adrespan* (*Peganum harmala* L.), used to purify houses (40% of the participants collect it in the steppe, for example, Figure 9).

Drinking water is either obtained from surface water in the mountains and foothills, or from groundwater in the steppe and Betpak-Dala. These water resources are also used for the irrigation of cultivated plants (Figure 9). For surface water irrigation: mountains contribute 28%, followed by foothills and lakes, according to the participants. For groundwater for irrigation, only the steppe was cited by at least 10% of participants. In the village, families with gardens and yards generally use water from their own well (36%) (Figure 9).

2.3.4.2. Regulation and Maintenance Services

The air quality service is provided by the village trees (31% of participants), which purify the air and filter and stop the dust brought by strong winds (Figure 10). Among participants, 36% found the air quality to be good, compared to 9% who did not. The structure of the Karatau mountain also contributes to the air quality (12%), as a physical barrier (Figure 10). The trees in the village also contribute to the local regulation of temperature and humidity (28%): they make the local climate more pleasant by providing shade and cool air. The mountains also contribute to this, again due to their structure and altitude (12%) (Figure 10). Among the participants, 19% did not perceive this service, especially in the north towards the Shu river and Betpak-Dala.

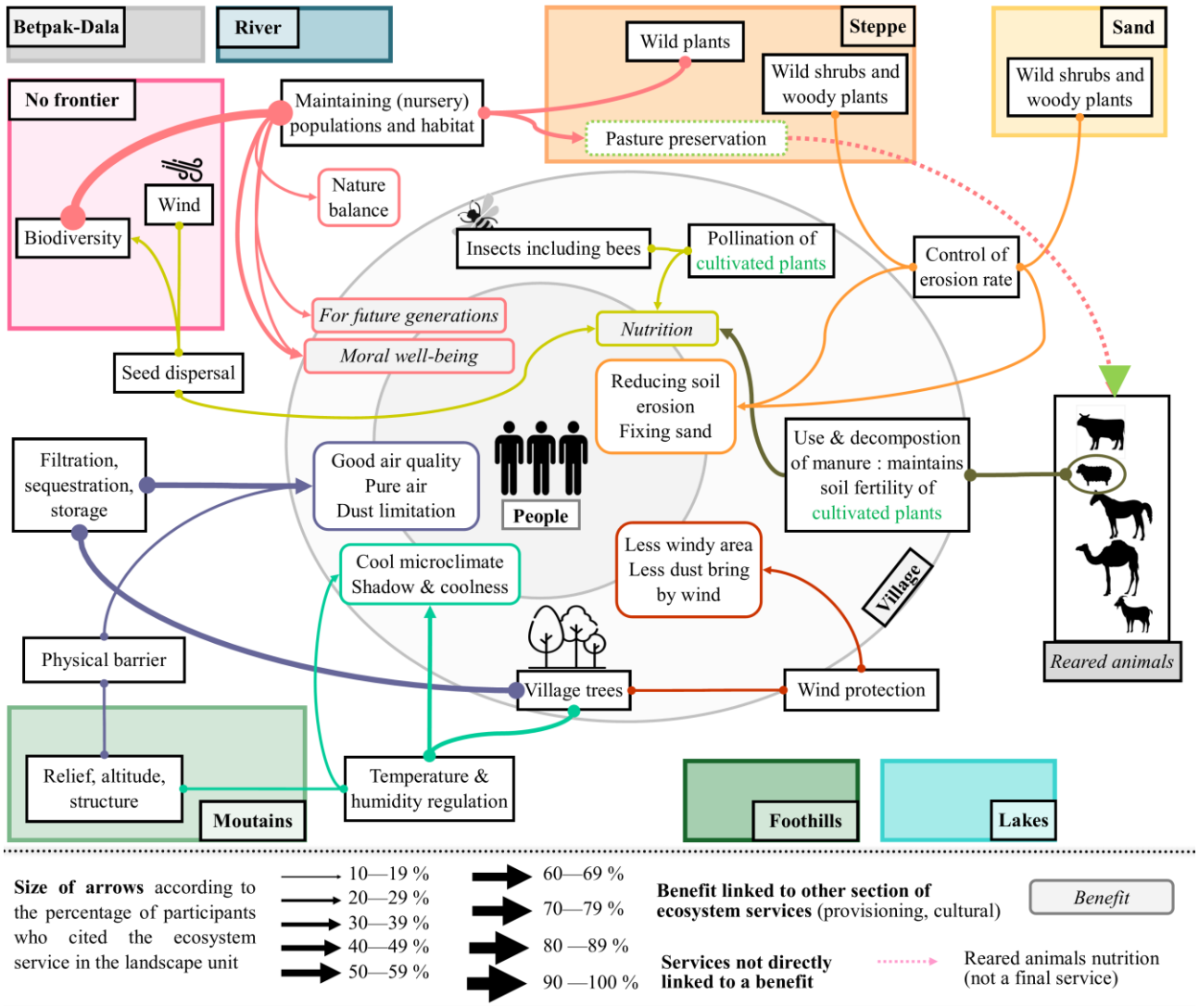


Figure 10. Systemic scheme of regulation and maintenance services provision across the landscape units.

With regard to the soil quality service, sheep manure is used by 22% of the participants (Figure 10) for individual vegetable gardens and thus contributes to the nutrition benefit (Figure 9). Wild woody plants Saxaul (*Haloxylon* spp.) contribute to the control of erosion by fixing the soil, mainly in the steppe (17%) and in the sand (19%) (Figure 10). Regarding pollination and seed dispersal, they were, respectively, enabled by insect pollinators (perceived by 10% of participants for pollination in the village) and wind (perceived as a disseminator by 18% of participants) (Figure 10). Wind was not attached to any landscape unit, as 'the wind is everywhere'.

Finally, biodiversity, which includes wild flora and fauna, is considered important to maintain and/or protect by 71% of participants, and 66% want biodiversity protectedto maintain other services and benefits that cannot be included in landscape boundaries (Figure 10). The majority of the participants wish to maintain it and give it importance for cultural reasons: for future generations (17%), but also because fauna and flora are components of nature, which have as much right as humans to exist (21%). Thus, this ES contributes to the maintenance of cultural services (Figure 11). Additionally, the maintenance of local flora, especially in the steppe, is considered important because it is a source of food for reared animals (17% of participants) (Figure 10).

2.3.5. Cultural Services

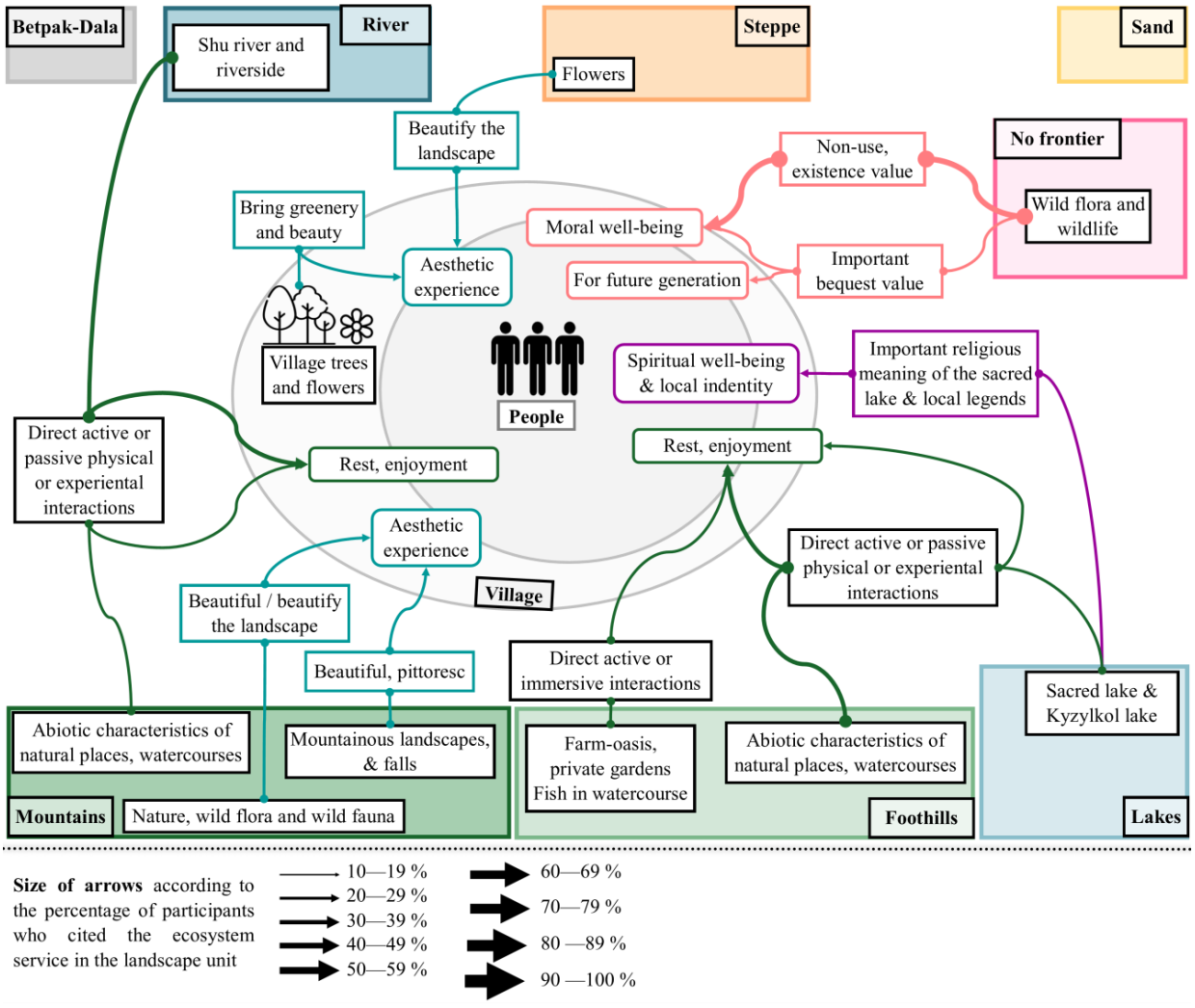


Figure 11. Systemic scheme of cultural services provision across the landscape units.

The lakes (10%), mountain (19%), foothills (21%) and the Shu river (24%) participate in the rest and enjoyment of the inhabitants, through direct interactions with their abiotic components (Figure 11). Those interactions result in visits to these landscape units, with swimming, resting and picnics, often with the family. The foothills also participate through biotic components (12%) (Figure 11): for example, through picnics and resting in private gardens, and recreational fishing.

The mountainous landscape with its waterfalls (14%), but also its fauna and flora (10%), is appreciated for its beauty (Figure 11). The flowers of the steppe that bloom in spring (10%) are also appreciated for their colour (described as a 'multicolor carpet') (Figure 11). The flowers and ornamental trees in the villages are also important for the inhabitants, because they make the village more beautiful and provide it with greenery (19%) (Figure 11).

The lake of Baba Tukti Shashty Aziz mausoleum is sacred and therefore important from a religious and spiritual point of view (Figure 11). Local legends are told about its creation, as well as about the creation of the nearby large lake of Kyzylkol (meaning 'red angel') (importance for 10% of the participants) (Figure 11).

Finally, biodiversity and its maintenance ('maintaining nursery populations and habitats' [16], Figure 10) are distinguished by non-use values: biodiversity has an existence value ('characteristics or features of living systems that have an existence value' [16]), and represents a debt we owe to nature (33%), and a bequest value (14%) ('characteristics or features of living systems that have an option or bequest value' [16]) (Figure 11). It is biodiversity in general, fauna and flora everywhere: there is, therefore, no landscape frontier for these services.

2.4. Discussion

2.4.1. Identification of Ecosystem Services and Landscape Units

A large number of services and benefits were perceived by the stakeholders during interviews (Table 2). Among them, several CICES classes had not been identified in our initial literature review, e.g., 'characteristics or features of living systems that have an existence value'. Conversely, some ES found in the literature review were not perceived by the participants, e.g., 'hydrological cycle and water flow regulation'. It was thus necessary to rely on beneficiaries when identifying the priority ES, and to adapt the interviews according to the interviewees' answers. Therefore, the involvement of local stakeholders [7,11,24] and the consideration of all ES during the identification process is of utmost importance so that all priority ES are identified [22]. An example of important ES of drylands found inour literature review, but not perceived by the stakeholders was 'regulation of chemical composition of atmosphere and oceans' [25,26,47,49,51,53], that contributes to 'regulating our global climate' [16]. This ES can be hard to explain during interviews, and interviewees can have difficulties to link global ES and benefits to the local landscapes [30].

By using maps, the participants were able to refer to the majority of landscape units described in the literature for the provision of ES (Figure 3). The vision of local stakeholders is important for the identification of landscape units, even if in our case the units used were not different from those previously identified.

Stakeholder interviews confirmed that livestock farming is one of the main activities of the Sozak region, illustrating that people in drylands depend a lot on natural resources for their livelihood [25–28]. Indeed, reared animals, cultivated and wild plants, surface- and ground-water were major ES, identified by over 60% of interviewees, with almost all stakeholders citing pasture and grazed species when talking about wild plants related ES.

Concerning regulation and maintenance services, they were less perceived by stakeholders, in agreement with Costanza et al. [14] (Table 2). Surprisingly, stakeholders were strongly and culturally attached to the biodiversity. The 'other biotic characteristics that havea non-use value' were an important group of ES, through 'characteristics or features of living systems that have an existence value' and 'characteristics or features of living systems that have an option or bequest value' services, (as they perceived that fauna and flora have as much right to exist as humans and should be preserved for future generations). In addition, in a study in Iran, Karimi et al. found a strong association between cultural services and biodiversity hotspots [23]. Such results contradict certain criticisms about the integration of ES into offsetting schemes. The concept of ES is controversial in biodiversity conservation [5], because it is considered difficult to link threatened resources or species with the concept of ES that have a strong utilitarian value and are provided in landscapes dominated by humans [59]. However, we show that, in this very case study, the synergy between biodiversity preservation and cultural services could be exploited through biodiversity offset mechanisms, as also proposed by Sonter et al. [24]. Whether this relationship is generic or highly context-specific should be explored further.

2.4.2. Exploiting the Link between Landscape, Ecosystem Services and Beneficiaries

2.4.2.1. Suggestions of Several ES Selection Options: Impacted Ecosystem Services, Greatest Number of Beneficiaries or Common Landscapes

Biodiversity offset mechanisms should provide same services as those impacted dur- ing an economic development project (*like-for-like* or *in-kind* biodiversity offsets) to avoid creating or worsening social inequality [22]. Moreover, biodiversity offsets should focus on impacted beneficiaries, based on the number and characteristics of stakeholders, for example, targeting ES that impact the most beneficiaries, or those in a vulnerable category [22]. In addition, care must be taken to avoid bias from stakeholders wishing to maximize the benefits from specific services [5]. In view of the literature, we suggest several options for selecting ES to be integrated into biodiversity offset schemes.

Option 1: like-for-like biodiversity offset. We have shown that it is necessary to work with landscape units to identify which ES to incorporate into offset schemes (Figures 4–7). If like-for-like biodiversity offset was implemented in the Sozak district, services related to the landscape unit sand should be offset, as this is where direct impacts have taken place. Therefore, the following services would be prioritised (excluding mineral substance for energy, that was uranium): (i) 'wild plants grazed by reared animals', (ii) 'groundwater for drinking', (iii) 'control of erosion rate', (iv) 'characteristics of living sys- tems that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through active or immersive interactions.

As a development project can indirectly impact the provision of ES [5], indirect effects should also be considered in offsetting schemes (Figures 9–11). For example, by impacting winter pastures in the sand, mining can increase the use of cultivated plants for fodder, and so results in a greater use of mountain surface water for irrigation, leading to the negative effect of less surface water for drinking (Figure 9). Reducing winter pasture could also lead to a decrease in animal products. The negative effects of mining activities on wild plants also impacts the service maintaining nursery population and habitat and the associated cultural services (existence value and bequest value, Figure 11).

Option 2: Biodiversity offset based on stakeholder categories and gender. A selection based on beneficiaries could bring another point of view. Contrary to previous studies (e.g., [29,30]), we found no relationship between stakeholder category and gender with ES. This result is because almost all interviewees raised livestock (86%), even on a small scale for their own consumption, and those who did not consumed livestock products. Services such as 'animal reared for nutrition purposes' or 'wild plants grazed by reared animals'

were therefore identified by almost all participants. Similarly, services related to biodiversity and its maintenance were identified by more than three quarters of interviewees. Therefore, in this type of rangeland, targeting ES through biodiversity offset will not lead to a bias in stakeholder category or gender inequality, nor will the selection of ES based on vulnerable categories of stakeholders be necessary (such as women or elders [22]).

Option 3: Biodiversity offset based on common landscape units. Our results suggest that from the point of view of equality between beneficiaries across the landscape, offsetting could target ES produced by the four most common landscapes identified by interviewees (Figure 8), i.e., sand, steppe, village and no landscape frontier. If we add a criterion of targeting ES that impact the most beneficiaries [22], we are able to prioritise ES among these four landscape units. We suggest that by cross-referencing the ES related to the four relevant landscape units (Figures 5–7) and targeting ES identified by most interviewees (Figures 9–11), we should prioritise those ES in the following types of landscape:

(i) Sand: 'Wild plants grazed by reared animals' (Figures 5 and 9) and 'Control of erosion rate' (Figures 6 and 10)

(ii) Steppe: 'Cultivated plants for nutrition', 'Cultivated plant for fodder', 'Material from wild plants' (medicinal use) (Figures 5 and 9) and 'Control of erosion rate' (Figures 6 and 10)

(iii) Village: 'Reared animals for nutrition', 'Reared animals for energy' (manure), 'Groundwater for irrigation' (Figures 5 and 9), 'Decomposition and fixing processes and their effect on soil quality' (Figures 6 and 10), and 'Characteristics of living systems that enable aesthetic experiences' (Figures 7 and 11).

(iv) No landscape frontier: 'Maintaining nursery population and habitat', 'Seed dispersal' (wind-induced) (Figures 6 and 10), 'Characteristics or features of living systems that have an existence value' and 'Characteristics or features of living systems that have an option or bequest value' (Figures 7 and 11).

2.4.2.2. Choice of Sites for Biodiversity Offset Schemes

Since ES are associated with beneficiaries, off-site biodiversity offset is not an option. In addition, to provide benefits to all stakeholders, common landscape units should be used for offset (Figure 8). For example, if offsetting was implemented around the Shu river or Betpak-Dala steppe, northern villages would be favoured by ES, whereas southern villages would benefit more from offsetting in the mountains, foothills and lakes area. Therefore, the units sand, steppe, village and no landscape frontier should be used for biodiversity offset schemes.

2.4.3. From Suggestions to Biodiversity Offset Strategies: What to Offset and Where?

By cross-referencing options 1–3 above (Section 4.2.1) with site selection (Section 4.2.2), we found different strategies. (i) The first would prioritises the ES 'wild plants grazedby reared animals' and 'control of erosion rate' in the sand landscape unit. This strategy would be a like-for-like offset solution, as the ES targeted are those that are potentially impacted in the *sand* unit (Figure 5) where the uranium mines are located. Furthermore, biodiversity offsets would be implemented in the landscape unit that initially provided the ES (Figure 5) and is a unit common to all villages (Figure 8). If such an offsetting strategy was not possible to implement, other possibilities would be: (ii) like-for-like offsets but in another landscape unit, such as steppe, that provides similar ES (Figure 5). (iii) Use of the no landscape frontier unit, where suitable solutions to prioritise could be protection measures for the preservation of fauna and flora (Figure 6), contributing to the existence value and bequest value of biodiversity-related ES (Figure 10), that are indirectly impacted by mining activities.

As ES provided by no landscape frontier units can be perceived anywhere, protection measures could be implemented in common landscape units suchas sand or steppe (Figure 8). However, the site should be chosen in terms of its ability to compensate for biodiversity and it would have to be verified that sufficient ecological gains can be achieved in the steppe or sand landscape units [22]. (iv) *Out-of-kind* offsets (meaning that the ES targeted are not those impacted), such as the planting of trees in villages, would contribute to the service 'characteristics of living systems that enable aesthetic experiences' and reach most of the beneficiaries (Figure 11).

2.4.4. Service-Based Scenarios and Their Potential Indirect Impacts on Other Provision of ES

Since offsetting schemes themselves can have indirect impacts on the provision ofES [10,11], we can use Figures 9–11 to consider those impacts. (i) and (ii) Ecosystem services such as 'control of erosion rate' could be targeted through the protection and restoration of vegetation [60]. However, such scenarios would initially reduce winter grazing and associated services (wild plant grazed by reared animals and then reared animals for nutrition, material and energy) until the vegetation is re-established (Figure 9). (iii) The implementation of biodiversity protection measures would improve the service 'maintaining nursery population and habitat', and the associated cultural services 'characteristics or features of living systems that have an existence' value and 'characteristics or features of living systems that have an option or bequest value' (Figure 11). Nevertheless, such measures would lead to a decrease of other ES [10,11], either through access to winter pastures if implemented in the sandy desert, or access to medicinal plants in the steppe (Figure 9). (iv) Planting in villages to green and beautify would improve the service 'characteristics of living systems that enable aesthetic experiences' (Figure 11) but would also involve higher consumption of groundwater for irrigation, which would then be less available for vegetable gardens and orchards (Figure 9). Another example of an indirect impact through biodiversity offset, exists already in the Sozak district: saxaul trees are planted in compensation schemes, but are protected and cannot be used as firewood (Figure 9) without the permission of the forest authorities. Therefore, the service 'wild plants for energy' is reduced.

2.4.5. The Benefits of Considering Ecosystem Services in Biodiversity Offsets

Populations in rangelands rely heavily on ES for their livelihoods [5,24]; therefore, biodiversity offset mechanisms should also compensate for the ES impacted. Our study does not call this into question. We provide a framework for identifying the ES to prioritise for beneficiaries in the right landscape units according to the vision of the local stakeholders. This approach highlights the importance of implementing offset schemes in the landscapes closed to the area impacted, thus providing a fairer offset for the beneficiaries [5]. As offset mechanisms can affect ES or access to ES [10,11,24], we suggest that a systemic approach to ES identification (i.e., at the landscape scale) should be implemented during the offset scenarios' design stage. This approach would avoid the potential indirect impacts sometimes caused by biodiversity offsets.

2.4.6. Towards a Framework Applicable Worldwide

The developed framework incorporates recommendations from the literature on the integration of ES in biodiversity offset schemes. We propose a systemic approach [22], which considers ES at the landscape scale in order to identify priority ES, access to these different ES by beneficiaries [11] and also to improve understanding of impacts on social needs and preferences [22]. In their study, Souza et al. state that a review of ES is necessary for ES-oriented offsets [11]. Our framework addresses the first two steps of this review: the identification and prioritisation of ES.

The developed framework could be used worldwide for future offset plans. Figure 2 shows the methodology to be applied. The framework is intended to be generic but there are specific parts for each area worldwide and new context: (i) the literature search on ecosystem services to adapt the interview guide to other study areas; (ii) the determination of stakeholder categories, as they should represent the diversity of local stakeholders; (iii) the choice of villages (or settlements, e.g., in the case of mobile populations); and (iv) the Google Earth and Google Map background maps used during the interviews. Through this framework, we test some recommendations for the prioritisation step: targeting ES lost in development and targeting the most beneficiaries [22]. Nevertheless, in future research and other area of the world, other prioritisation criterions can be used. As shown in Figure 2, depending on the local context, other questions and hypothesis can be tested, in addition to the relationship between landscape and ES and stakeholders and ES ('Other possible combinations depending on the questions to be tested for the ecosystem services provision').

2.4.7. Ecosystem Services-Based Offsets as a Complementary Measure in Biodiversity Offset

In order to effectively integrate ES into biodiversity offset schemes, other elements have to be assessed. Planning offsets for both biodiversity and ES can be challenging. Areas providing ES and ecologically important areas are not always compatible [5,11]. Offset strategies targeting impacted ES may, therefore, not meet the criteria for biodiversity offsets [11]. Furthermore, they may not fulfil the legal requirement. For example, in Kazakhstan in the case of ISR mining 'Subsoil users, when using plots of the state forest fund for uranium mining by the method of underground borehole leaching, shall be obliged, during the first three years of subsoil development, to make compensatory plantings of forest plantations in double the size of the area' (Article 54 of the Forest Code of the Republic of Kazakhstan [61]). However, decisions on the modalities of the plantation are taken at the level of regional authorities [61]. Thus, in order to achieve ecological and biodiversity objectives and meet legal requirements, biodiversity offsets for ES should take the form of additional or complementary measures [5,11].

The implementation of additional measures for ES would avoid some drifts. Indeed, it would be risky to supplant the current approach of biodiversity offsets, based on species and habitats: an approach based only on ES may lead to the substitution of the original species or habitats by other species and habitats providing the same ES as those impacted [5]. Therefore, Jacob et al. [5] propose that the integration of ES should be conducted in asecond step, after ensuring that the ecological equivalence required by biodiversity offsets is achieved.

When offsetting ES, the potential biodiversity offset schemes should be differentiated according to the categories of ES considered. Provisioning and cultural ES should be accessible to communities, whereas this is not necessarily the case for regulating and maintenance services [11]. Attention should be paid to increasing access to provisioning services, that can sometimes negatively impact cultural and regulation and maintenance services [5]. When a development project is implemented, it should also be taken into account that some ES are simply not compensable, for example, a unique area that provides important spiritual or aesthetic ES for populations will most likely never be compensated for if lost [5].

2.5. Conclusions

We developed a systemic approach to integrate ecosystem services (ES) into biodiversity offset schemes to compensate for the negative impacts of economic development projects. We outlined a framework that allowed ES to be identified and prioritised across different landscapes. Interviews with local stakeholders allowed us to determine bundles of ES that impacted as many beneficiaries as possible. Interviewees also efficiently described the landscape units providing those ES. The category (local authority, elder, herder farmer, social and health worker, mother with many children, teacher or inhabitant) and gender of participants did not influence the identification of ES in this specific context of Kazakh rangelands. Stakeholders preferred services provided by the landscape units close to their village. Since ES and landscape units are significantly linked, we suggest that biodiversity offset should target ES provided by the landscape where mining activities occur. We show that to avoid conflict and bias when offset schemes are implemented, ES provided by landscape units accessible to all villagers should be targeted as a priority. In addition, a systemic understanding of the provision of ES across different landscape units would make it possible to consider both the potential direct and indirect impacts of development project and biodiversity offset scenarios on ES.

Supplementary Materials: The following supporting information can be downloaded at: https://www.mdpi.com/article/10.3390/land12010202/s1, Table S1. Interview guide for identification of ecosystem services. Table S2: p-value of the 13 χ^2 test performed on the ecosystem services and landscape units matrix tables. A p-value < 0.05 rejects the H0 hypothesis (independence between ecosystem services at each level of CICES and landscape unit) and shows that the two variables are related. Table S3: Links between ecosystem services class (C) (or group (G) when class contribution to the axes is not sufficient) and landscape units, according to the respective contributions of each variable to dimensions (axes) and their relative position on the contributed axes of the performed correspondence analysis. Table S3 summarizes the results of 6 correspondence analysis (Group of provisioning ecosystem services and landscape units; group of regulation and maintenance ecosystem services and landscape units; group of cultural ecosystem services and landscape units; class of provisioning ecosystem services and landscape units; class of regulation and maintenance ecosystem services and landscape units; class of cultural ecosystem services and landscape units).

Author Contributions: Conceptualization, A.B., A.I. and J.-D.C.; methodology, A.B., A.I. and J.-D.C.; formal analysis, A.B.; investigation, A.B., A.I. and S.K.; data curation, A.B.; writing—original draft preparation, A.B.; writing—review and editing, A.B., A.I., J.-D.C., P.S., V.R. and S.T.; visualization, A.B.; supervision S.T., V.R. and P.S.; project administration, S.T. and V.R.; funding acquisition, V.R. and S.T. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This research was funded by Orano Mining, France.

Data Availability Statement: The data presented in this study are available on request from the corresponding author.

Acknowledgments: We would like to thank all the participants who agreed to take part in the interview, the employees of the akimats in the eight villages for organising the interviews and welcoming us to their offices, KATCO's CSR department for organising the interviews prior to the fieldwork, our Kazakh-French interpreter Akbope Saparaliyeva, KATCO for the logistics, support and assistance provided in Kazakhstan, Alexia Stokes (native English speaker) who proofread the article, and Orano for granting permission to publish our results. We also thank the anonymous reviewers and editors for their valuable comments and suggestions.

Conflicts of Interest: Véronique Rayot (Orano Mining) reviewed the article as a co-author (contribution in the Writing, review and editing section). Sholpan Koldasbekova (KATCO JV LLP) worked with Annaêl Barnes in the selection of villages and categories of stakeholders (i.e., local authority, elder, herder-farmer, social and health worker, mother of a large family, teachers and villagers). She was in charge of contacting the mayors or mayors' assistants of each village to schedule the interviews. (Contribution in the investigation section).

References

1. MEA. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*; Island Press: Washington, DC, USA, 2005; ISBN 978-1-59726-040-4.
2. OECD. *Biodiversity Offsets: Effective Design and Implementation*; OECD: Paris, France, 2016; ISBN 978-92-64-22251-9.
3. Bennett, G.; Gallant, M. *State of Biodiversity Mitigation 2017. Markets and Compensation for Global Infrastructure Development*; Forest Trends' Ecosystem Marketplace: Washington, DC, USA, 2017.
4. Griffiths, V.F.; Bull, J.W.; Baker, J.; Milner-Gulland, E.J. No Net Loss for People and Biodiversity. *Conserv. Biol.* **2019**, *33*, 76–87. [CrossRef] [PubMed]
5. Jacob, C.; Vaissiere, A.-C.; Bas, A.; Calvet, C. Investigating the Inclusion of Ecosystem Services in Biodiversity Offsetting. *Ecosyst. Serv.* **2016**, *21*, 92–102. [CrossRef]
6. Kiesecker, J.M.; Copeland, H.; Pocewicz, A.; McKenney, B. Development by Design: Blending Landscape-Level Planning with the Mitigation Hierarchy. *Front. Ecol. Environ.* **2009**, *8*, 261–266. [CrossRef] [PubMed]
7. BBOP. *Biodiversity Offset Design Handbook-Updated*; BBOP: Washington, DC, USA, 2012; ISBN 978-1-932928-50-1.
8. Bull, J.W.; Suttle, K.B.; Gordon, A.; Singh, N.J.; Milner-Gulland, E.J. Biodiversity Offsets in Theory and Practice. *Oryx* **2013**, *47*, 369–380. [CrossRef]
9. Bigard, C. Eviter—Réduire—Compenser: D'un Idéal Conceptuel Aux Défis de Mise En Oeuvre. In *Une Analyse Pluridisciplinaire et Multi-Échelle*; Ecologie des communautés, Université de Montpellier: Montpellier, France, 2018.
10. Moilanen, A.; Kotiaho, J.S. Fifteen Operationally Important Decisions in the Planning of Biodiversity Offsets. *Biol. Conserv.* **2018**, *227*, 112–120. [CrossRef]
11. Souza, B.A.; Rosa, J.C.S.; Siqueira-Gay, J.; Sánchez, L.E. Mitigating Impacts on Ecosystem Services Requires More than Biodiversity Offsets. *Land Use Policy* **2021**, *105*, 105393. [CrossRef]
12. Fisher, B.; Turner, R.K.; Morling, P. Defining and Classifying Ecosystem Services for Decision Making. *Ecol. Econ.* **2009**, *68*, 643–653. [CrossRef]
13. Potschin, M.; Haines-Young, R. Defining and Measuring Ecosystem Services. In *Routledge Handbook of Ecosystem Services*; Potschin, M., Haines-Young, R., Fish, R., Turner, R.K., Eds.; Routledge: New York, NY, USA, 2016.
14. Costanza, R.; de Groot, R.; Braat, L.; Kubiszewski, I.; Fioramonti, L.; Sutton, P.; Farber, S.; Grasso, M. Twenty Years of Ecosystem Services: How Far Have We Come and How Far Do We Still Need to Go? *Ecosyst. Serv.* **2017**, *28*, 1–16. [CrossRef]
15. Pascual, U.; Balvanera, P.; Díaz, S.; Pataki, G.; Roth, E.; Stenseke, M.; Watson, R.T.; Başak Dessane, E.; Islar, M.; Kelemen, E.; et al. Valuing Nature's Contributions to People: The IPBES Approach. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* **2017**, *26*, 7–16. [CrossRef]
16. CICES Common International Classification of Ecosystem Services Version 5.1 2018. Available online: https://cices.eu/ (accessed on 9 March 2021).
17. Haines-Young, R.; Potschin, M. *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1. Guidance on the Application of the Revised Structure*; Fabis Consulting: Nottingham, UK, 2018; p. 53.
18. Richter, F.; Jan, P.; El Benni, N.; Lüscher, A.; Buchmann, N.; Klaus, V.H. A Guide to Assess and Value Ecosystem Services of Grasslands. *Ecosyst. Serv.* **2021**, *52*, 101376. [CrossRef]
19. van der Meulen, E.S.; Braat, L.C.; Brils, J.M. Abiotic Flows Should Be Inherent Part of Ecosystem Services Classification. *Ecosyst. Serv.* **2016**, *19*, 1–5. [CrossRef]
20. Haines-Young, R.; Potschin, M. Categorisation Systems: The Classification Challenge. In *Mapping Ecosystem Services*; Burkhard, B., Maes, J., Eds.; Pensoft Publishers: Sofia, Bulgaria, 2017; pp. 42–45.
21. BBOP. *Standard on Biodiversity Offsets*; BBOP: Washington, DC, USA, 2012; ISBN 978-1-932928-44-0.
22. Tallis, H.; Kennedy, C.M.; Ruckelshaus, M.; Goldstein, J.; Kiesecker, J.M. Mitigation for One & All: An Integrated Framework for Mitigation of Development Impacts on Biodiversity and Ecosystem Services. *Environ. Impact Assess. Rev.* **2015**, *55*, 21–34. [CrossRef]
23. Karimi, A.; Yazdandad, H.; Fagerholm, N. Evaluating Social Perceptions of Ecosystem Services, Biodiversity, and Land Management: Trade-Offs, Synergies and Implications for Landscape Planning and Management. *Ecosyst. Serv.* **2020**, *45*, 11. [CrossRef]
24. Sonter, L.J.; Gourevitch, J.; Koh, I.; Nicholson, C.C.; Richardson, L.L.; Schwartz, A.J.; Singh, N.K.; Watson, K.B.; Maron, M.; Ricketts, T.H. Biodiversity Offsets May Miss Opportunities to Mitigate Impacts on Ecosystem Services. *Front. Ecol. Environ.* **2018**, *16*, 143–148. [CrossRef]
25. MEA. *Ecosystems and Human Well-Being: Desertification Synthesis*; World Resources Institute: Washington, DC, USA, 2005; ISBN 978-1-56973-590-9.
26. White, R.P.; Nackoney, J. *Drylands, People, and Ecosystem Services: A Web-Based Geospatial Analysis*; World Resources Institute: Washington, DC, USA, 2003; p. 58.
27. Boone, R.B.; Conant, R.T.; Sircely, J.; Thornton, P.K.; Herrero, M. Climate Change Impacts on Selected Global Rangeland Ecosystem Services. *Glob. Chang. Biol.* **2018**, *24*, 1382–1393. [CrossRef] [PubMed]
28. Stringer, L.C.; Dougill, A.J. Drylands. In *Routledge Handbook of Ecosystem Services*; Potschin, M., Haines-Young, R., Fish, R., Turner, R.K., Eds.; Routledge: New York, NY, USA, 2016.
29. Cáceres, D.M.; Tapella, E.; Quétier, F.; Díaz, S. The Social Value of Biodiversity and Ecosystem Services from the Perspectives of Different Social Actors. *Ecol. Soc.* **2015**, *20*, art62. [CrossRef]
30. Cifuentes-Espinosa, J.A.; Feintrenie, L.; Gutiérrez-Montes, I.; Sibelet, N. Ecosystem Services and Gender in Rural Areas of Nicaragua: Different Perceptions about the Landscape. *Ecosyst. Serv.* **2021**, *50*, 11. [CrossRef]

31. Vialatte, A.; Barnaud, C.; Blanco, J.; Ouin, A.; Choisis, J.-P.; Andrieu, E.; Sheeren, D.; Ladet, S.; Deconchat, M.; Clément, F.; et al. A Conceptual Framework for the Governance of Multiple Ecosystem Services in Agricultural Landscapes. *Landsc. Ecol.* **2019**, *34*, 1653–1673. [CrossRef]
32. Sinare, H.; Gordon, L.J.; Enfors Kautsky, E. Assessment of Ecosystem Services and Benefits in Village Landscapes—A Case Study from Burkina Faso. *Ecosyst. Serv.* **2016**, *21*, 141–152. [CrossRef]
33. Brunn, S.D.; Toops, S.W.; Gilbreath, R. *The Routledge Atlas of Central Asian Affairs*; Routledge: London, UK, 2012; ISBN 978-0-415-49752-7.
34. Robinson, S.; Milner-Gulland, E.J. Contraction in Livestock Mobility Resulting from State Farm Reorganisation. In *Prospects for Pastoralism in Kazakhstan and Turkmenistan. From State Farms to Private Flocks*; Kerven, C., Ed.; Routledge: London, UK, 2003; pp. 128–145.
35. Kerven, C.; Robinson, S.; Behnke, R.; Kushenov, K.; Milner-Gulland, E.J. A Pastoral Frontier: From Chaos to Capitalism and the Re-Colonisation of the Kazakh Rangelands. *J. Arid. Environ.* **2016**, *127*, 106–119. [CrossRef]
36. Kerven, C.; Shanbaev, K.; Alimaev, I.; Smailov, A.; Smailov, K. Livestock Mobility and Degradation in Kazakhstan's Semi-Arid Rangelands. In *The Socio-Economic Causes and Consequences of Desertification in Central Asia*; Behnke, R., Ed.; NATO Science for Peace and Security Series; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2008; pp. 113–140. ISBN 978-1-4020-8543-7.
37. KATCO. Corporate Social Responsability Report. Delivering on Our Sustainability Agenda. 2020. Available online: https://www.orano.group/docs/default-source/orano-doc/expertises/producteur-uranium/katco_csr_2020_english.pdf?sfvrsn=13d4e966_2 (accessed on 9 March 2021).
38. Ferret, C. Mobile Pastoralism a Century Apart: Continuity and Change in South-Eastern Kazakhstan, 1910 and 2012. *Cent. Asian Surv.* **2018**, *37*, 503–525. [CrossRef]
39. OECD. *Monitoring the Development of Agricultural Co-Operatives in Kazakhstan*; OECD Publishing: Paris, France, 2019; p. 59.
40. Wright, I.A.; Malmakov, N.I.; Vidon, H. New Patterns of Livestock Management. Constraints to Productivity. In *Prospects for Pastoralism in Kazakhstan and Turkmenistan. From State Farms to Private Flocks*; Kerven, C., Ed.; Routledge: London, UK, 2003; pp. 108–127.
41. Fileccia, T.; Jumabayeva, A.; Nazhmidenov, K. *Highlights on Four Livestock Sub-Sectors in Kazakhstan—Sub-Sectoral Cross-Cutting Features and Issues*; FAO Investment Centre Division: Rome, Italy, 2010; p. 138.
42. Baltic Cleantech Alliance. The Report on Mining for UNCSD 18 (Republic of Kazakhstan). 2016, p. 5. Available online: https://balticcleantech.com/wp-content/uploads/2016/04/mining-Kazakhstan_eng.pdf (accessed on 9 March 2021).
43. Global Business Reports. *Kazakhstan's Mining Industry. Steppe by Steppe*; Engineering and Mining Journal: Jacksonville, FL, USA, 2015; p. 20.
44. Lengellé, J.-F.; Park, Y.; Bloch, F.; Kupina, L.; Olson, O.; Trimouillas, P.-E. *Reforming Kazakhstan: Progress, Challenges and Opportunities*; Published under the responsibility of the Secretary-General of the OECD, OECD: Paris, France, 2018; p. 187. Available online: https://www.oecd.org/eurasia/countries/OECD-Eurasia-Reforming-Kazakhstan-EN.pdf (accessed on 9 March 2021).
45. Fyodorov, G.V. *Uranium Production and the Environment in Kazakhstan*; International Atomic Energy Agency: Vienna, Austria, 2002; Volume 33.
46. Seredkin, M.; Zabolotsky, A.; Jeffress, G. In Situ Recovery, an Alternative to Conventional Methods of Mining: Exploration, Resource Estimation, Environmental Issues, Project Evaluation and Economics. *Ore Geol. Rev.* **2016**, *79*, 500–514. [CrossRef]
47. Archer, S.R.; Predick, K.I. An Ecosystem Services Perspective on Brush Management: Research Priorities for Competing Land-Use Objectives. *J. Ecol.* **2014**, *102*, 1394–1407. [CrossRef]
48. Du, B.; Zhen, Y.; Yan, H.; de Groot, R.; Leemans, R. Comparison of Ecosystem Services Provided by Grasslands with Different Utilization Patterns in China's Inner Mongolia Autonomous Region. *J. Geogr. Sci.* **2018**, *28*, 1399–1414. [CrossRef]
49. Dutilly-Diane, C.; McCarthy, N.; Turkelboom, F.; Bruggeman, A.; Tiedemann, J.; Street, K.; Gianluca, S. *Could Payments for Environmental Services Improve Rangeland Management in Central Asia, West Asia and North Africa?* CGIAR Systemwide Program on Collective Action and Property Rights: Washington, DC, USA, 2007.
50. Fu, Q.; Li, B.; Hou, Y.; Bi, X.; Zhang, X. Effects of Land Use and Climate Change on Ecosystem Services in Central Asia's Arid Regions: A Case Study in Altay Prefecture, China. *Sci. Total Environ.* **2017**, *607*, 633–646. [CrossRef] [PubMed]
51. Li, J.; Chen, H.; Zhang, C.; Pan, T. Variations in Ecosystem Service Value in Response to Land Use/Land Cover Changes in Central Asia from 1995-2035. *PeerJ* **2019**, *7*, e7665. [CrossRef] [PubMed]
52. Murali, R.; Ikhagvajav, P.; Amankul, V.; Jumabay, K.; Sharma, K.; Bhatnagar, Y.V.; Suryawanshi, K.; Mishra, C. Ecosystem Service Dependence in Livestock and Crop-Based Production Systems in Asia's High Mountains. *J. Arid. Environ.* **2020**, *180*, 104204. [CrossRef]
53. Schild, J.E.M.; Vermaat, J.E.; de Groot, R.S.; Quatrini, S.; van Bodegom, P.M. A Global Meta-Analysis on the Monetary Valuation of Dryland Ecosystem Services: The Role of Socio-Economic, Environmental and Methodological Indicators. *Ecosyst. Serv.* **2018**, *32*, 78–89. [CrossRef]
54. Behnke, R.H., Jr. Reconfiguring Property Rights and Land Use. In *Prospects for Pastoralism in Kazakhstan and Turkmenistan. From State Farms to Private Flocks*; Kerven, C., Ed.; Routledge: London, UK, 2003; pp. 75–107.
55. *Google Earth Pro*, version V. 7.3.3.7721; Google: Mountain View, CA, USA, 2021.

56. *Google Maps*, Données cartographiques ©2021; Google: Mountain View, CA, USA, 2021.
57. *NVivo*, version NVivo 12; QSR International Pty Ltd.: Burlington, MA, USA, 2018.
58. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*, version 4.2.2.; R Core Team: Vienna, Austria, 2022.
59. Grantham, H.S.; Portela, R.; Alam, M.; Juhn, D.; Connell, L. Maximizing Biodiversity and Ecosystem Service Benefits in Conservation Decision-Making. In *Routledge Handbook of Ecosystem Services*; Potschin, M., Haines-Young, R., Fish, R., Turner, R.K., Eds.; Routledge: New York, NY, USA, 2016; pp. 554–563.
60. Liu, J.; Li, S.; Ouyang, Z.; Tam, C.; Chen, X. Ecological and Socioeconomic Effects of China's Policies for Ecosystem Services. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **2008**, *105*, 9477–9482. [CrossRef]
61. Republic of Kazakhstan. *Article 54 of Forest Code of Republic of Kazakhstan: Conduction of Works in the State Forest Resources That Are Not Related to Forest Management and Forest Use (2003, Amended in 2021)*; «Institute of legislation and legal information of the Republic of Kazakhstan» of the Ministry of Justice of the Republic of Kazakhstan: Astana, Kazakhstan, 2021.

Disclaimer/Publisher's Note: The statements, opinions and data contained in all publications are solely those of the individualauthor(s) and contributor(s) and not of MDPI and/or the editor(s). MDPI and/or the editor(s) disclaim responsibility for any injury to people or property resulting from any ideas, methods, instructions or products referred to in the content.

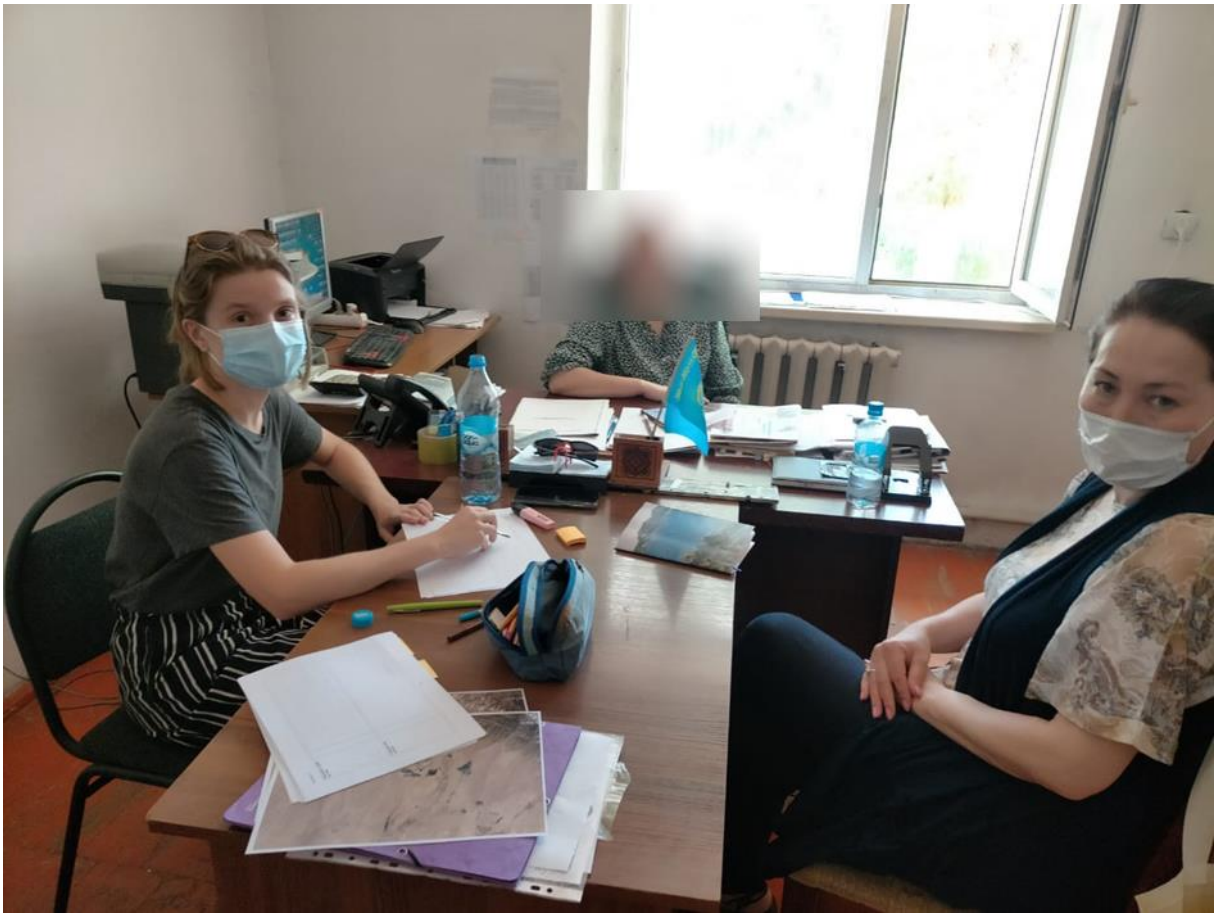


Figure 12. Entretien mené dans le district de Sozak pour l'identification des services écosystémiques, dans un *Akimat*. De gauche à droite : Annaêl Barnes, le participant (flouté, car nous n'avons pas fait signer d'autorisation de droit à l'image), et Akbope Saparaliyeva, notre interprète

2.6. Résultats complémentaires : la vision de KATCO et Orano sur les services écosystémiques fournis par le désert de Muyunkum et ciblés à travers la compensation écologique

En plus de l'identification des services écosystémiques d'intérêt auprès des habitants du district de Sozak, des entretiens ont également été menés auprès de onze personnes travaillant chez KATCO et chez Orano. L'**Annexe 2.10** décrit les fonctions des participants à cet entretien. L'objectif est de considérer aussi la vision des acteurs privés et miniers sur les services écosystémiques et la compensation écologique. Le guide d'entretien est différent, et est disponible en **Annexe 2.11**. Il s'agit du même questionnaire utilisé pour la description de la compensation écologique en Asie Centrale et au Kazakhstan, détaillée dans le **chapitre 1**. Seule la seconde partie du questionnaire (« Services écosystémiques ») est utilisée pour la présente partie. Ces résultats complémentaires sont présentés ci-après sous forme d'une synthèse en deux parties et d'un tableau récapitulatif des services écosystémiques mentionnés (**Tableau 4**).

2.6.1. Les services écosystémiques fournis par le désert de Muyunkum

Il s'agit d'une zone peu peuplée avec beaucoup d'agriculture : autour du site minier, il semble que les besoins pour les populations soient principalement liés à l'eau potable, l'alimentation humaine, l'élevage, les cultures, et l'accès à des sources de chaleur pour l'hiver. Le désert de Muyunkum est en effet utilisé comme zone de pâturage, notamment en hiver. KATCO estime avoir un impact sur la mobilité des troupeaux sur ces pâturages. Cela peut d'ailleurs causer des problèmes car le bétail peut involontairement détruire certaines infrastructures. Les troupeaux risquent également de tomber dans les bassins de boues, dans lesquelles sont stocké la boue de bourrage non radioactive. Aujourd'hui, des clôtures ont été mises en place pour limiter cela, mais les populations collectent quand même de l'eau dans les puits qui servent au suivi environnemental, notamment dans les zones de Muyunkum où il y a de l'arthésianisme. L'accès à l'eau est donc un SE crucial, mais les populations se sentent limitées à cause des usages industriels. KATCO est prêt à construire des puits, mais les villages doivent obtenir pour cela des autorisations de l'*Akimat* du district de Sozak. Concernant la qualité de l'eau, l'eau souterraine dans le district de Sozak n'est pas potable à proprement parler. Il y a plusieurs aquifères dans la zone minière : un quaternaire conforme à des usages agricoles mais trop salé pour être considéré potable, un aquifère dans le crétacée conforme pour un usage sanitaire après un traitement UV pour la bactériologie, et un aquifère qui peut être artésien sur Muyunkum riche en uranium, en métaux et en sel. KATCO essaie de limiter l'accès via ses puits technologiques et ses piézomètres à l'eau naturellement riche en uranium et métaux. Pour l'énergie, les populations utilisent le saxauls (*Haloxylon* spp.) et d'autres espèces arbustives pour se chauffer, bien que sa coupe soit interdite.

Lors des travaux miniers, après nivellement et mise en place des pipelines qui nécessitent de couper les arbustes tels que le saxaul, les populations sont informées et peuvent récupérer les arbustes coupés. Cependant, ce défrichage déstabilise et perturbe les dunes et favorise leur déplacement et leur érosion. Le saxaul, par exemple, permet en effet de limiter le mouvement du sable. La végétation permet aussi de limiter les processus de désertification, de protéger du vent et de limiter les fortes températures, surtout pendant l'été. Le site de Tortkuduk a également été évoqué selon des SE culturels : de fortes et agréables odeurs de conifères, particulières et uniques se dégagent lors des premières pluies du printemps, et des paysages apaisants, notamment lors du lever du soleil sur les forêts de saxauls. Les paysages sont également décrits comme spectaculaires et sauvages. Pour des personnes ayant vécu sur la base vie de chantier, les zones végétalisées sont également plus agréables pour la course à pied, donc pour des usages sportifs. Les zones d'Asie Centrale où est implanté Orano sont aussi des candidates intéressantes pour l'énergie solaire et éolienne, qui pourraient être utilisées par les habitants locaux.

2.6.2. Les services écosystémiques qui pourraient être ciblés à travers la compensation écologique

La compensation écologique telle que planifiée actuellement, c'est-à-dire la plantation, en majorité de saxauls, sur deux fois la surface du permis d'exploitation (*Republic of Kazakhstan*, 2021), permettrait la fourniture de SE intéressants. Pour comprendre certains SE mentionnés, il est important de préciser qu'il était question, à un moment, de réaliser une ceinture verte autour de la ville de Turkestan dans le cadre de la compensation écologique. Tout d'abord, en fonction des espèces, la plantation peut nécessiter la mise en place de puits pour l'irrigation, qui pourraient également être mis à disposition des populations pour l'accès à l'eau. En outre, selon certains participants, le stockage du carbone n'est pas la priorité pour les populations locales, et serait donc un « bonus » de la compensation écologique. Pour d'autres, la plantation de saxauls représente une opportunité pour le stockage du carbone et l'atténuation des changements climatiques, mais sans certitude sur le niveau de séquestration effectif de l'espèce. Elle pourrait également protéger du vent, améliorer la qualité de l'air et réguler le climat localement, apportant de la fraîcheur aux habitants. La reforestation est également vue comme favorisant la biodiversité, ainsi qu'un retour de la faune sauvage qui pourrait être chassée (ou non) par les populations. Une compensation par plantation peut également apporter de l'esthétisme, de la verdure, et pourrait être accompagnée d'infrastructures comme des sentiers, des panneaux explicatifs, des gîtes, qui mettraient en valeur ces forêts auprès du public. Elle serait source de fierté à l'international, d'une image d'une nation qui se préoccupe de l'avenir de la planète, allant à l'encontre de son image de producteur d'hydrocarbures. Une plantation en ceinture verte autour de Turkestan aurait eu une dimension symbolique, par le rappel de la circularité des yourtes, des chapeaux, etc., élément de

la culture kazakhe, et aurait pu guider les populations du sud du Kazakhstan dans leur conscience écologique naissante. Le saxaul, par son statut de protection et son aspect emblématique du pays, a aussi une dimension symbolique forte.

2.6.3. Récapitulatif des services écosystémiques mentionnés

Les services écosystémiques d'**approvisionnement** les plus mentionnés par les acteurs miniers de KATCO et Orano sont, d'après le **Tableau 4** (page suivante) : les plantes sauvages utilisées comme source d'énergie et les plantes sauvages pâturées par les animaux d'élevage pour les services biotiques, et l'eau pour boire (bien qu'elle ne soit pas potable) et pour abreuver le bétail pour les services abiotiques. Ces quatre services sont fournis initialement par le désert de Muyunkum d'après la **section 2.6.1**. Le services de **régulation & maintenance** le plus important est la régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans (**Tableau 4**), notamment via la séquestration de carbone d'après la **section 2.6.2**. Enfin, le service **culturel** le plus mentionné est : caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique (**Tableau 4**), fourni grâce aux paysages impressionnants et paisibles du désert de Muyunkum (**section 2.6.1**).

Tableau 4. Classes CICES et codes associés des services écosystémiques mentionnés par les acteurs miniers de KATCO et Orano, nombre de mentions et pourcentage des participants ayant mentionné le service. Les services écosystémiques sont présentés dans l'ordre des codes CICES croissants. Pour rappel : les codes commençant par 1 sont les services d'approvisionnement biotiques, par 2 les services de régulation & maintenance biotiques, par 3 les services culturels biotiques, et par 4 les services d'approvisionnement abiotiques. * signifie qu'il ne s'agit pas d'un service écosystémique final décrit dans CICES (2018), mais d'un service intermédiaire participant à la fourniture d'un autre service écosystémique final

Classe de service écosystémique et code (CICES, 2018)	Nombre de mentions	Pourcentage de participants (%) (n=11)
1.1.1.1. Plantes cultivées pour l'alimentation	1	9
1.1.3.1. Animaux élevés pour l'alimentation	3	27
1.1.5.3. Plantes sauvages utilisées comme source d'énergie	5	46
1.1.5.4. Plantes sauvages pâturées par les animaux d'élevage*	6	55
1.1.6.1. Animaux sauvages pour l'alimentation	3	27
2.2.1.1. Contrôle des taux d'érosion	3	27
2.1.1.2. Filtration / séquestration / stockage / accumulation par les micro-organismes, les plantes, les animaux, etc.	1	9
2.2.1.4. Protection contre le vent	2	18
2.2.2.3. Maintien des populations et des habitats	4	36
2.2.6.1. Régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans	5	46
2.2.6.2. Régulation de la température et de l'humidité	3	27
3.1.1.1. Caractéristiques des systèmes vivants qui permettent des activités favorisant la santé, le repos, le plaisir, à travers des interactions actives ou immersives	2	18
3.1.1.2. Caractéristiques des systèmes vivants qui permettent des activités favorisant la santé, le repos, le plaisir, à travers des interactions passives ou d'observation	1	9
3.1.2.4. Caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique	6	55
3.1.2.2. Caractéristiques des systèmes vivants qui permettent l'éducation ou la formation	1	9
3.1.2.3. Caractéristiques des systèmes vivants qui sont importants en termes de culture ou d'héritage	1	9
3.2.1.1. Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une signification symbolique	3	27
4.2.1.1. Eau pour boire	5	46
4.2.1.5. Eau pour abreuver le bétail*	4	36
4.3.2.3. Energie solaire	1	9
4.3.2.4. Energie éolienne	1	9

Références des résultats complémentaires du Chapitre 2

CICES, 2018. Common International Classification of Ecosystem Services Version 5.1. URL https://cices.eu/ (accessed 1.10.20).

Republic of Kazakhstan, 2021. Article 54 of Forest Code of Republic of Kazakhstan: Conduction of works in the state forest resources that are not related to forest management and forest use (2003, amended in 2021), Forest Code.

A partir des SE ainsi identifiés, nous pouvons cibler des mesures compensatoires qui contribueraient à leur fourniture. Dans le chapitre suivant, nous établissons ainsi un ensemble de pratiques de compensation écologique qui répondent à cet objectif, et nous vérifions avant tout l'acceptabilité sociale des habitants du district de Sozak pour ces pratiques.

Chapitre 3 – Acceptabilité sociale de pratiques de compensation écologique et services écosystémiques attendus : le cas du district minier de Sozak au Kazakhstan

Ce chapitre a ainsi pour objectif spécifique d'évaluer l'acceptabilité sociale de pratiques de compensation écologiques basées sur la fourniture de SE d'intérêt (**O2**), identifiés dans le **chapitre 2**. Ainsi, nous réalisons la seconde étape de notre cadre méthodologique, essentielle pour éliminer ou identifier les sources potentielles d'impacts sociaux et ainsi assurer la durabilité de la compensation écologique. Pour rappel, nos deux hypothèses étaient que, si des pratiques permettaient l'amélioration ou la production de ressources pastorales ou fourragères, elles seraient acceptées (**H2.1**), et que les SE attendus à travers la compensation écologique sont ceux qui sont potentiellement impactés par les activités minières (**H2.2**) (donc, perçus dans le désert de Muyunkum d'après le **chapitre 2**).

Ce chapitre est rédigé sous un format d'article scientifique mais n'est pour le moment pas soumis. Les résultats ont vocation à être publiés après la thèse. En effet, la même étude a été réalisée en Mongolie en mai-juin 2023 dans le cadre du projet avec l'entreprise Orano. Nous attendons donc les résultats pour les intégrer et comparer l'acceptabilité sociale des pratiques de compensation écologique entre la Mongolie et le Kazakhstan.

Nous ne répétons pas dans la section d'introduction les notions sur la compensation écologique et les services écosystémiques, et la description de la compensation écologique au Kazakhstan (**chapitre 1**), ni ne décrivons en détail le Kazakhstan et le district de Sozak (**chapitres 1 et 2**), bien qu'un court rappel soit disponible dans la section Matériels et Méthodes du présent chapitre. Ces informations seront incluses dans la version à soumettre pour publication. De plus, quelques photographies ont été incluses dans le texte. Elles pourront être retirées pour la soumission, mais servent ici à rendre la lecture plus agréable et à illustrer certains propos.

Les annexes citées dans le texte sont disponibles à la fin du manuscrit.

Bonne lecture !

Acceptabilité sociale de pratiques de compensation écologique et services écosystémiques attendus : le cas du district minier de Sozak au Kazakhstan

Annaêl Barnes[1,2,3,*], Alexandre Ickowicz[1,2], Jean-Daniel Cesaro[1,2], Samir Messad[1,2], Paulo Salgado[2,3], Alexia Stokes[4], Véronique Rayot[5], Sholpan Koldasbekova[6], Simon Taugourdeau[1,2]

[1] CIRAD, UMR SELMET, F-34090 Montpellier, France

[2] SELMET, Université de Montpellier, CIRAD, INRAE, Institut Agro, F-34000 Montpellier, France

[3] CIRAD, UMR SELMET, ISRA-LNERV, PPZS, BP 2057, Dakar, Sénégal.

[4] AMAP, Université de Montpellier, CIRAD, CNRS, INRAE, IRD, F-34000 Montpellier, France

[5] Orano Mining, 125 Av. de Paris, 92320 Châtillon, France

[6] KATCO JV LLP, Sauran Street 48, Astana 020000, Kazakhstan

[*] auteur correspondant : annael.barnes@cirad.fr

Résumé

L'acceptabilité sociale doit être mieux intégrée dans les projets de compensation écologique pour s'assurer de la pérennité des mesures compensatoires et de leur succès sur les plans écologique, socioéconomique et culturel. L'objectif de notre étude était d'évaluer l'acceptabilité sociale de différentes pratiques de compensation écologique de mines d'uranium dans le district de Sozak au Kazakhstan, et d'identifier les services écosystémiques (SE) associés. Nous nous attendions à ce que les SE attendus soient semblables à ceux potentiellement impactés par les activités minières, et que les pratiques en rapport avec l'élevage soient bien accueillies. En nous inspirant de méthodes existantes, nous avons réalisé des entretiens semi-directifs auprès de différentes parties prenantes locales du district. Nous avons évalué l'acceptabilité sociale de sept pratiques de compensation et identifié les consensus et dissensus autour de leurs modalités (espèces, irrigation, gestion, etc.) ainsi que les SE et disservices attendus. Nos résultats montrent une forte acceptabilité de pratiques liées à l'élevage (point d'eau, culture fourragère) et l'amélioration de la vie au village (plantations ornementales et d'arbres fruitiers), et un rejet des pratiques pouvant restreindre l'accès aux pâturages (réserve naturelle) ou dont les enquêtés n'ont pas l'habitude (banque fourragère ligneuse). La localisation des villages influence dans certains cas l'acceptabilité des pratiques et les préférences pour les modalités, suggérant la nécessité de les différencier en fonction des unités paysagères dans lesquelles la compensation prend place. Enfin, l'acceptabilité sociale fait également ressortir des attentes qui ne correspondent plus forcément aux critères de la compensation écologique et qui ne compenserait pas pour les SE impactés par les activités minières, démontrant un effet d'opportunité perçu par les participants. Finalement, la conception de la compensation écologique devrait être multicritère, considérant notamment les objectifs écologiques, les SE impactés, et l'acceptabilité sociale.

Mots-clés : compensation écologique, acceptabilité sociale, préférences, acteurs locaux, services écosystémiques

3.1. Introduction

Il est reconnu que les valeurs culturelles et sociales de la biodiversité doivent être considérées dans la compensation écologique (Apostolopoulou et Adams, 2017 ; BBOP, 2012). Cela demande l'intégration des parties prenantes à chacune des étapes de la compensation écologique, et ce le plus tôt possible (Tupala *et al.*, 2022). Or, cette intégration est souvent estimée chronophage, coûteuse et demande à former tous les acteurs impliqués (Tupala *et al.*, 2022). Finalement, les dimensions sociales sont encore peu prises en compte dans la compensation écologique (Apostolopoulou et Adams, 2017). Parmi elles, l'acceptabilité sociale peut être définie comme un « Assentiment de la population à un projet ou à une décision résultant du jugement collectif que ce projet ou cette décision est supérieur aux alternatives connues, incluant le *statu quo* » (Gendron, 2014). Elle est donc issue d'une évaluation collective d'un projet (ou d'une décision), et de la comparaison de ce dernier avec des projets alternatifs, dont un scénario de situation inchangée (Gendron, 2014). L'acceptabilité sociale est de plus en plus étudiée par le secteur académique et appréhendée dans les projets environnementaux (Gendron, 2014). Par exemple, ont été étudiées : l'acceptabilité sociale de l'énergie éolienne en Chine (Yuan *et al.*, 2015), des façades voltaïques et l'agriculture verticale à Singapour (Kosorić *et al.*, 2019), de l'agriculture urbaine (Sanyé-Mengual *et al.*, 2018), mais aussi des projets qui s'apparentent plus à de la compensation écologique, comme les stratégies de reboisement pour l'adaptation au changement climatique au Canada (Hajjar *et al.*, 2014), pour les aires protégées (Khosravi Mashizi et Sharafatmandrad, 2020), ou encore pour différents scénarios d'usage des terres en Australie (Williams, 2011). Il y a encore peu d'études portant spécifiquement sur l'acceptabilité sociale de la compensation écologique ou de scénarios de compensation (Burton *et al.*, 2017 ; Tupala *et al.*, 2022 ; Varumo *et al.*, 2022). Parmi elles, nous pouvons tout de même citer Burton *et al.* (2017) qui évaluent l'acceptabilité de communautés en Australie concernant des modifications de la compensation écologique ; et Kermagoret *et al.* (2016), qui évaluent les préférences entre huit mesures compensatoires d'un projet de ferme éolienne en France.

Différents auteurs s'accordent pourtant sur le fait que les dimensions sociales de la compensation écologique, et notamment l'acceptabilité sociale, devraient être mieux intégrées (Burton *et al.*, 2017 ; Tupala *et al.*, 2022 ; Williams, 2011). En effet, les projets et les décisions publiques sont de plus en plus contestées (Gendron, 2014), voire judiciarisées donc retardées dans leur application : il devient donc nécessaire de mieux la considérer. La prise en compte des dimensions sociales et culturelles est importante pour s'assurer qu'un projet ou une politique soient acceptés, et pour qu'ils puissent être mis en place de manière efficace (Blanco *et al.*, 2020 ; Gendron, 2014). Dans le cadre de projets de restauration, par exemple, Zhang *et al.* (2002) expliquent que les facteurs socioéconomiques, qu'il s'agisse des connaissances, des usages des

arbres, du foncier, ou encore des organisations sociales, affectent positivement ou négativement les résultats de la restauration. Dans le cadre de la compensation écologique, l'acceptabilité sociale doit être prise en compte afin que la compensation puisse atteindre son but écologique, mais aussi satisfaire sa dimension socioéconomique et culturelle (Burton *et al.*, 2017 ; Tupala *et al.*, 2022). En outre, une compensation ne prenant pas en compte les dimensions sociales sera difficilement réalisée (Varumo *et al.*, 2022), ou peu durable. En effet, bien que les projets d'aménagement puissent être à l'origine d'impacts socioéconomiques positifs, ils impactent la biodiversité et peuvent également affecter les usages et les valeurs récréatives ou culturelles de la zone du projet (Tupala *et al.*, 2022). Par la suite, la compensation écologique peut elle-même menacer les besoins et le bien-être des habitants locaux via la restriction de l'accès aux terres ou au ressources naturelles (Bidaud *et al.*, 2017 ; Tupala *et al.*, 2022 ; Varumo *et al.*, 2022).

L'acceptabilité sociale dépendant du contexte et des impacts des projets d'aménagement et de la compensation écologique (Tupala *et al.*, 2022), il convient d'établir un dialogue avec les populations concernées (Gendron, 2014). Il est possible d'utiliser un questionnaire intégrant une échelle de notation allant de « très accepté » à « très rejeté » (Hajjar *et al.*, 2014 ; Khosravi Mashizi et Sharafatmandrad, 2020 ; Kosorić *et al.*, 2019 ; Sanyé-Mengual *et al.*, 2018 ; Williams, 2011 ; Yuan *et al.*, 2015), et d'analyser les préférences en fonction des caractéristiques socio-démographiques (Hajjar *et al.*, 2014 ; Khosravi Mashizi et Sharafatmandrad, 2020 ; Kosorić *et al.*, 2019 ; Williams, 2011 ; Yuan *et al.*, 2015). Certains auteurs étudient l'acceptabilité sociale de manière plus détaillée : par exemple, dans leur étude sur l'acceptabilité sociale des jardins verticaux en milieu urbain, Kosorić *et al.* (2019) évaluent également les préférences pour différents types de végétaux à planter (légumes, herbes médicinales, épices), ainsi que le temps que chaque participant est prêt à accorder à l'irrigation de ces jardins. D'autres auteurs utilisent la « Méthode des choix discrets » (Burton *et al.*, 2017 ; Kermagoret *et al.*, 2016). Cette méthode nécessite de proposer à des individus au minimum deux scénarios (par exemple, de compensation écologique) dans lesquels le niveau de ce qui est appelé « attribut » varie (par exemple : les services écosystémiques potentiellement fournis par les différents scénarios de compensation (Kermagoret *et al.*, 2016), ou encore les espèces animales ciblées à travers la compensation : une espèce effectivement impactée par le projet mais non menacée selon l'IUCN, ou bien une espèce listée en danger (Burton *et al.*, 2017)).

L'objectif principal de notre étude est d'évaluer l'acceptabilité sociale de différentes possibilités de compensation écologique dans le district de Sozak dans le sud du Kazakhstan, dans le cadre de la compensation de mines d'uranium situées dans le désert de Muyunkum. L'élevage (vaches, moutons, chèvres, chevaux et chameaux) a une place cruciale dans le district de Sozak, et les différents paysages du territoire sont utilisés pour faire pâturer les troupeaux tout au long de

l'année (**voir chapitre 2**). Nous nous attendons donc à ce que les méthodes de compensation écologique liées à l'élevage, le fourrage et les pâturages soient bien accueillies, tandis que celles pouvant potentiellement restreindre l'accès aux pâturages ne le soient pas. En outre, le genre, l'âge, le statut socio-économique et la localisation des individus influencent dans certains cas l'acceptabilité sociale (Khosravi Mashizi et Sharafatmandrad, 2020 ; Kosorić *et al.*, 2019 ; Williams, 2011 ; Yuan *et al.*, 2015), et dans d'autres non, ou très peu (Hajjar *et al.*, 2014 ; Kosorić *et al.*, 2019). Il a donc paru utile d'intégrer ces facteurs dans notre étude.

Notre étude porte également sur les services écosystémiques (SE) attendus par la compensation écologique. La conception des mesures compensatoires doit considérer l'effet sur la biodiversité et en conséquence sur la fourniture des SE aux différentes parties prenantes (BBOP, 2012). Ils entrent dans les dimensions sociales et culturelles de la compensation écologique, puisqu'ils concernent, entre autres, les moyens de subsistance et le bien-être des populations, qui peuvent tous deux être impactés par la compensation (Bidaud *et al.*, 2017 ; Tupala *et al.*, 2022). Parmi les études sur l'acceptabilité sociale, Sanyé-Mengual *et al.* (2018) se sont basés sur des listes fermées de SE. Dans leur étude sur la perception des forêts rurales, Blanco *et al.* (2020) ont quant à eux évalué les perceptions positives et négatives, ensuite classées en SE ou disservices (dis-SE). Nous émettons l'hypothèse que les services attendus par la population sont semblables aux services potentiellement impactés par la mine d'uranium. Les SE importants pour les habitants du district de Sozak, et perçus comme fournis par le désert de Muyunkum ont été préalablement identifiés (**voir chapitre 2**) et sont (avec leur code selon *the Common International Classification of Ecosystem Services* : CICES (2018)) : (i) la fourniture de pâturages d'hiver pour le bétail, qui participe aux SE liés aux animaux d'élevage et leurs produits (groupe **1.1.3**), (ii) l'eau souterraine pour la consommation d'eau potable (**4.2.2.1**), notamment pour les bergers employés par les coopératives agricoles et d'élevage en hiver, (iii) les substances minérales pour l'énergie (l'uranium) (**4.3.1.3**), (iv) le contrôle de l'érosion, majoritairement éolienne (**2.2.1.1**), et (v) les caractéristiques biotiques permettant des activités favorisant la santé, le repos, le plaisir, à travers des interactions actives ou immersives (**3.1.1.1**). En outre, certains SE d'intérêt n'étaient pas fournis par des paysages en particulier, et peuvent donc être considérés comme potentiellement fournis par le désert de Muyunkum : (vi) le maintien des populations et des habitats (**2.2.2.3**), qui participe au maintien des SE culturels de valeur d'existence (**3.2.2.1**) et de transmissions aux futures génération (leg) (**3.2.2.2**) de la biodiversité, et (vii) la dispersion des graines par le vent, initialement non présent dans la CICES (2018).

Spécifiquement, à travers des entretiens semi-directifs menés auprès des habitants du district de Sozak, nous cherchons dans la présente étude à :

(i) Identifier les pratiques de compensation écologique acceptées, et évaluer leur niveau d'acceptabilité ;

(ii) Identifier les modalités et des groupes d'itinéraires pouvant être mis en place par pratique ;

(iii) Identifier les critères pouvant influencer l'acceptabilité des pratiques et des modalités, parmi : le genre, les catégories d'acteurs et la localisation des villages au sein des paysages ;

(iv) Identifier les SE et dis-SE attendus pour chacune des pratiques.

3.2. Matériels et méthodes

3.2.1. Zone d'étude

L'étude a été menée dans le district de Sozak, dans la province de Turkestan dans le sud du Kazakhstan (46°1′18.00″–43°23′44.1″ N et 67°6′10.19″–69°20′31.4″ E) (**Figure 1**).

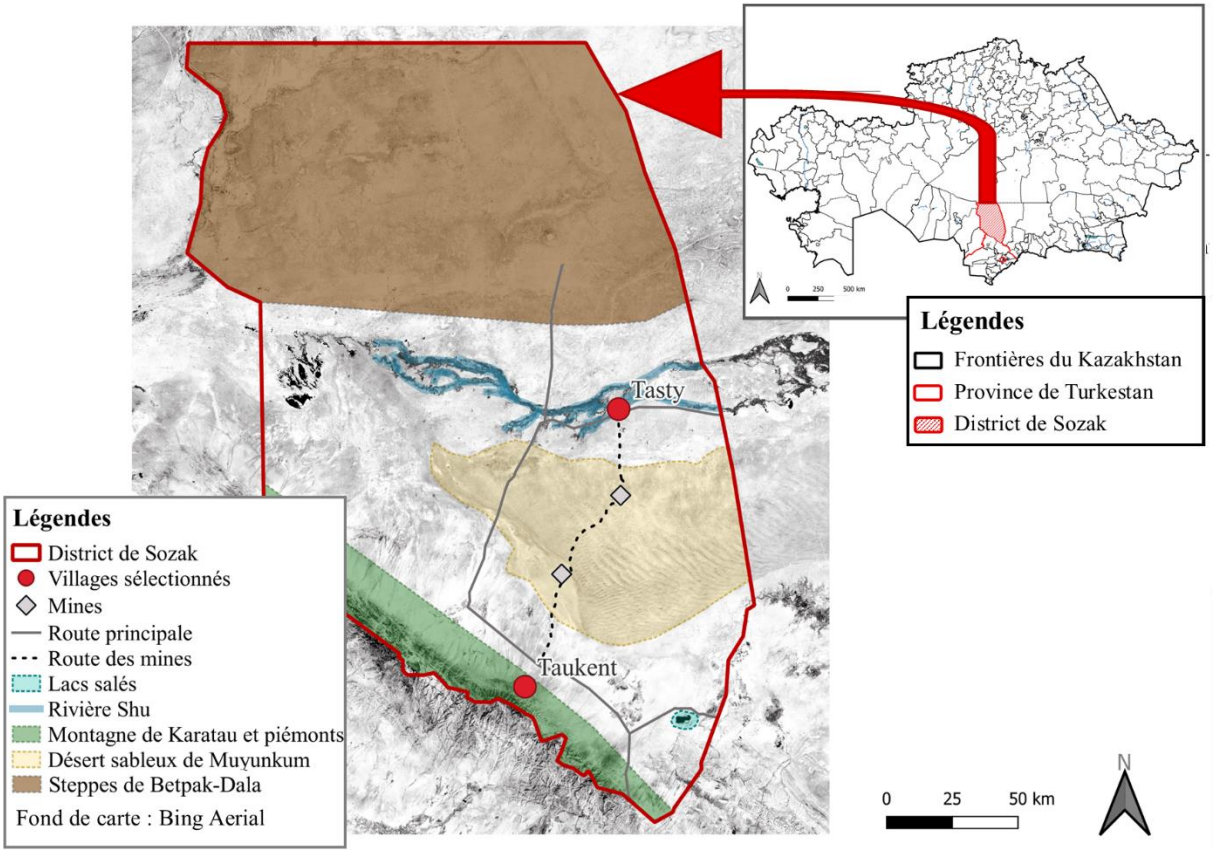


Figure 1. Localisation de la zone d'étude au Kazakhstan, localisation des mines d'uranium exploitées par KATCO dans le désert de Muyunkum (légendé « Mines »), des différentes unités paysagères et des villages sélectionnés pour les entretiens. La partie dans le district de Sozak mais non recouverte par une unité paysagère correspond à l'unité « Steppe »

Le climat est majoritairement désertique froid et steppique froid (Beck *et al.*, 2018 ; Brunn *et al.*, 2012), avec des précipitations annuelles moyennes de moins de 200 mm (Robinson et Milner-Gulland, 2003). Créée en 1996, la *Joint-Venture* franco-kazakh KATCO y exploite les dépôts d'uranium de Muyunkum et Tortkuduk, situés dans le désert de Muyunkum (KATCO, 2020) (**Figure 1**). L'exploitation minière est d'ailleurs l'une des principales activités économiques du district. L'élevage, très représenté sur ce territoire, que ce soit pour la vente ou pour la consommation personnelle, est l'autre activité principale de notre zone d'étude.

3.2.2. Collecte de données

3.2.2.1. Sélection des villages et des participants aux entretiens

Afin de sélectionner les villages en amont des entretiens, nous nous sommes basés sur des résultats de notre précédente étude (**voir chapitre 2**). Nous partons de deux constats : (i) la majorité des SE perçus sont liés à des unités paysagères en particulier, et (ii) les participants aux entretiens percevaient des services fournis par les unités paysagères proches de leur village. De plus, il n'y a pas de population permanente dans le désert de Muyunkum. De ce fait, nous avons ciblé un village par unité paysagère (**Figure 1**) parmi les huit villages visités auparavant (**chapitre 2**). Les villages de Taukent, Kumkent, Shu et Stepnoy ont été sélectionnés et représentent respectivement les villages des piémonts, des lacs salés, de la rivière Shu et de Betpak-Dala (**Figure 1**). Les catégories d'acteurs ciblées à travers les entretiens sont les mêmes que celles de notre première étude (**Tableau 1**). Le **Tableau 1** décrit en quelques lignes chaque catégorie d'acteur : se référer au **chapitre 2** pour retrouver des descriptions plus détaillées.

Nous avons rencontré neuf personnes par village, d'où un total de 36 entretiens. Par conséquent, certaines catégories étaient représentées plus d'une fois par village. En outre, nous avons demandé à rencontrer autant de femmes que d'hommes. Cependant, cette demande n'a pu être réellement respectée : comme le montre le **Tableau 1**, nous avons rencontré une majorité d'hommes. Le genre, les catégories d'âge, les catégories d'acteurs et les unités paysagères sont appelées « **attributs** » dans la suite de l'étude. Au total, 75% des participants possédait du bétail. La catégorie éleveur-agriculteur est bien entendu comprise dans ce pourcentage, qui est complété par les villageois qui possèdent un peu de bétail pour leur famille et leur consommation personnelle, sans vocation de production pour la vente.

Tableau 1. Nombre de participants et pourcentage de participants aux entretiens par attribut. Les attributs sont : le genre, la catégorie d'âge, la catégorie d'acteur et l'unité paysagère dans laquelle est situé le village de l'enquêté

Attribut		**Nombre d'enquêtés**	**Pourcentage d'enquêtés (%)**
Genre			
Homme		25	69,4
Femme		11	30,6
Catégorie d'âge			
[25 – 35[ans		7	19,4
[35 – 45[ans		6	16,7
[45 – 55[ans		10	27,8
[55 – 65[ans		8	22,2
≥ 65 ans		5	13,9
Catégorie d'acteur			
Autorité locale ou son adjoint	*Akim* ou son adjoint. Les décisions concernant le village sont établies au niveau de l'*Akimat* (la mairie). Ils reçoivent aussi les réclamations des villageois.	4	11,1
Ancien	Personne âgée, qui correspond à la catégorie d'âge ≥ 65 ans.	5	13,9
Secteur social et santé	Personnes travaillant dans le secteur de la santé, ou dans le secteur social pour aider financièrement et administrativement les habitants ou familles vulnérables tels que les personnes isolées, handicapées, etc.	6	16,7
Mère de famille nombreuse	Femme ayant au moins 6 enfants. Elles obtiennent des médailles en fonction du nombre d'enfants. Elles sont éligibles aux aides financières et sont souvent sur les listes des familles vulnérables de l'*Akimat*.	4	11,1
Eleveur agriculteur	Eleveurs qui possèdent de grands troupeaux, dont la production est destinée à la vente, et qui font déplacer leur bétail à chaque saison. Ils sont principalement organisés en coopératives, souvent familiales.	6	16,7
Professeur	Professeurs à différents niveaux, de l'école au lycée, et dans différentes disciplines.	5	13,9
Villageois	Une personne prise au hasard, quels que soient son statut ou sa profession.	6	16,7
Unité paysagère			
Betpak-Dala		9	25,0
Rivière		9	25,0
Piémonts		9	25,0
Lacs salés		9	25,0
Total		**36**	**100,0**

3.2.2.2. Déroulement des entretiens, basés sur différentes pratiques de compensation écologique

Nous appelons « **pratique de compensation écologique** » ou « **pratique** » un groupe de méthodes. Par exemple, les plantations en dehors des villages, comme par exemple la plantation de saxauls (le saxaul noir : *Haloxylon ammodendron* (C.A. Mey.) Bunge, et le saxaul blanc : *Haloxylon persicum* (C.A. Mey.) Bunge), sont considérées comme une pratique. Chaque pratique a ensuite des « **modalités** », telles que, pour une pratique de type plantation : le mélange d'espèces ou non, la ou les espèces choisie(s), la surface de plantation, etc. Un ensemble de modalités constitue un « **itinéraire** ».

Les SE perçus comme fournis par le désert de Muyunkum sont potentiellement impactés par la mise en place des mines. Dès lors, nous avons ciblé des pratiques de compensation écologique pouvant potentiellement fournir certains de ces SE, cités en introduction. D'autre part, la liste des pratiques a été établie de manière à être cohérente avec la compensation écologique et/ou les actions pratiquées au Kazakhstan dans le cadre de la compensation écologique (*Republic of Kazakhstan*, 2021) et/ou avec des actions qui pourraient entrer dans le cadre de projets sociétaux (d'après les réponses aux entretiens chez KATCO et Orano menés pour la précision de la compensation écologique en Asie Centrale et pour seconde partie du chapitre 2, **Annexe 2.11**). Ainsi, les pratiques de compensation écologique proposées ciblent la biodiversité, la végétation, ou l'accès à l'eau.

- La plantation d'espèces ligneuses autour et/ou dans le village, que nous appellerons « **Plantation village** » (Photographies en **Figure 2** et **Figure *3***). Les espèces peuvent être des arbres fruitiers, ornementaux, ou des espèces arbustives naturellement présentes dans les paysages du district de Sozak. Cette pratique peut fournir une diversité de SE, tels que la production de fruits, l'utilisation du bois mort comme source d'énergie (Blanco *et al.*, 2020 ; Missall *et al.*, 2015), ou encore le contrôle de l'érosion et la protection contre le vent (Blanco *et al.*, 2020), et l'atténuation des tempêtes de poussière et de sable (Missall *et al.*, 2015). Des plantations de type haies peuvent améliorer le paysage et l'intégrité écologique (Fürst *et al.*, 2016). Les patchs d'arbres comme les arbres isolés, les haies ou les arbres en bordure d'implantation humaine par exemple, régulent la température de l'air et l'humidité (Blanco *et al.*, 2020), et pourraient apporter de la fraîcheur dans les villages. Cependant, ce type de pratique peut être consommatrice en eau, utilisée pour l'irrigation (Missall *et al.*, 2015).

Figure 2. Plantation d'arbres ornementaux dans le village de Sholakkorgan (équivalent de la préfecture du district de Sozak). Photographie prise en juin 2021. Crédit photo : Annaêl Barnes

Figure 3. Vache se reposant sous des arbres ornementaux dans le village de Stepnoy. Photographie prise en juillet 2021. Crédit photo : Annaêl Barnes

- La plantation d'espèces en dehors du village, c'est-à-dire plutôt dans les zones de pâturages, que ce soit dans le désert de Muyunkum, la steppe, les piémonts, etc. Nous appellerons cette pratique « **Plantation hors village** » (Photographie en **Figure 4**). Elle concerne plutôt des espèces naturellement présentes dans les pâturages du district de Sozak et comprend les pratiques de reforestation ou de re-végétalisation des pâturages. Elle peut fournir différents SE comme la fourniture de nourriture pour l'homme, de ressources médicinales, de bois (Stringer et Dougill, 2016), ou d'autres produits non ligneux comme la gomme dans certaines régions du monde (Sarr *et al.*, 2022). Cette pratique peut aussi jouer sur la séquestration du carbone (Stringer et Dougill, 2016), la prévention contre la désertification et l'érosion des sols, la restauration de la fertilité des sols et la biodiversité (Sarr *et al.*, 2022). Néanmoins elle peut aussi être perçu négativement, car prenant des espaces destinés aux herbacées consommées par le bétail (Stringer et Dougill, 2016).

Figure 4. Plantation de saxauls noirs (*Haloxylon ammodendron*) dans le district de Sozak. Photographie prise en mai 2022. Crédit photo : Annaêl Barnes

- La mise en défens de zones de pâturages pour une régénération naturelle de la végétation, que nous appellerons « **Mise en défens** ». Elle sous-entend une exclusion du pâturage, qui peut être temporaire puis réitérée, ou alternée avec d'autres zones. Cette pratique peut fournir différents SE, comme la séquestration du carbone, la production de fourrage, le contrôle de l'érosion des sols (Papanastasis *et al.*, 2017), et l'augmentation de la biodiversité végétale (Köbel *et al.*, 2021 ; Papanastasis *et al.*, 2017).

- La plantation de cultures fourragères, que nous appellerons « **Culture fourragère** » (Photographies en **Figure 5** et **Figure *6***). Elle participe bien sûr à la production de fourrage pour le bétail, et via la plantation de légumineuses, comme le trèfle qui est déjà très cultivé dans le district de Sozak, il est possible d'améliorer la qualité du sol et réduire leur érosion (Rodríguez *et al.*, 2022). Néanmoins, les zones cultivées dans les régions arides impliquent aussi des dégradations de SE comme la perte des nutriments du sol, l'érosion des sols (Sileshi *et al.*, 2007 ; Stringer et Dougill, 2016) ou encore l'imperméabilisation du sol qui affecte négativement les SE de régulation du climat et de l'eau (Stringer et Dougill, 2016).

Figure 5. Culture de trèfle venant d'être plantée dans le district de Sozak. Derrière les barrières, un canal pour transporter l'eau depuis les montagnes de Karatau pour l'irrigation des cultures. Photographie prise en mai 2022. Crédit photo : Annaêl Barnes

Figure 6. Culture fourragère dans le district de Sozak. Au loin, la montagne de Karatau. Photographie prise en juin 2021. Crédit photo : Annaêl Barnes

- La mise en place de banques de fourrages ligneux (arbres ou arbustes), que nous appellerons « **Banque fourragère** ». En plus de fournir du fourrage pour le bétail, notamment pendant les périodes de pénurie, cette pratique peut aussi limiter l'érosion du sol et améliorer les SE de pollinisation (Sileshi *et al.*, 2007).

- La mise en place d'une réserve naturelle, que nous appellerons « **Réserve naturelle** » (Photographie en **Figure 7**). En plus de cibler la biodiversité, les zones protégées peuvent améliorer la qualité de l'air, le contrôle de l'érosion des sols, et participer à la régulation du climat (Quintas-Soriano *et al.*, 2016). Cependant, elle peut compromettre l'accès à certains SE importants pour les populations (Souza *et al.*, 2021). Les réserves naturelles peuvent par ailleurs créer de l'emploi via le tourisme (Kaye-Zwiebel et King, 2014).

- La mise en place de point d'eau, comme des forages, des puits ou des étangs artificiels, que nous appellerons « **Point d'eau** ». L'accès à l'eau se fait par exemple par le pompage de l'eau souterraine, pour les usages des foyers ou des communautés (Galford et Ricketts, 2016), et cette eau souterraine est aussi cruciale pour abreuver le bétail (Stringer et Dougill, 2016).

Figure 7. Réserve naturelle de Karatau, située dans notre zone d'étude. La photographie est accessible sur https://qazaqgeography.kz/en/karatau-state-nature-reserve-17102553#

L'entretien (**Figure 8**) était divisé en sept temps : (i) informations sur le participant (nom, prénom, âge, genre, profession ou activité principale) ; (ii) présentation des SE potentiellement impactés par les activités minières et question ouverte sur les mesures pouvant être entreprises dans le cadre d'une compensation écologique ; puis, pour chaque pratique une à une : (iii) présentation des pratiques de compensation écologique avec questions sur l'intérêt ou non pour cette pratique et pourquoi ; si l'intérêt était confirmé, questions sur (iv) les bénéfices attendus ; (v) les modalités de la pratique ; (vi) puis sur les contraintes ou inconvénients de la pratique. Pour clore l'entretien, nous demandions de (vii) classer les pratiques acceptées sur une échelle de 1 (meilleur classement) à 7 (pire classement), puisque nous proposons un total de sept pratiques. Le guide d'entretien est disponible en **Annexe 3.1**.

Figure 8. Entretien mené avec un habitant du district de Sozak, dans un *Akimat*. De gauche à droite : le participant (flouté car nous n'avons pas fait signer d'autorisation de droit à l'image), Akbope Saparaliyeva, notre interprète, et Annaêl Barnes

3.2.3. Analyse des données

3.2.3.1. L'acceptabilité des pratiques de compensation écologique

Premièrement, nous avons calculé le pourcentage de « Oui » (participant intéressé) et de « Non » (participant non intéressé) pour chaque pratique, afin d'avoir un premier aperçu de l'acceptabilité des pratiques proposées (issu de l'étape (iii)). Dans un second temps, nous avons calculé les classements moyens de chacune des pratiques et représenté graphiquement leurs classements. Cette seconde étape nous a permis de nuancer l'acceptabilité basé sur le « Oui » / « Non ». Le classement 1 correspond à « Très accepté », les classements 2 et 3 sont regroupés en « Accepté », le classement 4 correspond à « Moyen » (qui, lors des entretiens, correspondait en effet à une pratique moyennement acceptée, ou ni accepté ni rejeté, ou, parfois, lorsque le participant trouvait la pratique intéressante mais ne savait pas réellement comment la positionner), les classement 5 et 6 sont regroupés en « Rejeté » et le classement 7 correspond à « Très rejeté » (étape (vii)). Ces cinq niveaux d'acceptabilité sont aussi utilisés dans d'autres études (Kosorić *et al.*, 2019 ; Sanyé-Mengual *et al.*, 2018 ; Yuan *et al.*, 2015). L'acceptabilité sociale

est ensuite découpée par attribut des participants : genre, âge, catégorie d'acteur, unité paysagère, afin de faire ressortir les cas où certaines catégories préfèrent ou rejettent plus certaines pratiques de compensation écologique. Enfin, les principales raisons des rejets de chacune des pratiques de compensation écologique sont détaillées (étape (iii)).

3.2.3.2. Recherche d'itinéraires consensuels sur les modalités des pratiques de compensation écologique

A partir de l'étape (v) du questionnaire, nous avons, par pratique de compensation écologique acceptée, établi une liste d'itinéraires élaborés avec les participants à partir de propositions ouvertes. Les itinéraires sont par exemple, pour la pratique Plantation village : espèce(s), type de plantation et de parcelle (monospécifique / plurispécifique et plusieurs petits patchs / une grande parcelle), dans le village / autour du village, irrigation ou non, clôturé ou non, type de gestion, accès aux produits de la plantation (voir **Annexe 3.1**). Ainsi, si une pratique a été acceptée un certain nombre de fois, elle peut en fait avoir deux fois plus d'itinéraires proposés (ou plus) en fonction des propositions des participants. Seules les pratiques comportant assez d'observations, c'est-à-dire assez d'itinéraires, sont analysées dans cette section. Les modalités sont tout d'abord décrites indépendamment des itinéraires, afin de mettre en lumière les modalités plutôt consensuelles et celles qui ne le sont pas.

Dans un second temps, nous portons notre analyse sur les itinéraires dans leur entièreté via des analyses factorielles, afin d'identifier des groupes d'itinéraires par pratique et les décrire selon les modalités qui y contribuent le plus. Pour ce faire, les différents itinéraires sont codés, ainsi que les attributs des participants qui sont utilisés en variable illustratives. A partir de ces données, nous réalisons une Analyse des Correspondances Multiples (ACM). A partir de l'ACM, la fonction « plotellipse » dessine des ellipses de confiance autour des variables illustratives, et permet de visualiser si les catégories au sein des attributs sont différentes entre elles du point de vue des itinéraires proposés : par exemple, est-ce que les femmes proposent des itinéraires très différents des hommes. Puis, nous avons classifié les itinéraires par pratique de compensation via une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH). La CAH est réalisée à partir de matrices de distances basées sur les coordonnées factorielles des itinéraires obtenus des ACM précédentes. Elle est réalisée avec la méthode d'agrégation de Ward (Ward, 1963). Nous choisissons le nombre de classe de manière à obtenir des groupes homogènes, mais aussi des résultats exploitables et intéressants par rapport à nos connaissances suite aux entretiens. Le nombre de classes a ainsi été ajusté en fonction des résultats obtenus pour différents nombres de classes testés pour chaque pratique, c'est-à-dire si nous n'avons pas d'information supplémentaire intéressante avec un nombre de classe supérieur, et si nous perdons trop d'information avec un nombre de classes inférieur. La classification des itinéraires est ensuite décrite grâce à la fonction « vtest », et permet

de comprendre quelles modalités d'itinéraires contribuent le plus dans chacune des classes obtenues (valeur test situées < -1,96 ou > 1,96), et la représentation des attributs des participants à travers les classes obtenues. Ainsi, par pratique de compensation écologique, les classes obtenues constituent des groupes d'itinéraires qui se ressemblent du point de vue de leurs modalités, et nous pouvons aussi explorer l'influence des attributs sur ces groupes. Pour ces analyses, nous avons utilisé les packages FactoMineR (Lê *et al.*, 2008), ade4 (Dray et Dufour, 2007) et tdisplay (Lesnoff *et al.*, 2017) sur R 4.2.2 (R Core Team, 2022).

3.2.3.3. Services écosystémiques et disservices attendus pour chacune des pratiques de compensation écologique

Les réponses aux questions sur les bénéfices et contributions attendus par chaque pratique acceptée (étape (iv)) ont été classées en SE en utilisant la classification CICES (CICES, 2018) de la même manière que dans l'étude de Blanco *et al.* (2020). Cependant, contrairement à leur méthode d'analyse, si des bénéfices ou avantages ne rentraient pas dans les définitions des SE, nous ne les avons pas intégrés. De plus, nous avons aussi pris en compte les contraintes et inconvénients associés aux pratiques de compensation écologique à partir des réponses à propos des raisons pour lesquelles les pratiques n'étaient pas acceptées (étape (iii)), et les contraintes identifiées des pratiques acceptées (étape vi). Tout comme Blanco *et al.* (2020), nous les avons classés en dis-SE, mais contrairement à leur étude, nous n'avons pas considéré ceux qui ne pouvaient être classés comme tel. Cette première analyse permet de vérifier si les SE attendus sont semblables à ceux potentiellement impactés par la mine, ou si ce type de questionnaire met en lumière de nouvelles attentes. Une fois les SE classés et les mentions de SE comptabilisées, nous avons schématisé le lien entre SE attendus et pratiques de compensation écologique proposées. Ainsi, nous avons pu visualiser le panel de SE attendus pour chacune des pratiques, que ce soit au niveau du nombre de classes de SE, ou de leur diversité en termes de section de SE (approvisionnement, régulation et maintenance, culturel).

3.3. Résultats

3.3.1. Acceptabilité et rejet des pratiques de compensation écologique

Les résultats présentés dans le **Tableau 2** résument l'acceptabilité des participants pour chacune des pratiques de compensation écologique. Il illustre assez nettement la forte acceptabilité des participants pour les plantations d'espèces arborées/arbustives autour ou dans leur village, la mise en place de points d'eau et la plantation de cultures fourragères, avec au moins 80% de « Oui ». Ils acceptent plutôt moyennement (taux d'acceptabilité proche de 50%) les plantations hors-village. Les pratiques les moins acceptées sont la mise en place d'une réserve

naturelle, la mise en défens pour la régénération naturelle de la végétation et les banques de fourrages, ces dernières étant presque complètement rejetées, avec plus de 90% de « Non ».

Tableau 2. Acceptabilité sociale des participants pour chacune des pratiques de compensation écologique, selon le pourcentage d'acceptabilité ("Oui") et de rejet ("Non") par pratique

Pratiques de compensation écologique proposées (N=36 pour chaque pratique)	Oui (%)	Non (%)
Plantation village	83	17
Point d'eau	83	17
Culture fourragère	81	19
Plantation hors village	47	53
Réserve naturelle	33	67
Mise en défens	17	83
Banque fourragère	6	94

3.3.1.1. Des notations aux niveaux d'acceptabilité sociale

Chacune des pratiques de compensation écologique est en fait acceptée et rejetée différemment, c'est-à-dire plus ou moins fortement, selon les participants. Rappelons que « 1 » est le meilleur classement, donné à la pratique préférée, tandis que « 7 » est le pire classement. Le **Tableau 3** décrit le classement moyen, minimum et maximum de chacune des pratiques proposées. Dès lors, nous observons que même les pratiques les plus rejetées ont été en fait la pratique préférée de certains participants (par exemple : la Banque fourragère) et inversement (par exemple : le Point d'eau). Nous pouvons aussi observer des différences de classement entre les pratiques les plus acceptées, et dont les pourcentages d'acceptabilité étaient identiques ou très proches (**Tableau 2**). En effet, le Point d'eau a un meilleur classement que la Plantation village, qui a un meilleur classement que la Culture fourragère. A partir du **Tableau 3**, nous pouvons donc hiérarchiser les pratiques de compensation, de la plus acceptée à la moins acceptée.

Tableau 3. Classement moyen, minimum et maximum de chaque pratique de compensation écologique. La colonne « Niveau » témoigne du niveau d'acceptabilité : « 1 » correspond à la pratique la plus acceptée, tandis que « 7 » correspond à la pratique la moins acceptée

Niveau	Pratique de compensation écologique (n=36 par pratique)	Moyenne du classement	Classement minimum	Classement maximum
1	Point d'eau	2,22	1	7
2	Plantation village	3,11	1	7
3	Culture fourragère	3,47	1	7
4	Plantation hors village	5,19	1	7
5	Réserve naturelle	5,97	2	7
6	Mise en défens	6,56	2	7
7	Banque fourragère	6,64	1	7

La **Figure 9** montre ces différents niveaux d'acceptabilité pour chaque pratique et illustre les nuances à prendre en compte sur le « Oui / Non ».

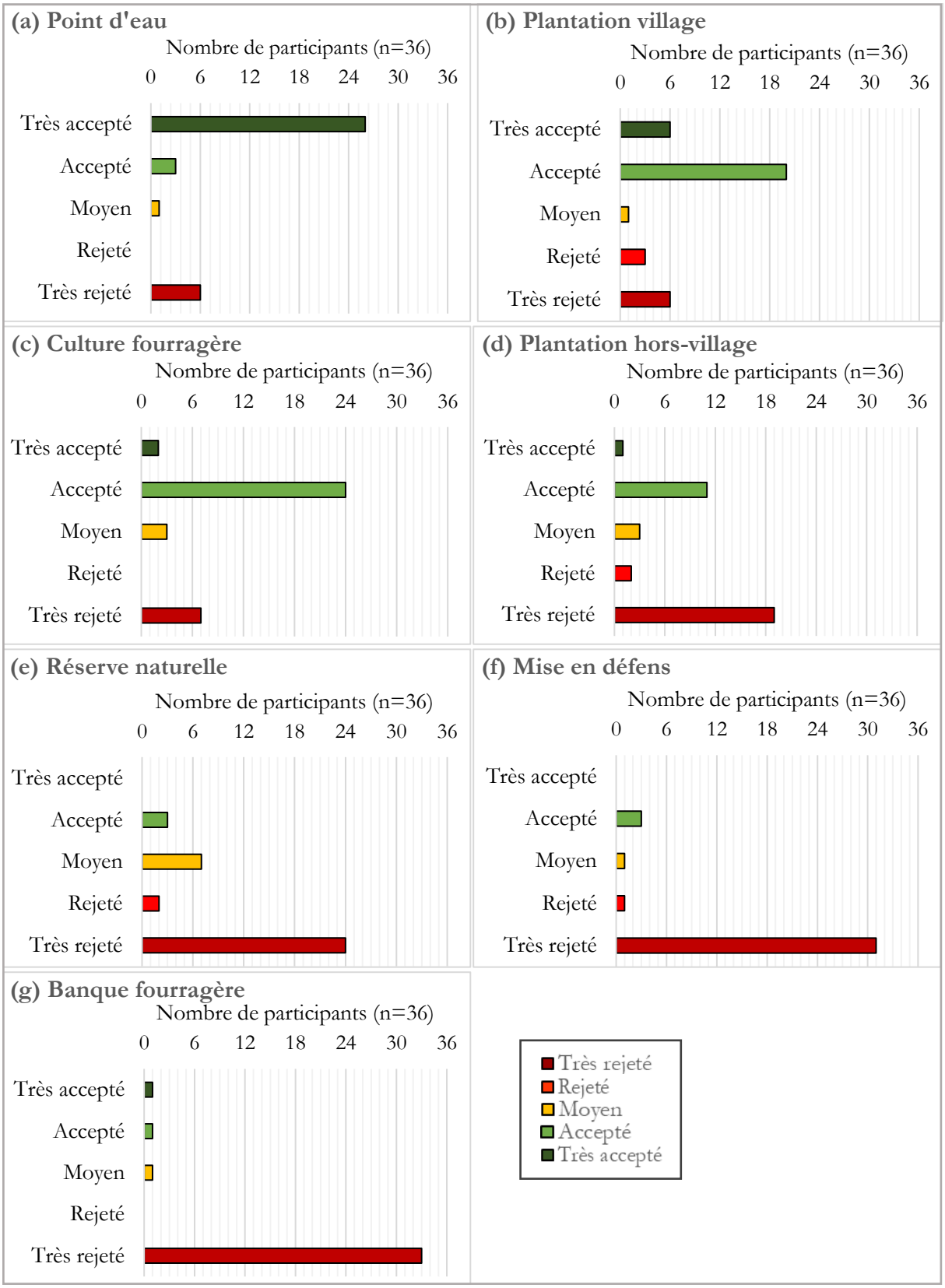


Figure 9. Niveau d'acceptabilité sociale de chacune des pratiques de compensation écologique selon les classements donnés à chaque pratique par les participants

En effet, nous observons à présent que le Point d'eau est en réalité bien plus préféré à la Plantation village (« Très acceptée » par 26 participants contre six, respectivement), d'où un meilleur niveau d'acceptabilité (**Tableau 3**). De la même manière, la Culture fourragère a en fait un niveau d'acceptabilité plus faible que le Point d'eau et la Plantation village (**Tableau 3**) car « Très acceptée » par seulement deux participants. Parmi les pratiques rejetées, les niveaux d'acceptabilité suivent assez bien les pourcentages de « Oui / Non » décrits dans le **Tableau 2**. Nous retrouvons de nouveau la Banque fourragère, la Mise en défens et la Réserve naturelle comme les pratiques les plus rejetées.

3.3.1.2. Influence des attributs des participants sur les niveaux d'acceptabilité sociale

Le rôle des attributs des participants dans ces préférences peut dépendre des pratiques et des attributs eux-mêmes. La variabilité des niveaux d'acceptabilité pour chacune des pratiques de compensation écologique selon tous les attributs des participants est illustrée en **Annexe 3.2**. Ci-après, nous ne détaillons que les acceptabilités ou les rejets d'attributs qui sont graphiquement différents des autres attributs et/ou intéressants du point de vue de nos connaissances du territoire.

(a) Le Point d'eau est plutôt constant à travers les attributs, entre des classements traduisant une acceptabilité et une forte acceptabilité. Néanmoins, les participants des piémonts sont moins intéressés par cette pratique : ils n'acceptent que moyennement la pratique.

(b) La pratique Plantation village est globalement acceptée, mais cependant rejetée par la catégorie d'acteur « Eleveur-agriculteur ».

(c) Les Cultures fourragères sont plutôt acceptées à travers les différents attributs, mais sont rejetées par les habitants proches de la rivière Shu.

(d) Les mères de famille nombreuse rejettent fortement la pratique Plantation hors-village, tandis que la catégorie d'acteur « Eleveur-agriculteur » est celle qui l'accepte le plus.

(e) La Réserve naturelle est globalement rejetée, mais concernant les localisations paysagères, ce sont les habitants des piémonts qui la rejettent le plus.

3.3.1.3. Raisons des rejets des pratiques de compensation écologique

Des pratiques les plus acceptées aux plus rejetées, les raisons principales des rejets sont explicitées ci-après :

(a) Points d'eau (rejet : n=6) : environ 83% des participants n'acceptant pas la pratique estiment qu'il y a assez d'eau dans leur village et ne voient donc pas la nécessité de cette mesure.

(b) Plantation village (rejet : n=5) : 40% des participants rejetant la pratique évoquent le manque d'eau pour l'irrigation et 40% pensent que ce n'est pas la priorité.

(c) Cultures fourragères (rejet : n=7) : les raisons de rejets principalement évoquées sont le manque d'eau pour irriguer et la mauvaise qualité des sols (environ 71% et 43% respectivement des participants rejetant la pratique).

(d) Plantations hors-village (rejet : n=19) : elles ne sont pas considérées comme prioritaires par environ 74% des participants rejetant la pratique.

(e) Réserves naturelles (rejet n=24) : la peur de la perte d'accès à certaines zones de pâturage l'emporte (42%), mais aussi le manque d'intérêt pour la faune des unités paysagères autres que la montagne (33%). De plus, une réserve naturelle existe en fait déjà dans la montagne de Karatau, et est considérée suffisante (12,5%).

(f) Mise en défens (rejet : n=30) : cette pratique n'est pas acceptée majoritairement parce que les participants n'en voient pas l'utilité non plus : la végétation naturelle croît correctement et assez (53%).

(g) Banque fourragère (rejet n=34) : cette pratique a été presque unanimement rejetée, surtout parce qu'il est considéré que le bétail ne consomme pas la végétation arborée/arbustive (56%), et parce que les ressources pastorales semblent actuellement suffisantes (47%), ne nécessitant donc pas de créer une réserve de fourrages ligneux pour les troupeaux.

3.3.2. Modalités acceptées et préférées, et recherche d'itinéraires consensuels

A travers les sept pratiques étudiées et les discussions autour de leurs modalités, un total de 233 itinéraires ont été proposés par les participants (**Tableau 4**). Le nombre d'itinéraires (Ni) pour la pratique Plantation village est plus de deux fois supérieur au nombre de participants acceptant la pratique (« n acceptabilité ») (**Tableau 4**). C'est d'ailleurs Plantation village qui comporte le plus grand nombre d'itinéraires. Les pratiques Point d'eau, Culture fourragère et Plantation hors village comportent presque deux fois plus d'itinéraires que leur n acceptabilité (**Tableau 4**). Les pratiques Réserve naturelle, Mise en défens et Banque fourragère, les moins acceptées, ont un nombre d'itinéraires proposés un peu plus faible par rapport au nombre de participants qui les acceptent (**Tableau 4**). Néanmoins, chacune des pratiques a tout de même un nombre d'itinéraires plus élevé que son n acceptabilité. Pour les résultats des sous-sections suivants de la présente partie, nous ne présentons que les quatre premières pratiques les plus acceptées, qui sont celles ayant assez d'observations en termes de nombre d'itinéraire Ni.

Tableau 4. Nombre d'itinéraires (suites de modalités) décrits par les participants pour chacune des pratiques de compensation écologique acceptées. n acceptabilité = le nombre de participant acceptant la pratique

Niveau d'acceptabilité	Pratique de compensation écologique	Nombre total d'itinéraires décrits par les participants acceptant la pratique (Ni)
1	Point d'eau (n acceptabilité = 30)	52
2	Plantation village (n acceptabilité = 31)	70
3	Cultures fourragères (n acceptabilité = 29)	50
4	Plantation hors-village (n acceptabilité = 17)	32
5	Réserve naturelle (n acceptabilité = 12)	17
6	Mise en défens (n acceptabilité = 6)	9
7	Banque fourragère (n acceptabilité = 2)	3
Total		**233**

3.3.2.1. Modalités favorites par pratique

Les modalités favorites par pratique sont présentées dans le **Tableau 5**, qui montre que certaines modalités ont tendance à être assez consensuelles mais que d'autres montrent des différences d'avis entre les participants. Les pourcentages ont été calculés par rapport à Ni. Le **Point d'eau** est souvent souhaité proche du village pour abreuver le bétail qui part ou revient des pâturages, mais aussi pour irriguer les plantations (**Tableau 5**). Une gestion par l'*Akimat* signifie que les autorités locales désignent un ou des gestionnaires qui régule(nt) la distribution de l'eau pour différents usages, tandis que le libre accès est plutôt pour le bétail uniquement (**Tableau 5**).

Pour la pratique **Plantation village**, le Karatal (*Salix* spp.) et les arbres fruitiers en général constituent ensemble 70% des modalités d'espèces proposées (**Tableau 5**). Les participants préfèrent plutôt les parcelles monospécifiques autour du village, et il y a un consensus assez important sur le fait que la gestion soit donnée à l'*Akimat* (**Tableau 5**). Comme pour le Point d'eau, les autorités locales devraient alors désigner un ou des gestionnaire(s), qui se verront aussi attribuer le rôle de distribution auprès des villageois et/ou des villageois issus de familles vulnérables ou nombreuses (**Tableau 5**).

Le trèfle (*Trifolium* spp. ou *Melitotus officinalis* (L) Lam ?[36]) et le maïs (*Zea mays* L.) sont les deux espèces principales mentionnées dans les itinéraires de la pratique **Culture fourragère** (94% à eux deux) (**Tableau 5**). La culture sur une grande parcelle, l'irrigation et la gestion par les coopératives agricoles sont assez consensuelles, mais la distance au village un peu moins, ainsi que les modalités de vente des fourrages (**Tableau 5**).

[36] Espèce à confirmer : s'il s'agit de *M. officinalis*, bien que son nom vernaculaire anglais soit *yellow sweet clover*, le nom en français est mélitot officinal ou mélitot jaune, et non trèfle. Nous gardons le terme « trèfle » dans le manuscrit, car c'était celui employé lors des entretiens.

Tableau 5. Modalités favorites par pratique en fonction du pourcentage de mention par les participants, par rapport au nombre total d'itinéraires de la pratique (Ni)

Pratique	Groupe de modalités	Modalités favorites	Pourcentage (%) de mention par rapport à Ni
Point d'eau (Ni = 52)	Type de point d'eau	Puit avec pompe	65
	Localisation	Proche du village	38
		Steppe	25
	Gestion	Par l'*Akimat*	29
		Libre d'accès	37
Plantation village (Ni = 70)	Espèce	Karatal (*Salix* spp.)	40
		Arbres fruitiers	30
	Type de parcelle	Plusieurs patchs monospécifiques	44
		Grande parcelle monospécifique	34
	Localisation	Autour du village	70
	Irrigation	Oui	74
	Clôture	Oui	62
	Gestion	Par l'*Akimat*	90
	Accès	Distribution régulée par l'*Akimat*	41
		Distribution régulée par l'*Akimat*, avec priorité pour les familles vulnérables ou nombreuses	40
Culture fourragère (Ni = 50)	Espèce	Trèfle	52
		Maïs	42
	Type de parcelle	Une grande parcelle	92
	Localisation	Proche du village	32
		Steppe	34
	Distance au village	0 – 1 km	28
		4 – 5 km	22
	Irrigation	Oui	94
	Clôture	Oui	66
	Gestion	Par les coopératives agricoles et d'élevage	88
	Accès	Vente classique	28
		Vente avec priorité aux villageois	38
		Vente avec priorité aux villageois, au prix bas	30
Plantation hors village (Ni = 32)	Espèce	Saxaul (*Haloxylon* spp.)	56
		Djingil (*Tamarix* spp.)	31
	Type de parcelle	Plusieurs patchs monospécifiques	69
	Localisation	Sable	63
	Distance minimum au village	3 – 5 km	19
		10 – 20 km	25
		50 – 60 km	25
	Irrigation	Non	88
	Clôture	Non	94
	Gestion	Par le *Leskhoz*	81
	Accès	Coupe autorisée selon un quota donné par le *Leskhoz*, ou distribution par le *Leskhoz*	53
		Aucune coupe autorisée	28

Enfin, la **Plantation hors village** devrait considérer le saxaul (*Haloxylon* spp.) et le djingil (*Tamarix* spp.) (87% au total) (**Tableau 5**). La localisation favorite est le désert sableux de Muyunkum (« sable »), mais il y a des différences sur les distances minimums au village acceptées, qui varient entre 3 et 60 km (**Tableau 5**). Le fait de ne pas irriguer, ne pas clôturer, et de donner la gestion au *Leskhoz*, c'est-à-dire les autorités forestières, est souhaité par la majorité des participants (**Tableau 5**). Le saxaul et le djingil sont tous deux utilisés comme bois de chauffe, et le saxaul pour le bois des brochettes. Néanmoins, dans tous les cas, l'accès aux plantations semble devoir être restreint, sous forme d'une restriction totale ou sous forme de quota (**Tableau 5**).

3.3.2.2. Classification des itinéraires

Les ACM réalisées en amont de la classification des itinéraires et les ellipses associées sont disponibles en **Annexe 3.3**. Après avoir testé différents nombres de classes pour chacune, nous avons choisi six classes pour le Point d'eau (abrégé « PE », **Figure 10**), neuf classes pour la Plantation village (abrégé « PV », **Figure 11**), sept classes pour la Culture fourragère (abrégé « CF », **Figure 12**) et sept classes pour la Plantation hors village (abrégé « PH », **Figure 13**). Bien qu'il puisse y avoir des consensus forts sur certaines modalités, des groupes d'itinéraires se composent sur les modalités plus discutées. Des exemples forts sont illustrés sur la **Figure 4** et la **Figure 6** et montrent qu'il y a des itinéraires très particuliers, comme PV 12.3 ou PH 5.1 et PH 9.1, qui représentent des classes à eux-seuls. Les **Tableau 6, Tableau 7, Tableau 8** et **Tableau 9** décrivent les classes obtenues pour chaque pratique, en fonction des modalités les plus contributives et les attributs les plus représentés, selon les résultats visualisés à partir de la fonction « vtest » sur R.

3.3.2.2.1. Le Point d'eau

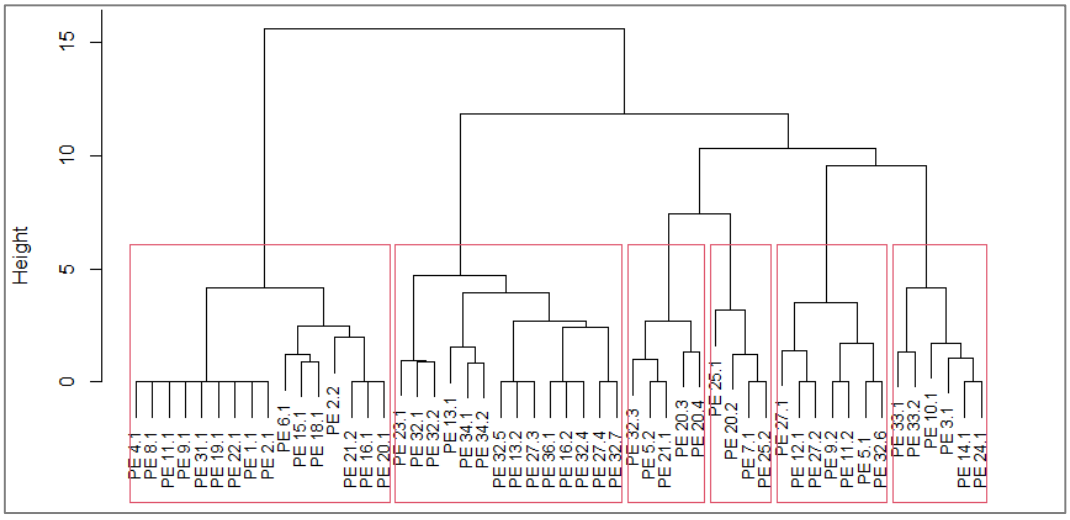


Figure 10. Classification Ascendante Hiérarchique des itinéraires proposés pour la pratique Point d'eau. Les itinéraires sont nommés comme suit : PE = Point d'Eau, et les numéros correspondent au numéro du participant puis au numéro d'itinéraire, puisqu'un participant peut proposer plusieurs itinéraires

Tableau 6. Description des modalités les plus (+) et les moins (-) contributives aux différentes classes de la classification ascendante hiérarchique sur la pratique Point d'Eau, et attributs les plus (+) et les moins (-) représentés dans chaque classe. Un élément en gras signifie une contribution très forte. Sable = désert sableux de Muyunkum

	Classe	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**
	Nombre d'itinéraires (Ni total = 52)	**16**	**6**	**7**	**5**	**4**	**14**
Attributs	Catégorie d'âge (+)	[45 – 55[					[25 – 35[
	Catégorie d'acteur (-)	Eleveur - agriculteurs					
Modalités	Type de point d'eau (+)	Puit avec pompe	Forage	Puit avec pompe	Mare		**Puit artésien**
	Localisation (+)	**Proche du village**		**Sable**	**Betpak-Dala**	Piémonts	Steppe
	Localisation (-)			Proche du village			Proche du village
	Gestion (+)	Par l'*Akimat* et Gestion villageoise	Géré par l'organisation de l'eau	Géré par les bergers	Libre accès	Gestion privée	Géré par les coopératives et Libre accès

Concernant le Point d'eau, les plus grosses classes (classes n°1 et n°6, qui correspondent ensemble à 58% des itinéraires) s'opposent sur toutes les modalités, et sur les catégories d'âge (**Tableau 6**). La première classe, plutôt représentée par les éleveurs agriculteur entre 45 et 55 ans, souhaitent majoritairement des puits avec pompe proches des villages, dont le ou les gestionnaire(s) serai(en)t nommé(s) par l'*Akimat*, ou bien dont la gestion serait discutée lors d'un conseil organisé par l'*Akimat* pendant lequel les villageois s'accorderaient sur les usages, les horaires d'utilisations, etc. La classe n°3 souhaite aussi la mise en place de puits avec pompes (**Tableau 6**), mais contrairement à la classe n°1, préfère une localisation dans le désert sableux de Muyunkum et non proche des villages, pour une gestion par les bergers envoyés par les coopératives dans cette zone de pâturage. Si le point d'eau devait être réalisé grâce à un forage, celui-ci devrait plutôt être géré par l'organisation régionale ou du district de l'eau, tandis que s'il prenait la forme d'une mare, son accès serait libre pour les villageois, les coopératives et les troupeaux (**Tableau 6**). Un point d'eau mis en place dans les piémonts demanderait une gestion privée, en fonction de la localisation du puit (**Tableau 6**) : les piémonts représentent une plus petite surface que d'autres unités paysagères, et les endroits choisis pour mettre en place le point d'eau se situerait probablement dans une zone appartenant déjà à quelqu'un. En outre, les piémonts sont des zones privilégiées de culture et de privatisation des terres, qui induisent une gestion privée des ressources présentes. La classe n°6, représentée par les participants les plus jeunes, désire des puits artésiens dans la steppe, gérés soit par les coopératives (si le puit se situe sur leurs terrains, elles nommeraient un gestionnaire qui distribuerait l'eau aux villageois et

autres usagers), sinon son accès serait libre pour les villageois, les coopératives et les troupeaux (**Tableau 6**). Notons néanmoins qu'un puit artésien implique une nappe phréatique sous pression et qu'il s'agit d'un phénomène naturel qui n'est pas systématique.

3.3.2.2.2. La Plantation village

La plantation de Karatal (*Salix* spp.) est plutôt opposée à la plantation d'arbres fruitiers (classes n°1 et 2, **Tableau 7**), qui sont les deux espèces / groupe d'arbres favoris pour la Plantation village (**Tableau 5**). La classe n°1 souhaite plutôt la plantation de plusieurs patchs monospécifiques de Karatal dans le village, irrigués et clôturés les premières années de leur croissance (**Tableau 7**). Il n'y a aucune modalité de gestion et d'accès qui contribuent fortement à la constitution de ce groupe (**Tableau 7**). Les arbres fruitiers (classes n°2, 5 et 8) peuvent être plantés dans de grands vergers monospécifiques (classe n°2), plusieurs patchs plurispécifiques (classe n°5) ou un grand verger plurispécifique (classe n°8) (**Tableau 7**). Le groupe n°5 souhaite un libre accès aux fruits, tandis que le groupe n°8, représenté par les participants des piémonts, souhaite une gestion privée, dont le gestionnaire vendrait les fruits aux villageois (**Tableau 7**). Comme expliqué précédemment (partie **3.2.2.1**.), ceci peut s'expliquer par le statut particulier des piémonts qui est une unité paysagère où la privatisation est plus courante que dans les autres, notamment pour la mise en culture. Le Karagach (*Ulmus* spp.) contribue uniquement à la classe n°3, et comme le Karatal, il est souhaité qu'il soit planté en plusieurs patchs monospécifiques, mais contrairement à ce dernier, la plantation devrait être réalisée autour du village (**Tableau 7**). Le bois séché issu du Karagach serait distribué par les gestionnaires nommés par l'*Akimat*, avec priorité pour les familles vulnérables et les familles nombreuses (**Tableau 7**). Le Terek (*Populus* spp.) et le Djingil (*Tamarix* spp.) (Classe n°7), ne doivent jamais être clôturés, ce qui est une modalité peu acceptée (**Tableau 5**). Ces plantations seraient gérées directement par les villageois, et non par l'*Akimat* (**Tableau 7**). Les classes n°4, 6 et 9 ne se différencient pas par les espèces ou types d'arbre souhaités (**Tableau 7**). La constitution de la classe n°4 sous-entend que toute plantation autre que des arbres fruitiers devrait être mise en place sur une grande parcelle monospécifique autour du village, et l'accès au bois séché serait régulé par des gestionnaires nommés par l'*Akimat* (**Tableau 7**). La classe n°6 est un groupe particulier représenté par une seule personne (**Tableau 7** et **Figure 11**) qui souhaite une gestion par un sponsor extérieur qui financerait la plantation et paierait un salaire pour les gestionnaires, et que ce sponsor puisse ensuite prendre 50% de la production et que les 50% restants soient distribués aux villageois. La classe n°8 se distingue par son rejet des clôtures, comme la classe n°7, par la gestion privée, et le fait qu'aucun villageois ne puisse avoir accès à la plantation, sauf le privé qui possède le terrain de la plantation (**Tableau 7**). Quatre catégories d'acteurs, trois catégories d'âge et trois localisations des villages sont bien représentées à travers ces groupes (**Tableau 7**).

Tableau 7. Description des modalités les plus (+) et les moins (-) contributives aux différentes classes de la classification ascendante hiérarchique sur la pratique Plantation village et attributs les plus (+) et les moins (-) représentés dans chaque classe. Un élément en gras signifie une contribution très forte ; * mono = monospécifique et *pluri = plurispécifique. Autorité = autorité locale ou son adjoint ; Mère = mère de famille nombreuse ; Rivière = rivière Shu et bords de rivière

	Classe	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**
	Nombre d'itinéraires (Ni total = 70)	**19**	**7**	**10**	**15**	**3**	**1**	**8**	**4**	**3**
Attributs	Catégorie d'âge (+)	>= 65	[45 – 55 [		[55 – 65[					
	Catégorie d'acteur (+)	Ancien			Villageois	Autorité	Mère	Villageois		
	Catégorie d'acteur (-)	Villageois								
	Localisation du village (+)	Piémont	Betpak-Dala		Rivière			Betpak-Dala	Piémont	
	Localisation du village (-)				Betpak-Dala					
Modalités	Espèce / type d'arbre (+)	Karatal	Arbre fruitier	Karagach		Arbre fruitier		Djingil et Terek	Arbre fruitier	
	Espèce / type d'arbre (-)	Arbre fruitier	Karatal		Arbre fruitier					
	Type de parcelle (+)	**Plusieurs patchs mono***	**Grande parcelle mono***	Plusieurs patchs mono*	**Grande parcelle mono***	**Plusieurs patchs pluris***	Grande parcelle pluri*	Grande parcelle mono*	Grande parcelle pluri*	
	Type de parcelle (-)	Grande parcelle mono*, grande parcelle pluri*	Grande parcelle mono*, Plusieurs patchs mono*	Grande parcelle mono*	Plusieurs patchs mono*			Plusieurs patchs mono*		
	Localisation (+)	Dans le village		Autour du village	Autour du village	Dans le village				
	Localisation (-)	Autour du village		Dans le village	Dans le village	Autour du village				
	Irrigation (+)	Pendant la croissance								
	Irrigation (-)	Oui, toujours								
	Clôture (+)	Pendant la croissance	Oui, toujours		Oui, toujours			Non, jamais		Non, jamais
	Clôture (-)	Oui, toujours			Non, jamais			Oui, toujours		Oui, toujours
	Gestion (+)						**Par un sponsor**	Gestion villageoise	Privée	Privée
	Gestion (-)						Par l'*Akimat*	Par l'*Akimat*	Par l'*Akimat*	
	Accès (+)			Pour les familles vulnérables	Régulé par l'*Akimat*	Libre accès	**Selon le sponsor**		**Vente aux villageois**	Aucun accès

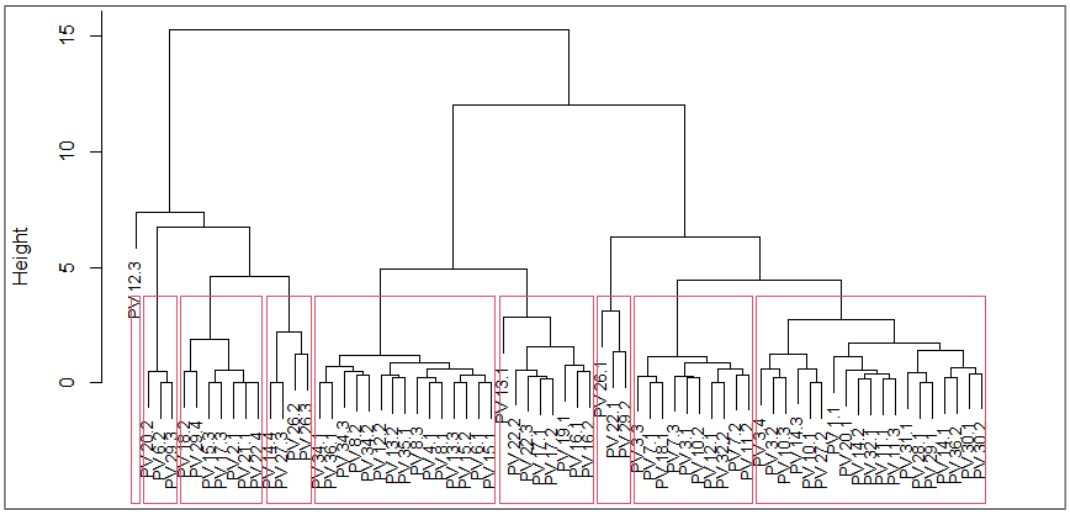


Figure 11. Classification Ascendante Hiérarchique des itinéraires proposés pour la pratique Plantation village. PV = Plantation Village, et les numéros correspondent au numéro du participant puis au numéro d'itinéraire, puisqu'un participant peut proposer plusieurs itinéraires

3.3.2.2.3. La Culture fourragère

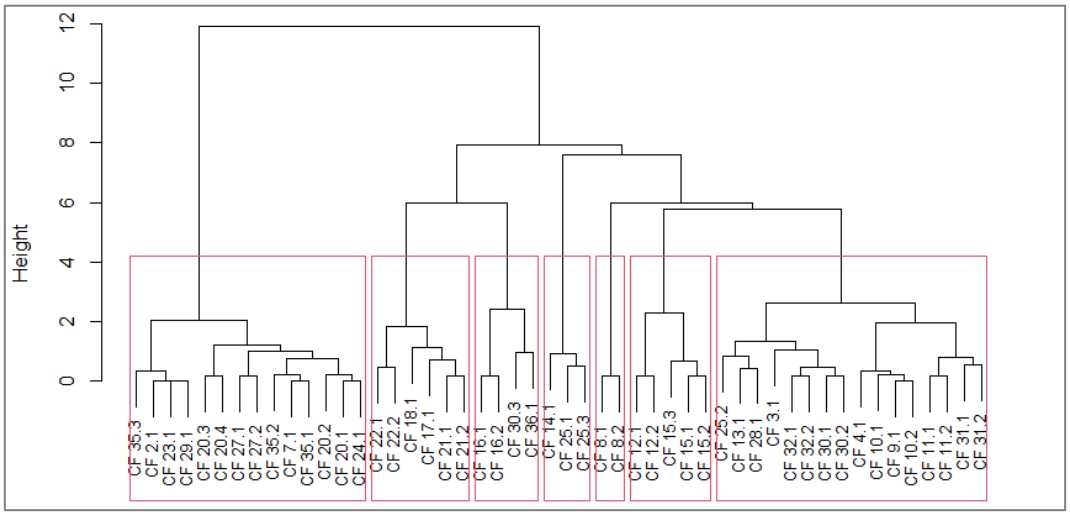


Figure 12. Classification Ascendante Hiérarchique des itinéraires proposés pour la pratique Culture fourragère. Les itinéraires sont nommés comme suit : CF = Culture fourragère, et les numéros correspondent au numéro du participant puis au numéro d'itinéraire, puisqu'un participant peut proposer plusieurs itinéraires

Le type de parcelle (une grande / plusieurs petites parcelles) ne différencie aucunement les classes (**Tableau 8**). Du point de vue des espèces souhaitées, seule la classe n°5 se distingue par sa préférence pour le blé, mais aussi par son souhait de ne pas irriguer (**Tableau 8**). La localisation de la culture fourragère sépare assez nettement les différentes classes, que ce soit en termes d'unité paysagère ou de distance au village (**Tableau 8**). Concernant les modalités de gestion, la classe n°7 se démarque des autres par son désir d'une gestion par l'*Akimat* du village (**Tableau 8**). Les deux classes les plus importantes (classes n°1 et 2) constituent 60% des

itinéraires proposés. Elles s'opposent uniquement sur la localisation, la première souhaitant des cultures fourragères proches de villages, à 1 km maximum, tandis que la seconde les souhaite dans la steppe, à différentes distances possibles (**Tableau 8**). Dans ce cas aussi, les classes sont représentées par différentes catégories d'acteurs, d'âge et par différents villages (**Tableau 8**).

Tableau 8. Description des modalités les plus (+) et les moins (-) contributives aux différentes classes de la classification ascendante hiérarchique sur la pratique Culture fourragère et attributs les plus (+) et les moins (-) représentés dans chaque classe. Un élément en gras signifie une contribution très forte. Autorité = autorité locale ou son adjoint ; Mère = mère de famille nombreuse ; Social = secteur social ou santé ; Lacs = zone des lacs salés ; Rivière = rivière Shu et bords de rivière

	Classe	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**
	Nombre d'itinéraires (Ni total = 50)	**14**	**16**	**2**	**5**	**3**	**4**	**6**
Attributs	Genre (+)	Homme			Femme			
	Genre (-)	Femme			Homme			
	Catégorie d'âge (+)	[25 – 35[	>= 65	[25 – 35[		[55 – 65[	[55 – 65[	[45 – 55[
	Catégorie d'âge (-)		[45 – 55[					
	Catégorie d'acteur (+)	Autorité	Ancien	Villageois	Mère et Social	Eleveur - agriculteur		Mère
	Catégorie d'acteur (-)		Villageois					
	Localisation du village (+)		Piémont	Rivière	Lacs			Betpak-Dala
	Localisation du village (-)		Betpak-Dala					
Modalités	Espèce (+)					Blé		
	Localisation (+)	**Proche du village**	Steppe	**Bords de rivière**	Lacs et Selon les coopératives	Steppe	Piémont	**Betpak-Dala**
	Localisation (-)	Steppe	Proche du village					
	Distance au village (+)	**0 – 1 km**	1 – 2 km et 5 – 6 km et 10 – 20 km	6 – 8 km	4 – 5 km	50 – 60 km	3 – 4 km	3 – 4 km et 20 km
	Distance au village (-)	4 – 5 km	0 – 1 km					
	Irrigation (+)					Non, jamais		
	Irrigation (-)					Oui, toujours		
	Clôture (+)	Oui, toujours		Non, jamais	Non, jamais	Non, jamais		
	Clôture (-)	Non, jamais		Oui, toujours	Oui, toujours	Oui, toujours		
	Gestion (+)						Par l'*Akimat*	
	Gestion (-)						Par les coopératives	
	Accès (+)						Vente à un prix fixe	Vente classique

3.3.2.2.4. La Plantation hors village

Les classes pour la Plantation hors village se démarquent un peu sur les modalités d'espèce et de gestion, et plus sur la localisation et l'accès (**Tableau 9**). Les classes n°1, n°3 et n°6 comportent le plus d'itinéraires, et constituent 75% des itinéraires proposés (**Tableau 9**). La classe n°3 souhaite la plantation de grande parcelle monospécifique de saxauls dans le désert de Muyunkum, sans aucune coupe autorisée (**Tableau 9**). La classe n°1 le rejoint sur la localisation des plantations, mais souhaite que les coupes soient admises sous forme de quota donné par les autorités forestières (**Tableau 9**). Quant à la classe n°6, elle se distingue des deux autres par un souhait de plantation dans la zone de Betpak-Dala (**Tableau 9**). Les classes n°2 et n°4 sont particulières, représentées seulement par une personne (**Figure 13**, **Tableau 9**). La première propose la plantation d'Izen (*Kochia prostrata* (L) Schrad.), considérée comme un fourrage de bonne qualité devenant rare, dans la steppe (**Tableau 9**). La gestion serait privée, en fonction de la localisation du terrain, et le propriétaire pourrait vendre sa production (**Tableau 9**). La classe n°4 correspond à des plantations de Karatal (*Salix* spp.) autour du lac de Kyzylkol, gérée directement par l'*Akimat* du village, ainsi que son accès au bois séché (**Tableau 9**). La classe n°7 désire des plantations ornementales sur les sites miniers, utilisées par les employés des mines (**Tableau 9**). La classe n°5 se distingue des autres par son souhait de libre accès à des plantations relativement proches des villages (**Tableau 9**). Différentes catégories d'acteurs et d'âge sont représentées, ainsi que différentes localisations des villages des participants (**Tableau 9**).

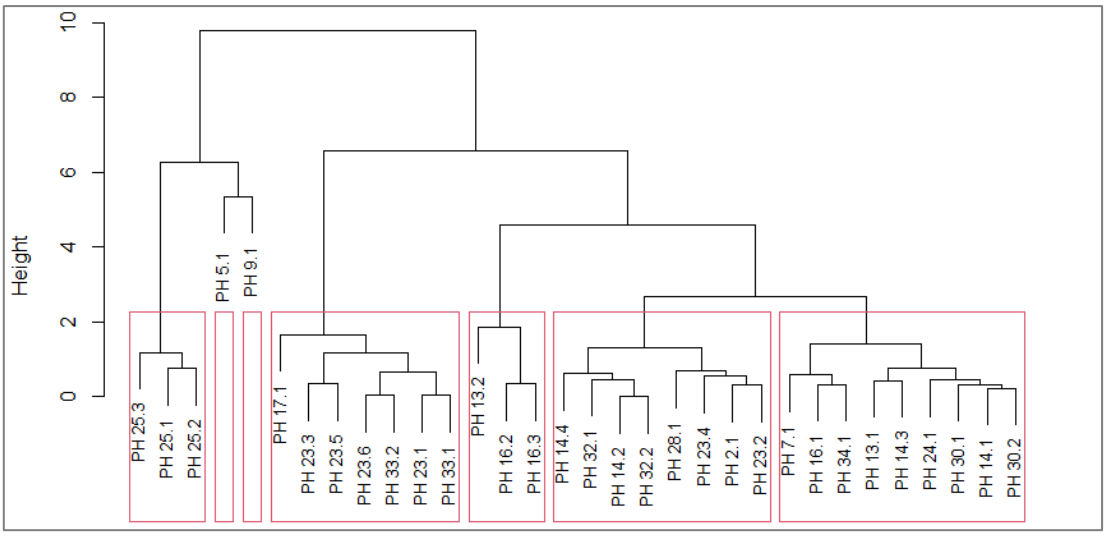


Figure 13. Classifications Ascendantes Hiérarchiques des itinéraires proposés pour la pratique Plantation hors village. Les itinéraires sont nommés comme suit : PH = Plantation Hors village, et les numéros correspondent au numéro du participant puis au numéro d'itinéraire, puisqu'un participant peut proposer plusieurs itinéraires

Tableau 9. Description des modalités les plus (+) et les moins (-) contributives aux différentes classes de la classification ascendante hiérarchique sur la pratique Plantation hors village et attributs les plus (+) et les moins (-) représentés par classe. Un élément en gras signifie une contribution très forte

	Classe	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**
	Nombre d'itinéraire (Ni total = 32)	**8**	**1**	**9**	**1**	**3**	**7**	**3**
Attributs	Catégorie d'âge (+)			[34 – 45[			>= 65	[55 – 65[
	Catégorie d'âge (-)	[55 – 65[						
	Catégorie d'acteur (+)			Professeur	**Autorité**		Ancien	Eleveur - agriculteur
	Catégorie d'acteur (-)			Eleveur - agriculteur				
	Localisation du village (+)		Rivière			Lacs	Betpak-Dala	Piémont
Modalités	Espèce (+)		Izen	Saxaul	Karatal			Jide et Karatal
	Type de parcelle (+)			Grande parcelle mono*				
	Type de parcelle (-)			Plusieurs patchs mono*				
	Localisation (+)	Sable	Steppe	Sable	Lacs	Lacs	Betpak-Dala	
	Localisation (-)					Sable	Sable	
	Distance au village (+)			20 – 30 km	3 – 5 km	3 – 5 km	50 – 60 km	40 – 60 km
	Irrigation (+)				Oui, toujours			
	Irrigation (-)				Non, jamais			
	Clôture (+)				Oui, toujours			
	Clôture (-)				Non, jamais			
	Gestion (+)		**Privée**		**Par l'Akimat**			
	Gestion (-)		Par le Leskhoz		Par le Leskhoz			Par le Leskhoz
	Accès (+)	Sous forme de quota	**Vente**	Aucune coupe autorisée	**Régulée par l'Akimat**	Libre accès		Pour les travailleurs miniers
	Accès (-)			Sous forme de quota				

3.3.3. Services écosystémiques et disservices mentionnés

3.3.3.1. Les services écosystémiques et disservices mentionnés, toutes pratiques de compensation écologique confondues

Au total, 326 SE ont été mentionnés. Par « mention », nous entendons qu'un même SE peut être mentionné plusieurs fois. En se basant sur la classification de la CICES (2018), un total de 23 classes de SE est attendu (**Figure 14**), toutes pratiques de compensation écologique confondues.

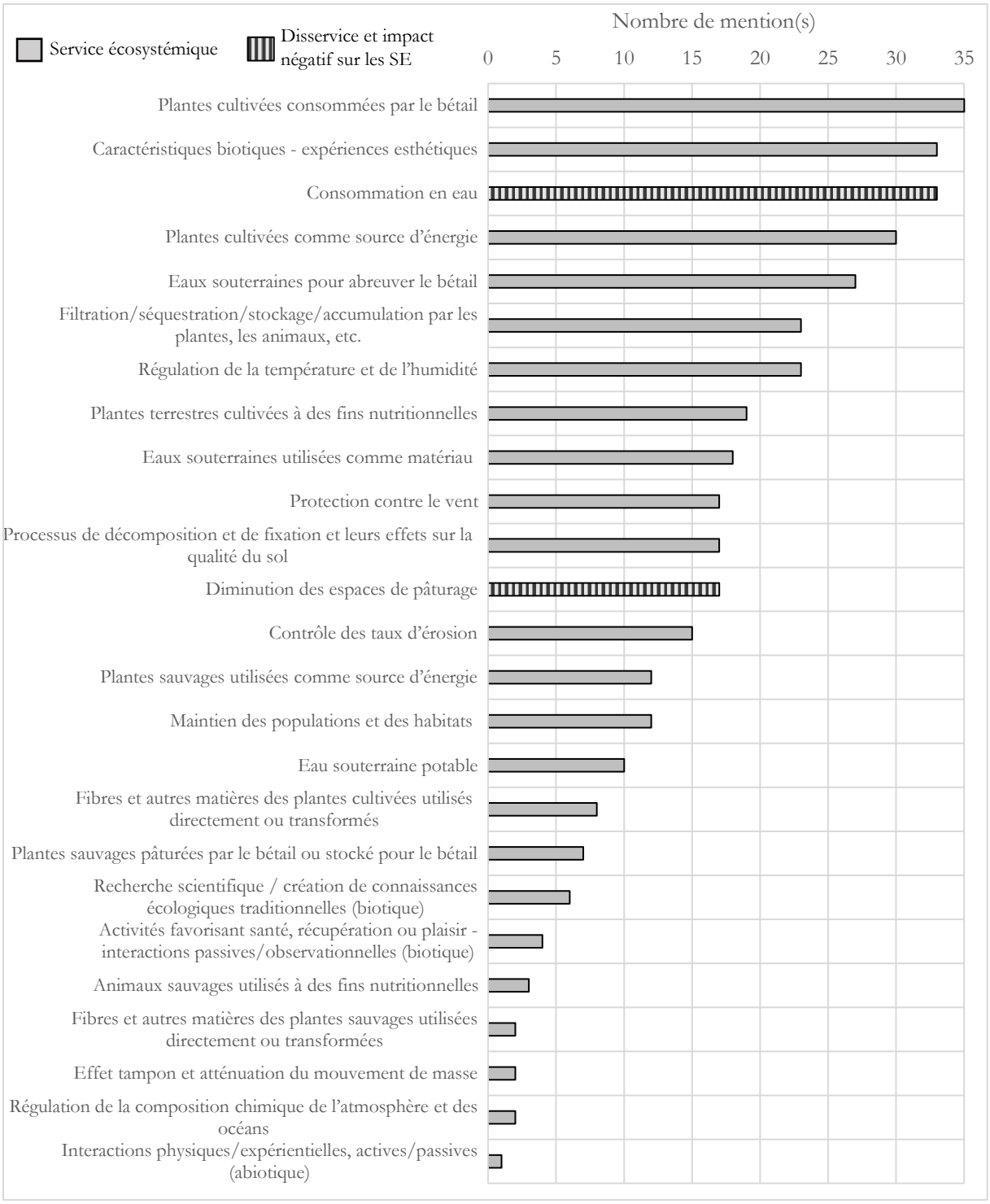


Figure 14. Nombre de mentions de classes de services écosystémiques, de disservices et d'impacts négatifs sur les services écosystémiques, recueillies à travers la mention de bénéfices et inconvénient liés à chacune des pratiques de compensation, décrits au cours des enquêtes dans le district de Sozak sur l'acceptabilité des pratiques de compensation

Les classes de SE les plus mentionnées sont « Plantes cultivées consommées par les animaux d'élevage », « Caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique », « Plantes cultivées pour l'énergie » et « Eau souterraine pour abreuver les animaux ».

Les services « Plantes cultivées pour le bétail » et « Eau souterraine pour abreuver les animaux » sont des services intermédiaires (Potschin-Young *et al.*, 2018) qui participent aux SE finaux liés aux animaux d'élevage et leurs produits (**Figure 14**). Les classes de services les moins mentionnées sont les « Parties des plantes sauvages utilisées directement ou non » (usage médicinal), « Effet tampon et atténuation des déplacements de masse », « Régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans », et « Caractéristiques abiotiques naturels qui permettent des interactions active ou passives, physique ou expérientielles » (**Figure 14**). Les services attendus sont compris dans diverses sections CICES (**Figure 15**) : sept SE d'approvisionnement biotique, neuf SE de régulation & maintenance biotiques, trois SE culturels biotiques, trois SE d'approvisionnement abiotiques et un SE culturel abiotique (CICES, 2018). En termes de nombre de mentions, ce sont les services d'approvisionnement biotiques qui sont les plus importants (116 mentions), puis les services de régulation & maintenance biotiques (111 mentions), les services d'approvisionnement abiotiques (55 mentions), les services culturels biotiques (55 mentions) et enfin les services culturels abiotiques (une mention) (**Figure 14**).

Parmi toutes les raisons de rejets, les inconvénients et contraintes identifiées, une grande catégorie s'identifiait à un dis-SE : la consommation en eau. Par ailleurs, certaines pratiques étaient décrites comme réduisant les surfaces de pâturages : il s'agit plutôt d'un impact négatif (**Figure 14**). Les impacts négatifs diffèrent des dis-SE dans le sens où ils ne proviennent pas des composantes de l'écosystème. Il nous a paru adéquat de considérer cet impact négatif, au regard de l'importance de l'élevage et des pâturages dans le district de Sozak. La consommation en eau de certaines pratiques a été cité presque autant de fois que les SE les plus cités, tandis que la crainte de perdre des zones de pâturage a été cité deux fois moins que la consommation en eau (**Figure 14**). Elle reste néanmoins à un niveau de citation assez élevé par rapport à certains SE.

Parmi les services perçus comme étant fournis par le désert de Muyunkum et potentiellement impactés par les activités minières (**voir chapitre 2**), nous retrouvons : les plantes sauvages pâturées par le bétail, l'eau souterraine pour l'eau potable, le contrôle de l'érosion, les caractéristiques biotiques qui permettent des activités favorisant la santé, la récupération, le plaisir à travers des interactions actives ou immersives et le maintien des populations et des habitats (**Figure 14**).

3.3.3.2. Services écosystémiques, disservices et impacts négatifs associés à chacune des pratiques

L'attente par les participants de la fourniture de certains SE par la mise en place des différentes pratiques de compensation écologique est illustrée en **Figure 15**, ainsi que les différents dis-SE et impacts négatifs attendus.

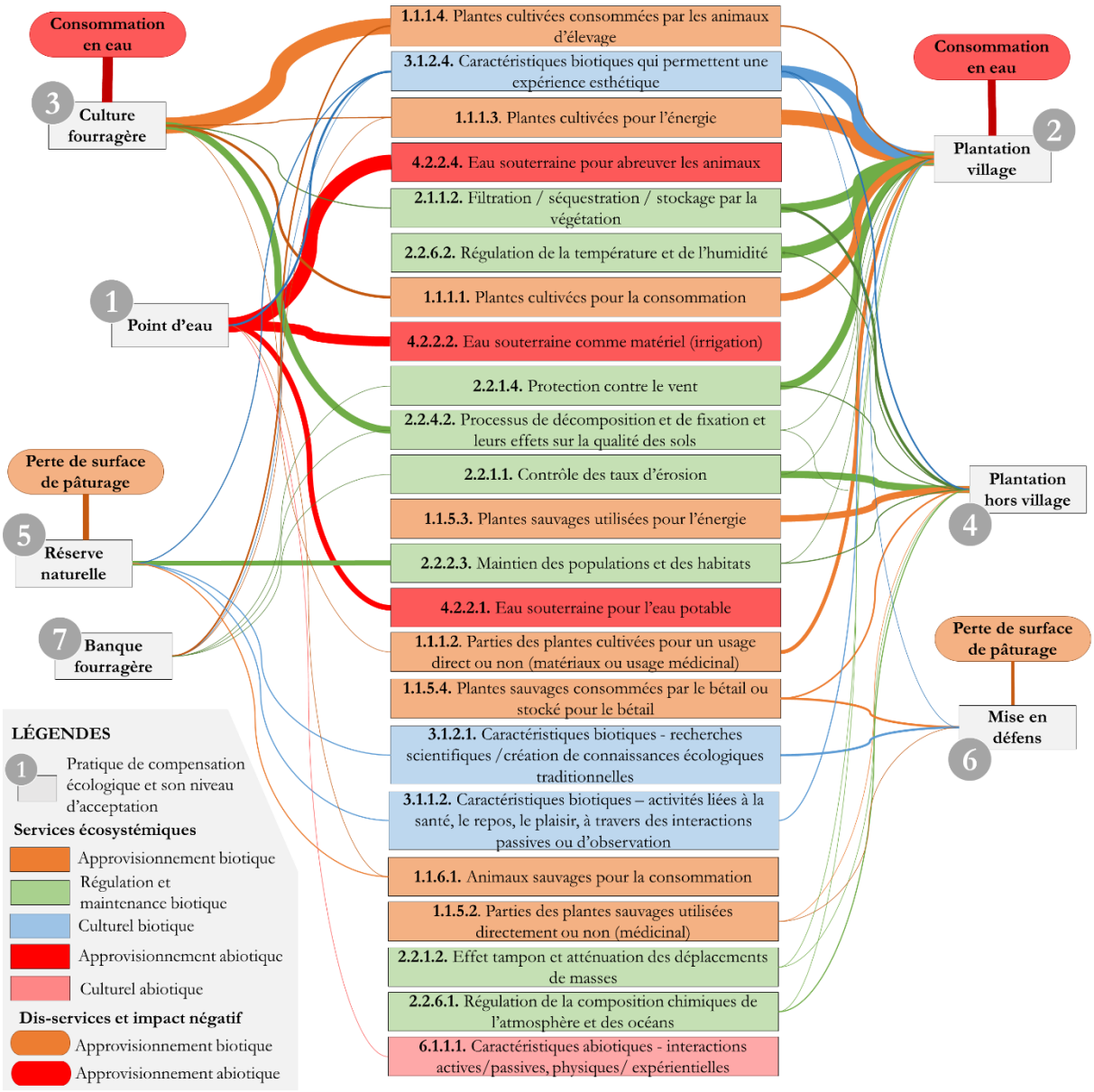


Figure 15. Services écosystémiques (rectangles colorés) attendus à être fournis par chacune des pratiques de compensation écologique (rectangles gris) selon les participants et disservices et impacts négatifs associés. Les services écosystémiques sont positionnés du haut en bas du plus mentionné au moins mentionné. Les traits entre pratique et service/disservice indiquent que le service ou le disservice écosystémique est attendu à être fourni par la pratique à laquelle il est lié. L'épaisseur du trait correspond au nombre de personnes ayant cité le service / le disservice / l'impact négatif sur les services pour la pratique. Chaque service est une classe de service écosystémique issu de la CICES. Pour la classification des services écosystémiques utilisée : voir CICES, (2018). Les 4 chiffres inscrits avant les services écosystémiques correspondent au code de la CICES

A travers le **Point d'eau**, la pratique la plus acceptée, 61 SE ont été mentionnés. Nous pouvons voir dans la **Figure 15** que ceux-ci sont principalement liés à l'eau souterraine et ses usages, majoritairement pour abreuver le bétail, et concernent un total de six classes de SE.

La **Plantation village** est moins acceptée que le Point d'eau mais il est attendu qu'elle fournisse un ensemble plus diversifié de SE (**Figure 15**), plus précisément 14 classes de SE comprises dans des services d'approvisionnement (surtout le bois séché et les fruits), de régulation et maintenance (apport d'ombre, amélioration de la qualité de l'air et protection contre le vent notamment) ainsi que culturels (apport de verdure qui embellit le village principalement). Au total, à travers cette pratique, 131 SE ont été mentionnés. Elle est également liée aux dis-SE de consommation en eau (**Figure 15**), mentionné 14 fois, à cause de l'irrigation nécessaire.

La **Culture fourragère** est très liée aux « Plantes cultivées consommées par les animaux d'élevage », mais aussi aux « Processus de décomposition et de fixation et leurs effets sur la qualité du sol » (**Figure 15**), qui renvoie à la fertilité du sol améliorée grâce aux plantations de trèfle. Au total, 52 SE ont été mentionnés, classifiés dans un total de six classes de services. Tout comme la Plantation village, elle est liée au disservice de consommation en eau (**Figure 15**), de manière un peu plus élevée que cette dernière avec 19 mentions.

La **Plantation hors-village** a suscité la mention de 47 SE assez diversifiés, qui concernent 12 classes de SE. Ces classes sont plutôt comprises dans les sections de SE d'approvisionnement et de régulation et maintenance. Les classes les plus importantes sont le contrôle de l'érosion des sols et les plantes sauvages utilisées pour l'énergie (le saxaul notamment) (**Figure 15**).

La **Réserve naturelle** (17 mentions de SE), la **Mise en défens** (10 SE mentionnés) et la **Banque fourragère** (8 SE mentionnés) sont liés de manières moins importantes aux classes de SE (**Figure 15**). La Réserve naturelle a tout de même un lien plutôt important avec le service de maintien des populations et des habitats, par rapport aux autres SE et par rapport aux deux autres pratiques. La Réserve naturelle et la Mise en défens sont tous deux liées à un impact négatif potentiel sur la surface disponible de pâturages (**Figure 15**), qui pourrait entraîner une réduction des productions animales. Les participants craignent deux fois plus que la Réserve naturelle ne restreigne les zones de pâturage (11 mentions) par rapport à la Mise en défens (6 mentions).

3.4. Discussion

3.4.1. L'acceptabilité sociale des pratiques de compensation écologique

3.4.1.1. L'intérêt du système de notation

Les premiers résultats montraient une forte acceptabilité de trois pratiques : Plantation village, Point d'eau et Culture fourragère, une acceptabilité moyenne de la pratique Plantation hors village, et une faible acceptabilité pour les trois autres pratiques, voire très faible pour

certaines (**Tableau 2**). Néanmoins, alors que l'acceptabilité et les rejets sont d'abord traduits par le « Oui / Non », le classement des pratiques de compensation écologique permet de nuancer ce premier résultat avec un « niveau d'acceptabilité », ou même un « niveau de rejet ». Inspiré des systèmes de notations utilisées dans des études variées (Hajjar *et al.*, 2014 ; Khosravi Mashizi et Sharafatmandrad, 2020 ; Kosorić *et al.*, 2019 ; Sanyé-Mengual *et al.*, 2018 ; Williams, 2011 ; Yuan *et al.*, 2015), la comparaison des deux méthodes démontre l'intérêt de la seconde. Le **Tableau 3** montre que le Point d'Eau est en effet très bien accueilli, mais que la Plantation Village et la Culture fourragère ont un classement d'acceptabilité moyen d'environ un niveau de moins que le Point d'eau. La Plantation hors village, bien que toujours en 4ème position d'acceptabilité, a un classement moyen plus proche du niveau « Rejeté » plutôt que « Moyennement accepté » (**Tableau 3**). Enfin, ce système de notation accentue le rejet fort de la Mise en défens et de la Banque fourragère, avec des classements moyens proches de 7, le plus bas (**Tableau 3**). La **Figure 9** va encore plus dans le détail de l'acceptabilité des pratiques. Certes, la Plantation hors village est en 4ème position dans les niveaux d'acceptabilité. Néanmoins, elle est très rejetée par plus de la moitié des participants (**Figure 9**), d'où, comme dit précédemment, un classement moyen plus proche d'un rejet (**Tableau 3**). Concernant les trois premières pratiques, elles présentent quant à elles les plus faibles quantités de rejet (**Figure 9**), ce qui renforce leur position de favorites.

3.4.1.2. Acceptabilité, rejet et rôle des unités paysagère

A présent, si nous nous intéressons aux rejets (section **3.3.1.3**) et que nous les croisons avec l'acceptabilité sociale par attribut (**Annexe 2.2**), nous pouvons établir des associations. Les habitants des piémonts sont ceux qui acceptent le moins le **Point d'eau** (**Annexe 2.2**). La raison principale de rejet de la pratique est le fait qu'il y ait assez d'eau dans le village. En effet, notamment grâce à la montagne de Karatau, les habitants des piémonts souffrent moins du manque d'eau que leurs voisins et la montagne donne accès à diverses ressources en eau de surface, en plus des ressources souterraines communément utilisées (**voir chapitre 2**). Le manque d'eau pour l'irrigation est une l'une des raisons principales de rejet pour la **Plantation village**, comme ont pu avertir Missall *et al.* (2015). De même, la **Culture fourragère** est plutôt rejetée pour des questions d'irrigation, mais aussi de faible qualité des sols. En parallèle, elle est moins acceptée par les habitants proches de la rivière Shu (**Annexe 2.2**). Cette partie de la zone d'étude présente en effet des terrains plus sableux et un accès à l'eau douce plus limité que dans d'autres unités paysagères (l'eau de la rivière Shu étant salée). Finalement, la **Réserve naturelle** est encore plus rejetée par les habitants des piémonts (**Annexe 2.2**), ce qui peut s'expliquer par le fait qu'une réserve naturelle a déjà été mise en place dans la montagne de Karatau, donc proche des villages des piémonts. Il s'agit en outre d'une réserve sans possibilité d'accès, ainsi, si une telle pratique devait être réitérée dans cette région, les habitants perdraient encore plus des zones de

pâturage pour leur bétail, comme ont pu mettre en garde différents auteurs (Bidaud *et al.*, 2017 ; Souza *et al.*, 2021 ; Tupala *et al.*, 2022 ; Varumo *et al.*, 2022). Nous pouvons dès lors nous rendre compte de l'importance de la localisation des villages pour l'acceptabilité des pratiques proposées : ces résultats suggèrent que les compensations devraient être différenciées en fonction des unités paysagères dans lesquelles elle prend place. Des entretiens supplémentaires devraient être menés pour confirmer cette suggestion.

3.4.1.3. Acceptabilité des pratiques liées à la fourniture de ressources fourragères

Puisque le district de Sozak est un territoire d'élevage, et que le désert de Muyunkum est une zone importante de pâturage d'hiver (**voir chapitre 2**), nous pouvions penser que les pratiques liés à la production de fourrage ou à l'amélioration des pâturages – Culture fourragère, Plantation hors village, Mise en défens, Banque fourragère - seraient globalement acceptées. Or, ce n'est en fait le cas que pour la première (**Figure 9, Tableau 2, Tableau 3**). Premièrement, d'après nos entretiens, la végétation arborée/arbustive n'est pas considérée comme une ressource fourragère par la majorité des participants, excluant Plantation hors village et Banque fourragère (ligneuse) comme pratique améliorant la fourniture de fourrage. Deuxièmement, les réactions allaient de la surprise à l'incompréhension lorsque nous introduisions les pratiques Mise en défens et Banque fourragère, contrairement aux deux autres. Ces pratiques étaient en fait nouvelles et complètement inhabituelles. Au contraire, les cultures fourragères sont communes à travers le district, et les plantations en dehors des villages sont réalisées depuis l'époque de l'URSS par les autorités forestières au Kazakhstan. Ce sont donc deux pratiques habituelles, dont les participants peuvent plus facilement discuter et qu'ils peuvent être plus enclin à accepter. Deuxièmement, si ces pratiques étaient nouvelles pour les participants, alors nos explications auraient peut-être dû être encore plus poussées, ou appuyées avec des photographies ou des schémas par exemple (voir Kermagoret *et al.*, 2016). Une autre possibilité serait de préparer la présentation de nouvelles pratiques en amont des entretiens par des formations à ces nouvelles options par exemple.

3.4.2. L'acceptabilité et les préférences des modalités et groupes d'itinéraires

Le **Tableau 5** montrait des modalités plutôt consensuelles par pratique, or, un itinéraire étant une suite de modalités, il reste important de les considérer dans leur entièreté, puisqu'une modalité peut en fait dépendre d'une autre, d'où l'importance des résultats présentés dans la section **3.3.2.2.** Les modalités très consensuelles agissent en fait peu sur la formation des classes d'itinéraires car se répartissent à travers la majorité des classes. Les **Tableau 6, Tableau 7, Tableau 8** et **Tableau 9** et les **Figure 10, Figure 11, Figure 12** et **Figure 13** sont donc pertinents

car font ressortir des itinéraires peu communs ou comprenant des modalités non « favorites », mais à considérer dans le contexte de la mise en place de mesures compensatoires. Ces résultats n'effacent pas l'intérêt du **Tableau 5** qui, quant à lui, peut nous informer sur les habitudes culturelles et les besoins principaux des populations. Pour plus de clarté dans nos propos, la discussion de la présente partie s'organise par pratique de compensation écologique.

3.4.2.1. Le Point d'eau

Le **Tableau 6** montre que chaque point d'eau particulier présente des modes de gestion propres et concordant. Alors que le puit avec pompe est la modalité préférée concernant le type de point d'eau (**Tableau 5**), cette modalité est représentative d'un tiers des classes obtenues (**Tableau 6**). Ces deux classes, les n°1 et n°3, représentent un peu moins de la moitié des itinéraires proposés (**Tableau 6**), confirmant l'importance de la modalité « Puit + pompe » (**Tableau 5**). Les modalités les ayant différenciés sont la localisation, qui est en fait liée aux modalités de gestion (**Tableau 5**). Un puit proche du village se trouvera sur le territoire de l'*Akimat*, et devrait être géré directement ou indirectement par celui-ci. Un puit dans le désert de Muyunkum se trouvera quant à lui sur des territoires des autorités forestières, loués par les coopératives d'élevage qui y envoient leurs troupeaux l'hiver avec des bergers employés : l'utilisation des puits devra être gérée directement par ces derniers. La première localisation souhaitée « Proche du village », est l'une des modalités favorites, tandis que le désert sableux de Muyunkum, ne fait pas parti des modalités préférées (**Tableau 5**). Néanmoins, sa mention, et le fait qu'elle contribue à la construction d'une classe, reflète les besoins de certains participants. Le puit artésien ne faisait pas partie des modalités favorites (**Tableau 5**), cependant il contribue à la construction d'une classe (n°6) avec un nombre assez important d'itinéraires (30%) (**Tableau 6**), d'où l'importance de considérer toutes les classes. Sa localisation dans la steppe était l'une des localisations préférées (rappelons néanmoins que ce phénomène naturel n'est pas systématique), tout comme sa gestion en libre accès (**Tableau 5**). Ainsi, bien que ce type de point d'eau ne soit pas l'un des favoris, la classe n°6 comprend toute de même deux des modalités favorites. Les points d'eau dans les piémonts, les seuls qui ne présentent pas de point d'eau particulier, ne se démarquent des autres que par la gestion privée, peu mentionnée (**Tableau 6**) et difficile à mettre en place dans le cadre d'une compensation. En effet, il s'agit d'une compensation pour des impacts sur une zone utilisée collectivement, une compensation à gestion privée n'est donc pas pertinente.

Il n'y a pas de fortes préférences par genre, catégorie d'âge, catégorie d'acteur pour la pratique Point d'eau, et la localisation des villages des participants ne semble pas non plus impacter fortement les préférences pour les modalités de cette pratique (**Tableau 6**). Cela peut s'expliquer par le fait qu'il s'agisse d'une pratique plutôt liée à l'élevage (abreuver les troupeaux, voir **Figure 15**), et que la majorité des participants possède du bétail, bien qu'il puisse y avoir

d'autres usages (notamment pour l'irrigation des plantations du village, voir **Figure 15**). La seule différence notable concernant les attributs des participants est la catégorie d'âge : les participants entre 45 et 55 ans sont plus représentés dans le groupe souhaitant des puits avec pompe proche du village (groupe n°1), tandis que les participants entre 25 et 35 souhaitent des puits artésiens dans la steppe (groupe n°6) (**Tableau 6**). Une seule catégorie d'acteur est bien représentée : les éleveurs – agriculteurs, dans le groupe n°1 (**Tableau 6**). Nous pouvons simplement supposer qu'un puit avec une pompe proche du village favoriserait les éleveurs des coopératives agricoles entre 45 et 55 ans, et qu'un puit artésien dans la steppe satisferait plus les plus jeunes participants.

Dans le cadre de la pratique Point d'eau, la mise en place d'un puit avec pompe satisferait donc le plus grand nombre (**Tableau 5**, **Tableau 6**). Cette modalité serait donc intéressante pour sa dimension consensuelle. Cependant, il serait souhaitable de différencier les modalités de gestion en fonction de la localisation du puit : proche des villages, il devrait être géré par les autorités villageoise (**Tableau 6**), tandis que dans le désert de Muyunkum, leur gestion devrait être accordée aux bergers qui en seront les premiers utilisateurs (**Tableau 6**).

3.4.2.2. La Plantation village

La pratique Plantation village offrait une grande diversité d'itinéraires à travers ses modalités et était l'une des plus difficile à classifier. Nous retrouvons dans quatre classes (n°1, 2, 5, 8) les deux espèces favorites (**Tableau 5**, **Tableau 7**), comprenant presque la moitié des itinéraires (**Tableau 7**). Par ailleurs, les classes constituées par d'autres espèces comportent tout de même 25% des itinéraires proposés (**Tableau 7**) : le Karagach (classe n°3), le Djingil (classe n°7) et le Terek (classe n°7) serait donc aussi à considérer pour cette pratique. Les participants ont une préférence pour la monospécificité des parcelles (**Tableau 5**). C'est d'ailleurs l'une des modalités qui différencie les plantations d'arbres fruitiers : la moitié des itinéraires avec arbres fruitiers concernent un grand verger monospécifique (classe n°2), et l'autre moitié des itinéraires proposent des parcelles plurispécifiques (classes n°5 et n°8) (**Tableau 7**). Les arbres fruitiers sont d'ailleurs les seuls types d'arbres pour lesquels une plantation plurispécifique est proposée (**Tableau 7**). La question du mélange d'espèces, dans le cadre de cette pratique, ne se poserait donc qu'en cas de mise en place de vergers. De plus, le Karatal et le Karagach sont deux espèces communément utilisées comme arbres ornementaux dans les villages de notre zone d'étude. Il est intéressant de noter les différences de localisation entre les deux, qu'il faudrait prendre en compte si ces deux espèces devaient être plantées : le Karatal est préféré dans le village (classe n°1), tandis que le Karagach autour (classe n°3) (**Tableau 7**). La modalité « Irrigation » est assez consensuelle sur le fait que les Plantations village doivent être irriguées toute leur vie (**Tableau 5**), sauf pour le Karatal qui doit l'être au moins pendant sa croissance seulement (**Tableau 7**). Le Karatal peut donc devenir une option intéressante, par rapport aux arbres fruitiers, dans un contexte de zone

aride où les ressources en eau sont limitées. Les arbres fruitiers sont les seuls pour qui il semble que les clôtures doivent être permanentes (**Tableau 7**), contrairement au Karatal, au Djingil et au Terek. De ce point de vue, ces trois espèces peuvent donc être plus intéressante que les arbres fruitiers : les clôtures sont, d'après nos entretiens avec les autorités locales, chères à mettre en place et à entretenir, et surtout susceptibles d'être volées. La gestion par l'*Akimat*, largement préférée (**Tableau 5**), ne contribue à aucun groupe. Nous pouvons supposer que de par sa grande acceptabilité, elle est répartie entre les différentes classes, sauf les n°6, n°7 et n°8 qui la rejettent et se différencie par des modes de gestion autres (**Tableau 7**). Néanmoins, le mode de gestion proposée par la classe n°6 n'est représenté que par un itinéraire, et celui proposé par les classes n°8 et n°9 : une gestion privée par un individu ou une famille en fonction de la localisation des plantations (**Tableau 7**), n'est pas envisageable dans le cadre d'une compensation d'impacts sur des espaces à l'origine collectifs. La gestion villageoise (classe n°7) est celle qui se rapproche le plus de la gestion par l'*Akimat*, dans le sens où ce seront des villageois qui s'impliqueraient dans la plantation et l'entretien, mais sans nomination par l'*Akimat*. Elle reste intéressante et à considérer si le choix se portait sur la plantation de Terek ou de Djingil (classe n°7) (**Tableau 7**). Enfin, concernant l'accès aux plantations, le **Tableau 7** nous permet de nouveau de remarquer des itinéraires particuliers, autre que la régulation par l'*Akimat* (**Tableau 5**). Néanmoins, encore une fois, il s'agit de la classe n°6, constitué d'un seul itinéraire, et des classes n°8 et 9, qui souhaitent une gestion privée donnant lieu à la vente des fruits ou du bois aux villageois par le privé, ou à « aucun accès », ce qui, encore une fois, n'est pas envisageable dans le cadre d'une compensation à visée collective.

Les catégories d'acteurs s'opposent sur toutes les modalités (**Tableau 7**). A titre d'exemple, les autorités locales sont les mieux représentées dans la classe n°5, qui propose plusieurs patchs plurispécifiques d'arbres fruitiers dans les villages, en libre accès pour les villageois (**Tableau 7**). Ces propositions ne sont peut-être pas neutres, dans le sens où les autorités locales doivent elles-mêmes satisfaire les villageois. Un autre attribut intéressant à considérer ici est la localisation des villages. Les habitants proches de la rivière Shu rejettent les arbres fruitiers (classe n°4) (**Tableau 7**). Or, ceux-ci sont considérés comme ayant besoin d'être irrigués (**Tableau 7**), et les habitants de la rivière Shu ont un accès à l'eau douce plus limité que dans d'autres unités paysagères, l'eau de la rivière Shu étant salée. Les habitants de Betpak-Dala, au contraire, souhaitent la plantation d'arbres fruitiers (classe n°2), mais sont aussi bien représentés dans le groupe d'itinéraires proposant Djingil et Terek (classe n°7) (**Tableau 7**). Les habitants des piémonts semblent quant à eux préférer le Karatal (classe n°1) (**Tableau 7**). Ainsi, nous ciblions dans le paragraphe précédent des espèces intéressantes du point de vue de l'irrigation et des clôtures, mais le choix de l'espèce et de certaines modalités semble aussi devoir être considéré en fonction de la localisation paysagère de la compensation. Ce sont aussi les

habitants des piémonts qui sont le mieux représentés dans le fait de ne devoir irriguer que pendant la croissance de l'arbre (classe n°1) (**Tableau 7**). Or, il s'agit de l'unité paysagère la plus fraîche, la plus humide, la mieux pourvue en eau grâce à la montagne de Karatau, ce qui pourrait expliquer la mention de cette modalité peu citée autrement (**Tableau 5**). En outre, la gestion privée est préférée par les habitants des piémonts (classe n°8), ce qui nous permet de faire un parallèle avec le Point d'eau : il semble que les habitants des piémonts soient plus enclins à vouloir développer ce type de gestion que les autres villages. Ceci peut être expliqué par le fait que les piémonts sont plus cultivés et plus privatisés que les autres unités paysagères.

Finalement, les options consensuelles ne seront pas forcément adaptées en fonction de la localisation des villages (**Tableau 7**). Si cette pratique était mise en place, il faudrait alors différencier les modalités en fonction des villages. Par exemple, nous pourrions prioriser les vergers monospécifiques d'arbre fruitier à Betpak-Dala, irrigués et clôturés, mais pas dans les villages proches de la rivière Shu (**Tableau 7**), pour lesquels des espèces nécessitant moins d'irrigation devraient être ciblées. Dans les piémonts, des parcelles plurispécifiques d'arbres fruitiers et des plantations monospécifiques de Karatal pourraient être mises en place, avec potentiellement une irrigation limitée au début de la croissance du Karatal (**Tableau 7**).

3.4.2.3. La Culture fourragère

Le trèfle et le maïs, qui étaient les deux espèces favorites (**Tableau 5**) ne contribuent pas à la constitution des groupes (**Tableau 8**). Ils se répartissent uniformément dans la constitution des différentes classes, sauf la n°5, axée sur le blé (**Tableau 8**). La grande majorité des participants préféraient des grandes parcelles pour la Culture fourragère (**Tableau 5**) et le type de parcelle ne contribue justement pas aux classes (**Tableau 8**), probablement pour les mêmes raisons : puisque presque tous les participants préfèrent cette modalité, elles se répartit dans toutes les classes et ne peut donc les différencier. De la même manière, la gestion par les coopératives agricoles et d'élevage, globalement préférée (**Tableau 5**), ne participe pas à la création des classes (**Tableau 8**), sauf pour la classe n°6 qui refuse ce type de gestion. Ainsi, pour la Culture fourragère, qui présentait des consensus importants pour la plupart de ses modalités, la classification est intéressante car met en lumière des points de désaccord et des itinéraires particuliers. Autre exemple, le fait de ne ni clôturer ni irriguer les Cultures fourragères n'est pas commun (**Tableau 5**) et fait donc ressortir les classes n°3 (cultures au bord des rivières, à 6-8 km du village), n°4 (cultures vers les lacs ou selon les coopératives, à 4-5 km du village) et n°5 (culture de blé dans la steppe, à 50-60 km du village), qui toutes trois rejettent la mise en place de clôtures et constituent en fait 20% des itinéraires (**Tableau 8**). Dans le **Tableau 5**, nous pouvons voir que les modalités « Localisation », « Distance au village » et « Accès » peuvent être un peu moins consensuelles que les autres. Les deux premières sont d'ailleurs celles qui contribuent à toutes les classes (**Tableau**

8) : chaque classe est représentée par une localisation différente, sauf pour les classes n°2 et n°5 (culture fourragère dans la steppe pour les deux), mais qui vont se différencier par la distance au village (entre 1 et 20 km pour la classe n°2, et minimum 50 km pour la classe n°5) (**Tableau 8**). De la même manière, chaque classe est représentée par une distance au village différente, sauf les classes n°6 et n°7 (3 – 4 km), mais qui sont en fait différentes sur la localisation (dans les piémonts pour la classe n°6, et dans Betpak-Dala pour la classe n°7) (**Tableau 8**). Ces critères constituent donc les points principaux de dissensus sur lesquels l'attention devrait être portée dans le cadre de la mise en place d'une Culture fourragère.

En outre, chaque classe représente bien les catégories d'âge et des catégories d'acteurs (**Tableau 8**) et sont aussi à prendre en compte. Si par exemple nous prenons les deux classes les plus importantes (n°1 et n°2), celles-ci s'opposent sur l'âge : les plus jeunes participants préfèrent des cultures très proches des villages, tandis que les plus âgés les souhaitent dans la steppe (**Tableau 8**), peut-être par habitude. Toutes les localisations de village à travers les paysages sont représentées, et la seule catégorie d'acteur non exprimée à travers les classes sont les professeurs (**Tableau 8**). Ainsi, la mise en place de Culture, en fonction de sa localisation et sa distance au village, comblera plus certains participants et n'en satisfera pas d'autres, en fonction de leur âge, de leur catégorie d'acteur, et de la localisation de leur village.

Pour la pratique Culture fourragère, une compensation différenciée sur certaines modalités devrait donc être considérée. Tout d'abord, il semble pertinent de garder certaines modalités consensuelles : les espèces (trèfle et maïs), l'irrigation, et la gestion par les coopératives (**Tableau 5**). Cependant, il faudrait mettre en place une zone de culture fourragère pour chaque unité paysagère : dans la steppe pour les villages des piémonts, vers les lacs pour les villages de l'unité des lacs salés, dans Betpak-Dala pour les villages de cette unité, et au bord de la rivière Shu pour les villages proche de la rivière (**Tableau 8**). Les cultures fourragères devraient en outre être plantées à différentes distances des villages en fonction de l'unité paysagère concernée (**Tableau 8**), et la mise en place de clôtures ne sera pas forcément nécessaire au bord de la rivière Shu et vers les lacs. Les modalités de vente devraient être discutées au cas par cas, probablement avec les coopératives en charge, entre vente classique, vente aux villageois en priorité ou vente aux villageois vulnérables en priorité (**Tableau 5**).

3.4.2.4. La Plantation hors village

Les modalités « Espèce », « Gestion » et « Accès » montraient un certain consensus (**Tableau 5**), or, la lecture du **Tableau 9** suggère des désaccords sur ce point pour les classes n°2 (gestion privée avec vente du bois), n°4 (plantation de Karatal vers les lacs gérée par l'*Akimat*) et n°7 (plantation de Jide et Karatal pour les travailleurs miniers exclusivement). Or, ces classes ne

sont constituées que d'un itinéraire (**Tableau 9**), confirmant les statuts de favoris du saxaul et du djingil, de la gestion par le *Leskhoz*, les coupes autorisées sous forme de quota et l'interdiction des coupes. La classe n°7 est certes composés de trois itinéraires, mais ces derniers proviennent en fait du même participant (PH 25.1, PH 25.2, PH 25.3, **Figure 13**). Les participants étaient majoritairement d'accords sur le type de parcelle « plusieurs patchs monospécifiques » (**Tableau 5**), or la classe n°3, qui comprend l'une des espèces favorites, le saxaul, est fortement constituée par des itinéraires comprenant une grande parcelle d'un seul tenant (**Tableau 9**). Nous pouvons supposer que le type de parcelle « Plusieurs patchs » est réparti de manière homogène à travers les classes, et que lorsqu'il s'agit du saxaul, une partie des participants préfère tout de même des grandes parcelles d'un seul tenant, pour répondre aux enjeux d'érosion des sols et de fixation du sable par exemple (**Figure 8**). La localisation, bien que plutôt consensuelle sur l'unité paysagère, l'était moins concernant la distance au village (**Tableau 5**). Le **Tableau 9** nous permet de mieux appréhender ce dissensus : une distance de 3-5 km concerne en fait les plantations autours des lacs, et la distance 50-60 km concerne les plantations dans la zone de Betpak-Dala, et non les plantations dans le désert de Muyunkum. Ainsi, les points de dissensus sur lesquels l'attention devrait être portée dans le cadre d'une Plantation hors village sont la distance au village, en fonction de la localisation paysagère des plantations. Il sera aussi nécessaire de préciser le type d'accès, entre l'interdiction de coupe ou la distribution selon des quotas. En effet, ces deux modalités sont parmi les préférées (**Tableau 5**), mais sont l'un des points de séparation des classes n°1 (accès sous forme de quota) et n°3 (aucune coupe autorisée), qui sont deux des classes les plus importantes (**Tableau 9**).

Les participants moins âgés (classe n°3) préfèrent des plantations moins loin des villages que les participants les plus âgés (classe n°6) (**Tableau 9**). En outre, certains participants préfèrent que la Plantation hors village soit mise en place dans une unité paysagère qui les concernent : les habitants de la zone des lacs souhaitent des plantations autour des lacs, les habitants de Betpak-Dala, plutôt éloignés du désert de Muyunkum, préfèrent les voir dans les steppes de Betpak-Dala (**Tableau 9**). La plantation dans le désert sableux de Muyunkum, qui n'est pas habité, n'est pas marquée par des préférences en fonction de la localisation des villages (**Tableau 9**). En outre, la catégorie « Eleveur – agriculteur » est la moins représentée dans le groupe souhaitant des grandes parcelles d'un seul tenant (classe n°3) (**Tableau 9**) : ce type de plantation peut être perçue comme impactant la mobilité du bétail.

Finalement, la majorité des modalités consensuelles peuvent être conservées : les espèces (saxaul et djingil), le fait de ne pas irriguer et de ne pas clôturer les plantations, et la gestion par le *Leskhoz* (**Tableau 5**). L'accès aux plantations devra être discuté, notamment entre la collecte sous forme de quota ou l'interdiction de coupes, avec le *Leskhoz* et les habitants du district de

Sozak (**Tableau 5** et **Tableau 9**). Des plantations dans le désert de Muyunkum seraient bien accueillie (**Tableau 5** et **Tableau 9**). Néanmoins, si les villages de Betpak-Dala devaient être considérés dans les programmes de compensation écologique, alors des plantations supplémentaires dans cette unité paysagères devraient être envisagées (**Tableau 9**).

3.4.3. Les services et disservices écosystémiques attendus

3.4.3.1. Par rapport aux services écosystémiques énoncés dans la littérature

Une diversité de SE a été citée à travers les discussions autour des pratiques de compensation écologique (**Figure 14** et **Figure 15**). Concernant le **Point d'Eau**, nous retrouvons assez logiquement les services liés à l'eau souterraine et ses utilisations : le plus important pour les participants est d'abreuver le bétail, et ce avant les usages des foyers et des communautés (**Figure 15**), deux usages décrits respectivement par Galford et Ricketts (2016) et Stringer et Dougill (2016). C'est une pratique stratégique qui permet également l'irrigation des plantations et des cultures, mais ces deux-dernières présentent des risques de dis-SE en cas de surexploitation de la ressource en eau (**Figure 15**).

La **Plantation village** est bien perçue comme fournissant du bois mort comme source d'énergie et de la nourriture (Blanco *et al.*, 2020 ; Missall *et al.*, 2015), ainsi qu'à la protection contre le vent (Blanco *et al.*, 2020), la filtration des poussières (Missall *et al.*, 2015) et la régulation de la température et de l'humidité (Blanco *et al.*, 2020). Néanmoins, elle est peu perçue comme pouvant contrôler l'érosion des sols (**Figure 15**), contrairement aux résultats de l'étude de Blanco *et al.* (2020). Le contexte de la zone d'étude de Blanco *et al.* (2020) (en France) est différent du contexte du district de Sozak, ce qui pourrait expliquer cette différence de perception. La Plantation village est par ailleurs fortement perçue comme pouvant participer à l'esthétisme (Blanco *et al.*, 2020) du village (**Figure 15**), et pas seulement sous forme de haie (Fürst *et al.*, 2016). Comme prévu dans l'étude de Missall *et al.* (2015), elle est néanmoins une pratique potentiellement consommatrice en eau, dis-SE important dans des zones arides (**Figure 15**).

La **Culture fourragère** est bien considérée comme pouvant agir sur la qualité des sols via la plantation de trèfle (Rodríguez *et al.*, 2022) (**Figure 15**), mais tous les dis-SE potentiels décrits dans la littérature (perte des nutriments du sol, érosion des sols (Sileshi *et al.*, 2007 ; Stringer et Dougill, 2016) et imperméabilisation du sol qui affecte négativement les SE de régulation du climat et de l'eau (Stringer et Dougill, 2016)) n'ont pas été mentionnés par les participants. Cependant, elle est considérée comme consommatrice en eau (**Figure 15**).

La **Plantation hors village**, contrairement à ce qui pouvait être attendu (Stringer et Dougill, 2016), n'est pas vu comme pouvant empiéter sur les espaces de pâturage. Elle est majoritairement liée à la fourniture de bois pour l'énergie, comme décrit par Stringer et Dougill

(2016) et au contrôle de l'érosion des sols (Sarr *et al.*, 2022) (**Figure 15**). Les autres SE décrits dans la littérature tels que la fourniture de produits non ligneux, la restauration de la fertilité des sols et de la biodiversité (Sarr *et al.*, 2022) et la séquestration du carbone (Stringer et Dougill, 2016) n'ont pas été mentionnés par les participants. Le saxaul était l'espèce principalement citée pour cette pratique (**Tableau 5**), or, cette espèce a longtemps été utilisée comme bois de chauffe ou pour les brochettes, bien que cela soit interdit aujourd'hui, et est décrite par les autorités forestières comme l'espèce à planter pour fixer le sable. Ces deux SE sont donc connus de tous, contrairement par exemple à la régulation du climat global via la séquestration de carbone.

La **Réserve naturelle** est logiquement considérée comme participant au SE de maintien des populations et des habitats (**Figure 15**), mais pas à d'autres SE de régulation et maintenance comme l'amélioration de la qualité de l'air, le contrôle de l'érosion des sols et la régulation du climat qui avaient été mentionnés dans l'étude de Quintas-Soriano *et al.* (2016). Par contre, la Réserve naturelle est en effet perçue comme restreignant l'accès aux pâturages (**Figure 15**), et donc à des SE importants pour les habitants (Souza *et al.*, 2021).

La **Mise en défens** et la **Banque fourragère** sont liées à plusieurs SE mais puisque ces deux pratiques ont été acceptées peu de fois, peu de SE ont pu être mentionnés (**Figure 15**).

3.4.3.2. Par rapport aux services perçus comme fournis par le désert de Muyunkum

Les SE importants et potentiellement impactés par les mines dans le désert de Muyunkum et pouvant être ciblés à travers des mesures compensatoires étaient au nombre de sept (voir la section d'introduction du chapitre). Or, 23 classes de SE ont été citées (**Figure 14**), et si nous retirons les classes citées par moins de 10% des participants, il reste tout de même 18 classes de SE attendus. Un nombre encore plus important de SE est donc attendu de la compensation écologique que ceux potentiellement impactés par les activités minières. D'après la **Figure 14**, nous pouvons en outre constater que les services perçus comme fournis par le désert de Muyunkum et potentiellement impactés sont en effet attendus à travers la mise en place des pratiques de compensation écologique. Néanmoins, ils ne sont pas les services les plus mentionnés. Le contrôle de l'érosion, qui est le plus représenté, n'atteint pas la moitié du nombre maximum de mention (**Figure 14**). Parmi les SE les plus attendus, par exemple mentionné par au moins 18 personnes (moitié du nombre de mention maximum), aucun n'est spécifiquement liés au désert de Muyunkum (**voir chapitre 2**). En outre, nous pouvions nous attendre à une vision partagée de la compensation des services écosystémiques du désert de Muyunkum, unité paysagère collective, utilisée par de nombreux villages. Or, nos résultats ne montrent pas du tout cela. Nous observons donc dans cette étude un effet d'opportunité, perçu par les acteurs locaux lorsque l'on aborde leurs besoins à travers la compensation. Du point de vue de l'acceptabilité

sociale, la compensation écologique aurait donc d'autres objectifs que la compensation des SE potentiellement impactés, bien que nous ayons présenté ceux-ci au début de chaque entretien. Finalement, l'acceptabilité fait ressortir des souhaits d'amélioration des conditions de vie, qui ne correspondent plus aux critères de la compensation écologique.

3.4.3.3. Importance de l'élevage et de la vie au village, et rejet des restrictions sur l'espace

En effet, les SE les plus attendus (au moins 18 mentions, qui correspond à la moitié du nombre maximum de mentions), mentionnés majoritairement à travers les trois pratiques les plus acceptées, sont associés à l'élevage (Plantes cultivées consommées par les animaux d'élevage et Eau souterraine pour abreuver les animaux) et à la vie au village (Caractéristiques biotiques qui permettent une expérience esthétique, associées à la verdure et la beauté des arbres ; Plantes cultivées pour l'énergie ; Filtration / séquestration / stockage par la végétation, associée à la filtration de la poussière déplacée par le vent ; Plantes cultivées pour la consommation, qui concernait notamment les fruits dans les vergers ; et Eau souterraine pour irriguer, majoritairement pour l'irrigation des vergers et des arbres des villages) (**Figure 14** et **Figure 15**).

Par ailleurs, comme déjà mentionné dans la section précédente, la Réserve naturelle est vue comme une pratique restreignant l'accès au pâturage et donc aux SE associés, ce qui explique en partie sa faible acceptabilité. La Mise en défens est aussi vue de cette manière, bien que l'exclusion de pâturage soit temporaire. De manière générale, nous pouvons confirmer que la restriction d'espace, et même la mise en place temporaire de clôtures sur les espaces pâturés sont des pratiques qui dérangent et qui ne sont ni adaptées à l'utilisation du territoire, ni aux habitudes culturelles dans cette zone d'étude où les troupeaux pâturent une grande partie de l'année, voire toute l'année. Par exemple, une autre étude, menée en Iran sur les aires protégées, a démontré qu'une forte dépendance au pâturage implique une opposition plus importante aux aires protégées (Khosravi Mashizi et Sharafatmandrad, 2020).

3.4.3.4. La quantité et la diversité des services écosystémiques mentionnés par pratique

L'acceptabilité sociale faisant partie des dimensions sociale et culturelle de la compensation écologique, et les SE étant liés à ces dimensions, nous pourrions aussi penser qu'une forte acceptabilité sociale soit accompagnée d'une plus grande quantité et diversité (diversité des sections de SE) de SE fournis. Or nous pouvons voir dans la **Figure 15** que deux des pratiques les plus acceptées, le Point d'eau et la Culture fourragère, sont fortement liés à deux ou trois classes de SE, et au total à six classes. Ce sont les pratiques de type plantation : Plantation village et Plantation hors village, qui sont liées à un ensemble plus important et plus diversifié de classes de SE (**Figure 15**). Une pratique très acceptée ne signifie pas nécessairement une plus grande quantité et diversité de services attendus. En termes de diversité de SE :

approvisionnement, régulation & maintenance et culturels (biotique et abiotique), c'est la pratique Plantation village qui y répond le mieux, avec un nombre de mentions important dans les trois sections pour les composantes biotiques (**Figure 15**). Du point de vue du nombre de services mentionnés et de la diversité des classes de services, elle dépasse donc les autres pratiques. Ainsi, en plus du niveau d'acceptabilité, nous pourrions en fait aussi étudier ces pratiques sous ce prisme ou bien combiner le niveau d'acceptabilité et le niveau de services attendus, en nombre de mentions et en diversité. Dans le cas des stratégies de reboisement, il a été observé que les perceptions ne dépendent pas que des stratégies de plantation, de leurs modalités, etc., mais aussi des bénéfices potentiels pouvant être perçus, qu'ils soient de l'ordre socio-économique, esthétique ou pour les processus de régulation (Hajjar *et al.*, 2014). Ainsi, intégrer les SE potentiellement fournis par chaque pratique à l'évaluation de l'acceptabilité sociale est une possibilité intéressante et pertinente. Toutefois, il faudra également prendre en compte les enjeux liés aux dis-SE associés aux pratiques : par exemple, la Plantation village est certes perçue comme pouvant fournir une grande quantité et diversité de SE, mais elle est également potentiellement consommatrice en eau, une ressource précieuse dans cette zone aride.

3.4.4. Une compensation sociale plutôt qu'écologique ?

Finalement, nos résultats suggèrent que les attentes des acteurs locaux montrent peu de compatibilité avec (i) la compensation écologique selon les critères internationaux (BBOP, 2012) (*No Net Loss* de biodiversité) et nationaux (*Republic of Kazakhstan*, 2021) (plantation de saxauls) ; et (ii) la compensation écologique des services écosystémiques potentiellement impactés par la mine (les services attendus diffèrent des SE potentiellement impactés par la mine, **voir chapitre 2**). Les auteurs Burton *et al.* (2017) mettaient déjà en garde contre les compensations basées uniquement sur les valeurs sociales, qui peuvent en fait ne pas remplir les objectifs écologiques initiaux de la compensation écologique (Tupala *et al.*, 2022 ; Varumo *et al.*, 2022). Ceci questionne d'ailleurs la faisabilité d'une compensation à la fois de la biodiversité et des valeurs sociales, sans que les valeurs locales et sociales ne desservent les objectifs écologiques de la compensation. L'acceptabilité doit plutôt être utilisée comme critère pour choisir parmi des scénarios de compensation écologique équivalents du point de vue des critères environnementaux (Burton *et al.*, 2017). Cette exploration de différentes possibilités sous le prisme de l'acceptabilité sociale pourrait notamment se révéler pertinente dans le cas des compensations écologiques volontaires (définis par Bennett et Gallant (2017) comme une compensation réalisée au-delà des exigences réglementaires, pour des raisons éthiques, philanthropiques ou réputationnelles) (Varumo *et al.*, 2022). Selon d'autres auteurs, il faudrait en réalité aller encore au-delà de l'acceptabilité sociale de la compensation écologique (Tupala *et al.*, 2022 ; Varumo *et al.*, 2022) pour parvenir à joindre les dimensions écologiques, sociales et

culturelles de la compensation écologique. Par exemple, l'implication sociale et l'utilisation de méthodes participatives dès les premières étapes de la hiérarchie d'atténuation (Eviter, Réduire, Restaurer, Compenser, voir BBOP (2012)), permettraient de développer des scénarios réussissant à répondre aux objectifs de biodiversité, écologiques et sociaux (Tupala *et al.*, 2022).

3.5. Conclusion

Intégrer l'acceptabilité sociale dans les projets de compensation écologique est considéré comme une étape importante pour assurer la durabilité des mesures compensatoires et la prise en compte des valeurs socioéconomiques et culturelles de la biodiversité et de l'environnement. Considérant cela, cette étude avait pour but d'évaluer différentes méthodes de compensation écologique cohérentes avec les critères internationaux et/ou nationaux et/ou permettant de compenser pour les SE potentiellement impactés par les activités minières dans le district de Sozak. Nos résultats montrent que habitants du district de Sozak ont une forte acceptabilité de certaines pratiques liées à l'élevage et à la production de fourrage (point d'eau et cultures fourragères), mais rejettent certaines pratiques en rapport avec l'élevage si celles-ci sont synonymes de restriction d'accès aux pâturages (mise en défens pour la régénération naturelle de la végétation) ou si elles ne sont pas habituelles (banque fourragère ligneuse). La localisation des villages a une influence sur l'acceptabilité des pratiques de compensation et de leurs modalités, suggérant ainsi la nécessité de compensations différenciées en fonction des unités paysagères où elle prend place. Des entretiens supplémentaires, afin d'augmenter notre échantillonnage et de renforcer nos données, seraient intéressants et judicieux pour mieux mettre en lumière le rôle des autres attributs (genre, catégorie d'acteurs, etc.), le cas échéant. Outre les SE liés à l'élevage, les participants ont également de fortes attentes pour les pratiques permettant la fourniture de SE améliorant la vie au village (esthétisme apporté par la verdure, régulation du climat local par l'ombre des arbres, etc.). Finalement, les SE les plus attendus à travers de la compensation écologique diffèrent des SE potentiellement impactés par les activités minières, illustrant un effet d'opportunité perçu par les acteurs locaux. L'intégration de l'acceptabilité sociale est une étape clé pour la réussite et la pérennité des mesures compensatoires, néanmoins nos résultats suggèrent qu'elle ne peut effectivement pas à elle seule guider la compensation écologique. Elle doit donc intervenir comme une condition supplémentaire au sein d'une conception multicritère de la compensation écologique, intégrant critères nationaux, si possible internationaux, SE impactés, et acceptabilité sociale.

Remerciements

Nous remercions toutes les personnes ayant participé aux entretiens, les employés des *Akimat*s de Taukent, Kumkent, Shu et Stepnoy qui ont organisé les entretiens et nous ont accueillis, le département CSR de KATCO pour avoir géré l'organisation des entretiens avec les *Akimat*s, Akbope Saparaliyeva pour son travail d'interprète, KATCO pour la logistique et l'assistance fournie avant d'arriver et pendant notre séjour au Kazakhstan, et Orano pour donner la permission de publier nos résultats.

Références du Chapitre 3

Apostolopoulou, E., Adams, W.M., 2017. Biodiversity offsetting and conservation: reframing nature to save it. Oryx 51, 23–31. https://doi.org/10.1017/S0030605315000782

BBOP, 2012. Standard on Biodiversity Offsets, BBOP. ed. Washington, D.C.

Beck, H.E., Zimmermann, N.E., McVicar, T.R., Vergopolan, N., Berg, A., Wood, E.F., 2018. Present and future Köppen-Geiger climate classification maps at 1-km resolution. Sci Data 5, 180214. https://doi.org/10.1038/sdata.2018.214

Bennett, G., Gallant, M., 2017. State of Biodiversity Mitigation 2017. Markets and Compensation for Global Infrastructure Development.

Bidaud, C., Schreckenberg, K., Rabeharison, M., Ranjatson, P., Gibbons, J., Jones, JuliaP.G., 2017. The Sweet and the Bitter: Intertwined Positive and Negative Social Impacts of a Biodiversity Offset. Conservat Soc 15, 1. https://doi.org/10.4103/0972-4923.196315

Blanco, J., Sourdril, A., Deconchat, M., Barnaud, C., San Cristobal, M., Andrieu, E., 2020. How farmers feel about trees: Perceptions of ecosystem services and disservices associated with rural forests in southwestern France. Ecosystem Services 42, 101066. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101066

Brunn, S.D., Toops, S.W., Gilbreath, R., 2012. The Routledge Atlas of Central Asian Affairs, Routledge. ed. London, UK.

Burton, M., Rogers, A., Richert, C., 2017. Community acceptance of biodiversity offsets: evidence from a choice experiment. Aust J Agric Resour Econ 61, 95–114. https://doi.org/10.1111/1467-8489.12151

CICES, 2018. Common International Classification of Ecosystem Services Version 5.1. URL https://cices.eu/ (accessed 1.10.20).

Dray, S., Dufour, A., 2007. The ade4 Package: Implementing the Duality Diagram for Ecologists. Journal of Statistical Software 22, 1–20. https://doi.org/10.18637/jss.v025.i01

Fürst, C., Frank, S., Inkoom, J.N., 2016. Managing regulating services, in: Potschin, M., Haines-Young, R., Fish, R., Turner, R.K. (Eds.), Routledge Handbook of Ecosystem Services. New-York, NY.

Galford, G., Ricketts, T.H., 2016. Ecosystem services: provisioning, in: Potschin, M., Haines-Young, R., Fish, R., Turner, R.K. (Eds.), Routledge Handbook of Ecosystem Services. New-York, NY.

Gendron, C., 2014. Penser l'acceptabilité sociale : au-delà de l'intérêt, les valeurs. Communiquer. Revue de communication sociale et publique 117–129. https://doi.org/10.4000/communiquer.584

Hajjar, R., McGuigan, E., Moshofsky, M., Kozak, R.A., 2014. Opinions on strategies for forest adaptation to future climate conditions in western Canada: surveys of the general public and leaders of forest-dependent communities. Can. J. For. Res. 44, 1525–1533. https://doi.org/10.1139/cjfr-2014-0142

KATCO, 2020. Corporate Social Responsability report. Delivering on our sustainability agenda.

Kaye-Zwiebel, E., King, E., 2014. Kenyan pastoralist societies in transition: varying perceptions of the value of ecosystem services. E&S 19, art17. https://doi.org/10.5751/ES-06753-190317

Kermagoret, C., Levrel, H., Carlier, A., Dachary-Bernard, J., 2016. Individual preferences regarding environmental offset and welfare compensation: a choice experiment application to an offshore wind farm project. Ecological Economics 129, 230–240. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.05.017

Khosravi Mashizi, A., Sharafatmandrad, M., 2020. Assessing ecological success and social acceptance of protected areas in semiarid ecosystems: A socio-ecological case study of Khabr National Park, Iran. Journal for Nature Conservation 57, 125898. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125898

Köbel, M., Listopad, C.M.C.S., Príncipe, A., Nunes, A., Branquinho, C., 2021. Temporary grazing exclusion as a passive restoration strategy in a dryland woodland: Effects over time on tree regeneration and on the shrub community. Forest Ecology and Management 483, 118732. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118732

Kosorić, V., Huang, H., Tablada, A., Lau, S.-K., Tan, H.T.W., 2019. Survey on the social acceptance of the productive façade concept integrating photovoltaic and farming systems in high-rise public housing blocks in Singapore. Renewable and Sustainable Energy Reviews 111, 197–214. https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.04.056

Lê, S., Josse, J., Husson, F., 2008. FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. Journal of Statistical Software 25, 1–18. https://doi.org/10.18637/jss.v025.i01

Lesnoff, M., Messad, S., Lancelot, R., 2017. tdisplay: Tool Box for Data Importation and Display.

Missall, S., Welp, M., Thevs, N., Abliz, A., Halik, Ü., 2015. Establishment and maintenance of regulating ecosystem services in a dryland area of central Asia, illustrated using the Kökyar Protection Forest, Aksu, NW China, as an example. Earth Syst. Dynam. 6, 359–373. https://doi.org/10.5194/esd-6-359-2015

Papanastasis, V.P., Bautista, S., Chouvardas, D., Mantzanas, K., Papadimitriou, M., Mayor, A.G., Koukioumi, P., Papaioannou, A., Vallejo, R.V., 2017. Comparative Assessment of Goods and Services Provided by Grazing Regulation and Reforestation in Degraded Mediterranean Rangelands. Land Degrad. Develop. 28, 1178–1187. https://doi.org/10.1002/ldr.2368

Potschin-Young, M., Haines-Young, R., Görg, C., Heink, U., Jax, K., Schleyer, C., 2018. Understanding the role of conceptual frameworks: Reading the ecosystem service cascade. Ecosystem Services 29, 428–440. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.05.015

Quintas-Soriano, C., Castro, A.J., Castro, H., García-Llorente, M., 2016. Impacts of land use change on ecosystem services and implications for human well-being in Spanish drylands. Land Use Policy 54, 534–548. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.03.011

R Core Team, 2022. R: A Language and Environment for Statistical Computing.

Republic of Kazakhstan, 2021. Article 54 of Forest Code of Republic of Kazakhstan: Conduction of works in the state forest resources that are not related to forest management and forest use (2003, amended in 2021), Forest Code.

Robinson, S., Milner-Gulland, E.J., 2003. Contraction in livestock mobility resulting from state farm reorganisation, in: Kerven, C. (Ed.), Prospects for Pastoralism in Kazakhstan and Turkmenistan. From State Farms to Private Flocks. London, pp. 128–145.

Rodríguez, B.C., Zuazo, V.H.D., Rodríguez, M.S., García-Tejero, I.F., Ruiz, B.G., de Torres, M.A.R.-R., Ordóñez-Fernández, R., Carbonell-Bojollo, R.M., Tavira, S.C., 2022. Chapter 13 - Legumes protect the soil erosion and ecosystem services, in: Meena, R.S., Kumar, S. (Eds.), Advances in Legumes for Sustainable Intensification. Academic Press, pp. 247–266. https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85797-0.00010-0

Sanyé-Mengual, E., Specht, K., Krikser, T., Vanni, C., Pennisi, G., Orsini, F., Gianquinto, G.P., 2018. Social acceptance and perceived ecosystem services of urban agriculture in Southern Europe: The case of Bologna, Italy. PLoS ONE 13, e0200993. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200993

Sarr, M.S., Diallo, A.M., King-Okumu, C., 2022. A review of public versus private reforestation programs in the Senegalese Sahel: taking stock of realities and challenges. Restoration Ecology 30. https://doi.org/10.1111/rec.13582

Sileshi, G., Akinnifesi, F.K., Ajayi, O.C., Chakeredza, S., Matakala, P.W., 2007. Contributions of agroforestry to ecosystem services in the miombo eco-region of eastern and southern Africa. African Journal of Environmental Science and Technology 1, 68–80.

Souza, B.A., Rosa, J.C.S., Siqueira-Gay, J., Sánchez, L.E., 2021. Mitigating impacts on ecosystem services requires more than biodiversity offsets. Land Use Policy 105, 105393. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105393

Stringer, L.C., Dougill, A.J., 2016. Drylands, in: Potschin, M., Haines-Young, R., Fish, R., Turner, R.K. (Eds.), Routledge Handbook of Ecosystem Services. New-York, NY.

Tupala, A.-K., Huttunen, S., Halme, P., 2022. Social impacts of biodiversity offsetting: A review. Biological Conservation 267, 109431. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109431

Varumo, L., Kotilainen, J.M., Primmer, E., 2022. Social acceptance of biodiversity offsetting: Motivations and practices in the designing of an emerging mechanism. Env Pol Gov eet.2031. https://doi.org/10.1002/eet.2031

Ward, Joe H. Ward, Jr., 1963. Hierarchical Grouping to Optimize an Objective Function. Journal of the American Statistical Association 58 (301): 236-44.

Williams, K., 2011. Relative acceptance of traditional and non-traditional rural land uses: Views of residents in two regions, southern Australia. Landscape and Urban Planning 103, 55–63. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.05.012

Yuan, X., Zuo, J., Huisingh, D., 2015. Social acceptance of wind power: a case study of Shandong Province, China. Journal of Cleaner Production 92, 168–178. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.12.097

Zhang, J., Tian, G., Li, Y., Lindstrom, M., 2002. Requirements for success of reforestation projects in a semiarid low-mountain region of the Jinsha River Basin, Southwestern China. Land Degrad. Develop. 13, 395–401. https://doi.org/10.1002/ldr.521

A présent, nous nous penchons sur la végétation naturelle, levier pratique principal pour jouer sur la fourniture des SE à travers la compensation écologique requise au Kazakhstan. Nous focalisons donc le prochain chapitre sur la végétation naturellement présente dans le district de Sozak, et surtout sur le lien entre celle-ci et la fourniture des SE d'intérêt identifiés grâce au chapitre 2.

Chapitre 4 - Effet des caractéristiques de la végétation naturelle sur la fourniture de services écosystémiques à travers les paysages arides du district de Sozak dans le sud du Kazakhstan

A travers ce chapitre, nous réalisons la troisième étape de notre cadre méthodologique. Spécifiquement, il a pour but d'évaluer la fourniture de services par la végétation naturelle du district de Sozak (**O3**), et questionne la relation végétation naturelle – SE (**Q3**), plus exactement la relation entre certaines caractéristiques de la végétation (densité, couverture, diversité, etc. : elles seront définies dans ce chapitre) et la fourniture de SE. Pour rappel, il s'appuie sur l'hypothèse principale selon laquelle ces caractéristiques agissent positivement sur la fourniture des SE (**H3**). Cette étape est essentielle pour être en mesure, par la suite, de prédire la fourniture de SE potentielle apportée par les compensations écologiques qui s'appuient sur la végétation naturelle.

Tout comme le précédent chapitre, il est rédigé au format article mais n'a pas encore été soumis. L'étude menée en Mongolie en mai-juin 2023, dans le cadre du projet avec Orano, a également cherché à évaluer la fourniture des SE par la végétation naturelle (dans ce cas, du désert de Gobi). Nous attendons donc également ces résultats, qui pourraient être combinés avec ceux du présent chapitre.

De nouveau, nous évitons de répéter les définitions de la compensation écologique et des services écosystémiques en introduction, et la description de la zone d'étude, le district de Sozak, est succincte et presque identique à celle du **chapitre 3**. Toutes ces informations seront évidemment ajoutées lors de la soumission de ce chapitre. Des photographies ont également été incluses afin d'illustrer les propos et de rendre la lecture plus agréable.

Toutes les annexes mentionnées dans le texte principal sont disponibles à la fin du manuscrit. Elles comportent notamment des résultats de mesures dans des zones de culture fourragère, qui ne sont pas inclues dans la végétation naturelle, mais qui font partie des pratiques de compensation écologique très acceptées (**chapitre 3**). Elles ne sont pas utilisées dans ce chapitre, mais seront intéressantes pour la suite.

Bonne lecture !

Effet des caractéristiques de la végétation naturelle sur la fourniture de services écosystémiques à travers les paysages arides du district de Sozak dans le sud du Kazakhstan

Annaêl Barnes[1,2,3,*], Aymeric Beugnon[1,2], Samantha Bazan[1,2], Jean-Luc Maeght[4], Zhun Mao[4], Alexia Stokes[4], Paulo Salgado[3], Véronique Rayot[5], Simon Taugourdeau[1,2]

[1] CIRAD, UMR SELMET, F-34090 Montpellier, France
[2] SELMET, Université de Montpellier, CIRAD, INRAE, Institut Agro, F-34000 Montpellier, France
[3] CIRAD, UMR SELMET, ISRA-LNERV, PPZS, BP 2057, Dakar, Sénégal.
[4] AMAP, Université de Montpellier, CIRAD, CNRS, INRAE, IRD, F-34000 Montpellier, France
[5] Orano Mining, 125 Av. de Paris, 92320 Châtillon, France

* auteur correspondant : annael.barnes@cirad.fr

Résumé

Lors de la mise en place de projets miniers, la hiérarchie d'atténuation des impacts environnementaux est suivie pour viser un « *No Net Loss* » de biodiversité. Au Kazakhstan, la dernière étape, la compensation écologique, est réalisée par plantation forestière, intégrant des espèces locales, sur deux fois la surface du permis d'exploitation pour les mines d'uranium de type *In Situ Recovery*. Le district de Sozak au sud du pays comprend ce type d'exploitation. Comme beaucoup de zones arides et semi-arides, ce territoire fournit une diversité de services écosystémiques (SE) aux populations. Nous souhaitons vérifier l'intérêt de la compensation du point de vue de la fourniture d'un bouquet de SE importants pour les habitants et leurs activités. Des inventaires et des prélèvements de végétation et de sol ont été réalisés à travers les différents paysages de la zone. Ainsi, la végétation a été caractérisée selon un ensemble de variables indicatrices de végétation (VIV) que la compensation écologique pourrait intégrer (strates, densité, composition, diversité, couverture, volume). D'autre part, un ensemble d'indicateurs de SE a ainsi été évalué grâce aux mesures directes et à des analyses en laboratoire. Nous avons ensuite identifié les liens entre indicateurs de SE et VIV via une analyse canonique des correspondances, puis exploré des relations linéaires entre les indicateurs de SE et les VIV qui étaient significativement liés. L'effet du paysage sur les VIV et les indicateurs de SE a également été étudié. Les résultats montrent que les indicateurs de SE les mieux expliqués sont en fait directement liés à la strate arbustive. La compensation écologique par plantation forestière serait donc intéressante pour ces SE, mais pourrait finalement ne pas compenser la perte des SE plutôt liés aux autres strates de végétation et aux sols. D'autre part, l'effet paysage s'est révélé important pour presque toutes nos variables, démontrant l'intérêt de le considérer. Des inventaires et prélèvements supplémentaires devront être réalisés afin de conforter ces résultats.

Mots-clés : services écosystémiques, végétation semi-aride et aride, indicateurs, unité paysagère, plantation

4.1. Introduction

Les zones arides assurent la subsistance de nombreuses populations depuis des milliers d'années (White et Nackoney, 2003). Elles fournissent de précieux services écosystémiques (SE) à un niveau local, mais aussi au-delà de leur zone géographique (Archer et Predick, 2014). Les populations des zones arides dépendent fortement de ces SE (MEA, 2005), qui peuvent même être cruciaux pour les communautés les plus vulnérables (Dutilly-Diane *et al.*, 2007). Les SE issus des zones arides sont nombreux et divers, qu'il s'agisse de SE d'approvisionnement, de régulation et maintenance ou encore culturels (Dudley *et al.*, 2014 ; Dutilly-Diane *et al.*, 2007 ; Favretto *et al.*, 2016 ; Karimi *et al.*, 2020 ; Maestre *et al.*, 2022 ; MEA, 2005 ; Murali *et al.*, 2020 ; Schild *et al.*, 2018 ; Teff-Seker et Orenstein, 2019 ; White et Nackoney, 2003 ; Zhao *et al.*, 2017).

En Asie Centrale, la végétation est diverse et fournit une gamme large et variée de SE (Zhang *et al.*, 2020). Plus spécifiquement, les zones arides d'Asie Centrale sont des pâturages importants depuis des millénaires (Schmidt, 2017). Ces écosystèmes arides sont également connus pour fixer le carbone de manière permanente grâce à leur végétation ligneuse (Schmidt, 2017). En outre, ils abritent une certaine richesse floristique et faunistique, adaptée à ces environnements particuliers (Schmidt, 2017). Parmi ces écosystèmes, les zones désertiques et semi-désertiques du Kazakhstan sont encore peu étudiées du point de vue de leur importance socio-écosystémique. Elles abritent des formations appelées forêts de saxauls (*Haloxylon* spp.) (Kleine *et al.*, 2009 ; Schmidt, 2017 ; Stanturf *et al.*, 2020 ; Turdieva *et al.*, 2007), qui sont quant à elles bien étudiées dans la littérature. En effet, le saxaul est considéré comme une espèce clé pour la fourniture de divers SE : stabilisation du sable, prévention de l'érosion, création de microclimat et d'habitats pour la flore et la faune, stockage du carbone, fourniture de fourrage pour le bétail et les herbivores, et de bois pour les populations environnantes (Buras *et al.*, 2012 ; Khaulenbek *et al.*, 2018 ; Meshkov *et al.*, 2009 ; Schmidt, 2017 ; Zhang *et al.*, 2020). Néanmoins, d'autres espèces végétales composent également ces écosystèmes, telles que *Tamarix* spp., *Calligonum* spp., *Artemisia* spp., *Salsola* spp., ou encore et *Ephedra* spp. (Buras *et al.*, 2012 ; Khaulenbek *et al.*, 2018 ; Kleine *et al.*, 2009 ; Maestre *et al.*, 2021 ; Meshkov *et al.*, 2009 ; Stanturf *et al.*, 2020 ; Turdieva *et al.*, 2007) qui peuvent également être importantes pour la fourniture de SE.

Par ailleurs, le Kazakhstan comporte 12% des ressources uranifères mondiales (*World Nuclear Association*, 2022). Depuis 2009, le pays est le plus gros producteur d'uranium et fournissait en 2019 plus de 40% de la production mondiale (*World Nuclear Association*, 2022). Le sud du pays comprend notamment la région minière uranifère de Chu-Syrdarya (Fyodorov, 2002). La joint-venture franco-kazakh KATCO possède au sein de ce territoire des permis d'exploitations minières pour l'extraction de l'uranium par la méthode *In Situ Recovery* (ISR). Plus exactement,

ces mines sont situées dans le désert de Muyunkum dans le district de Sozak au sud du Kazakhstan (KATCO, 2020).

L'implantation de tels projets est accompagnée de la réalisation d'une étude d'impact environnementale (EIE). Les impacts évalués par l'EIE doivent être atténués par l'application de la hiérarchie d'atténuation : éviter, réduire, restaurer, compenser. Au Kazakhstan, la dernière étape, la compensation écologique, est encadrée par l'article 54 du code forestier pour les mines d'uranium *In Situ Recovery* (*Republic of Kazakhstan*, 2021). Les exploitants miniers doivent « procéder à des plantations forestières compensatoires d'une superficie double de celle utilisée et les entretenir » (*Republic of Kazakhstan*, 2021). Pour la compensation de ses mines, KATCO doit intégrer au moins 80% de saxauls dans sa plantation (d'après entretiens menés auprès de KATCO, **chapitre 1**), présents naturellement dans le désert de Muyunkum. Par ailleurs, il est crucial de pallier la dégradation des SE dans les zones arides (Dudley *et al.*, 2014 ; MEA, 2005). Or, bien que la méthode *In Situ Recovery* ait moins d'impacts environnementaux que les mines à ciel ouvert ou souterraines (Seredkin *et al.*, 2016), l'augmentation des activités minières, dont l'extraction d'uranium, est l'une des menaces qui pèsent sur la végétation du désert de Muyunkum (Schmidt, 2017). En outre, le désert de Muyunkum fournit de précieux SE aux populations du district de Sozak (**voir chapitre 2**).

Par conséquent, nous souhaitons à travers cette étude identifier les leviers qui permettraient potentiellement d'améliorer la fourniture de SE d'intérêt à travers la compensation écologique. L'objectif est donc d'évaluer l'effet de la végétation naturelle du district de Sozak et ses caractéristiques (strates de végétation, densité, couverture, composition, etc.) sur la fourniture potentielle de SE. Notre but est de considérer les écosystèmes présents, plus spécifiquement leur végétation, dans leur entièreté. Ainsi, nous ne nous concentrons pas uniquement sur le saxaul. Différentes méthodes d'évaluation des SE existent : économique, socio-culturelle et écologique (Gómez-Baggethun *et al.*, 2016). Un SE peut être évalué à travers un ou plusieurs indicateurs (Brown *et al.*, 2014 ; Johansen *et al.*, 2019 ; Papanastasis *et al.*, 2017 ; Richter *et al.*, 2021 ; Tarasewicz et Jönsson, 2021), définis comme « un proxy pour la capacité d'un écosystème à fournir un certain SE » (Richter *et al.*, 2021). Ils décrivent les caractéristiques biologiques, chimiques et physiques de l'écosystème (Richter *et al.*, 2021).

Les SE ciblés dans cette étude ont été identifiés en amont grâce à des entretiens auprès de différentes parties prenantes (voir **chapitre 2**). Ces entretiens avaient par ailleurs montré la spécificité de certaines unités paysagères du district pour la fourniture de certains SE (**chapitre 2**), et donc l'importance de la prise en compte des paysages.

A travers des mesures de divers indicateurs biophysiques de SE et des caractéristiques de la végétation naturelle à travers différents paysages du district de Sozak, nous cherchons spécifiquement à :

(i) étudier le lien entre les caractéristiques de la végétation et les indicateurs des SE d'intérêt du district de Sozak ;

(ii) étudier l'effet du paysage sur les caractéristiques de la végétation et les indicateurs de SE ;

(iii) pour chaque indicateur de SE effectivement expliqué par la végétation, proposer une relation linéaire entre une caractéristique de la végétation et l'indicateur, qui pourra ultérieurement être utilisée dans le cadre de la compensation écologique.

4.2. Matériels et méthodes

4.2.1. Zone d'étude

L'étude a été menée dans le district de Sozak, dans la province de Turkestan dans le sud du Kazakhstan (46°1′18.00″–43°23′44.1″ N et 67°6′10.19″–69°20′31.4″ E) (**Figure 1**).

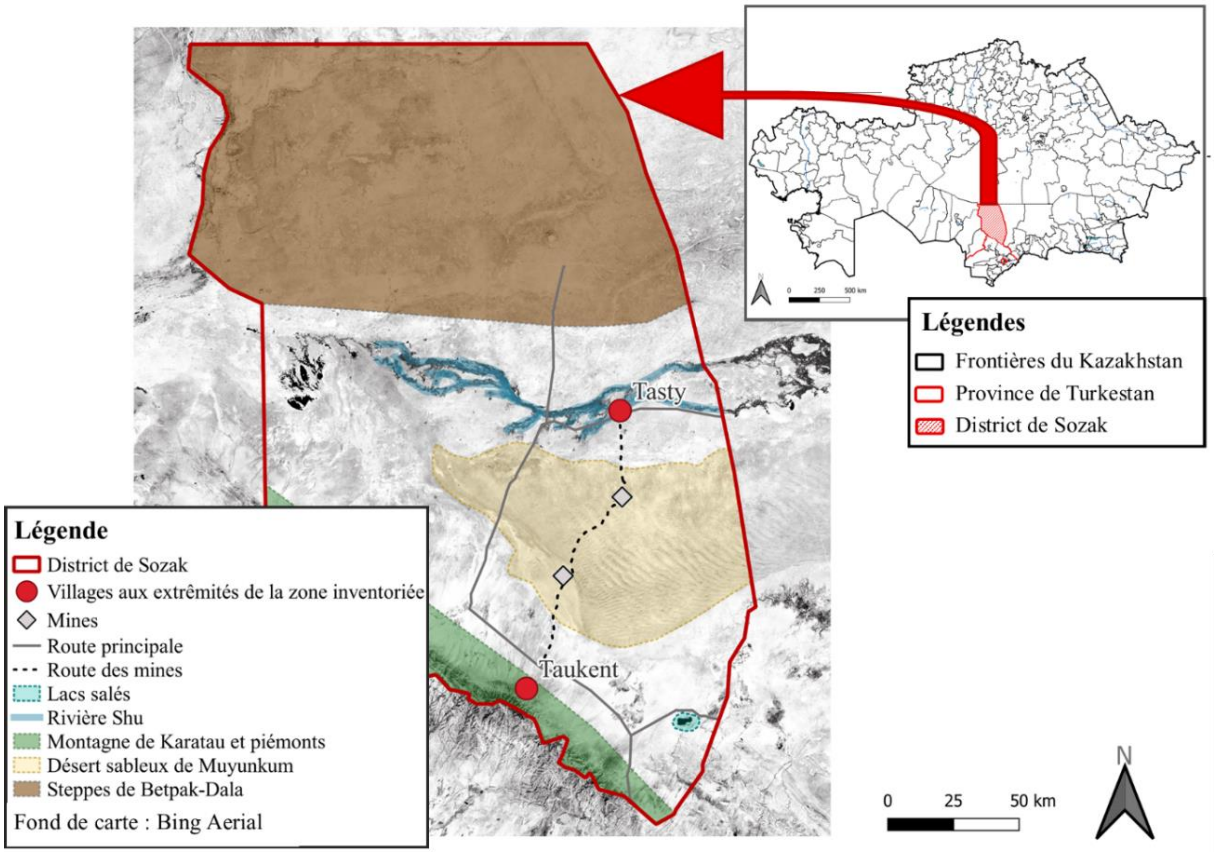


Figure 1. Localisation de la zone d'étude au Kazakhstan, localisation des mines d'uranium exploitées par KATCO dans le désert de Muyunkum (légendé « Mines ») et des différentes unités paysagères. La partie dans le district de Sozak non recouverte par une unité paysagère correspond à l'unité « Steppe »

Le climat est majoritairement désertique froid et steppique froid (Beck *et al.*, 2018 ; Brunn *et al.*, 2012), avec des précipitations annuelles moyennes de moins de 200 mm (Robinson et Milner-Gulland, 2003). Créée en 1996, la Joint-Venture franco-kazakh KATCO y exploite les dépôts d'uranium de Muyunkum et Tortkuduk, situés dans le désert de Muyunkum (KATCO, 2020) (**Figure 1**), par la méthode ISR. L'exploitation minière est l'une des principales activités économiques du district. L'élevage, très représenté sur ce territoire, que ce soit pour la vente ou pour la consommation personnelle, est l'autre activité principale de notre zone d'étude.

4.2.2. Collecte des données

4.2.2.1. Echantillonnage à travers les différents paysages

4.2.2.1.1. Choix des unités paysagères étudiées

Les unités paysagères (UP) décrites dans la **Figure 1** sont issue des résultats d'enquête présentés dans le **chapitre 2.** Nous avons vérifié la spécificité et affiné, si nécessaire, certaines de ces UP en amont de la collecte de données de cette étude. Pour ce faire, nous avons combiné données SIG, visites et descriptions des différentes unités selon leur relief, leur végétation et les types de sol présents. Le désert sableux de Muyunkum a ainsi été divisé en trois sous-unités : les haut et pentes des dunes, les cuvettes de dunes, et les zones de transition sableuse qui entourent la zone dunaire (**Figure 2**, **Figure 3**). La zone de steppe entre le désert de Muyunkum et la rivière Shu (**Figure 1**) a quant à elle été définie en « Zone salée » (**Figure 2**). Toutes ces UP sont illustrées et décrites dans la section suivante.

Nous avons ensuite sélectionné les unités à inventorier selon :

- la faisabilité en termes de temps : étant basés à Taukent, nous avons choisi d'éliminer la zone de Betpak-Dala très au nord (**Figure 1**) donc plus difficile d'accès ;
- la faisabilité en termes de règlementation, éliminant la montagne de Karatau (**Figure 1**), zone protégée dont l'accès est restreint ;
- la cohérence avec les pratiques de compensation écologique, éliminant : la rivière Shu et les bords de rivière (**Figure 1**) qui sont principalement composés de roseaux et dont le maintien dépend essentiellement de la rivière et de son niveau ; la zone des lacs salés vers le lac de Kyzylkol dont les principaux SE sont surtout dépendants des lacs et des différents points d'eau (**voir chapitre 2**).

En outre, une zone de plantation de saxauls (**Figure 3**) entre la steppe et la zone de transition sableuse a été ajoutée aux inventaires. L'ajout de cette UP peut être intéressante puisque la plantation de saxauls est la méthode requise pour la compensation écologique actuelle.

Finalement, les UP étudiées dans ce chapitre sont : la zone salée, la transition sableuse, les hauts et pentes de dunes, les cuvettes, les plantations et la steppe.

Notons que les piémonts ont aussi été étudiés, ainsi que deux autres unités anthropiques : les zones de culture et les mines. Elles ne sont pas utilisées dans ce chapitre mais leurs données sont disponibles en **Annexe 4.1**.

4.2.2.1.2. Description des paysages

Ci-après, le paragraphe décrit les unités paysagères sélectionnées et étudiées, du nord au sud. Les UP inventoriées mais non étudiées dans ce chapitre sont décrites dans **l'Annexe 4.1**. La **Figure 2** et la **Figure 3** illustrent les unités paysagères étudiées.

- **La zone salée** (**Figure 2**), juste au sud du village de Tasty : la végétation est halophile. D'après nos observations et la pré-collecte de données, les arbustes dominants sont des *Tamarix* spp., bien qu'ils puissent co-exister avec des saxauls noirs. Cette zone sert de pâturage majoritairement pour les troupeaux des habitants des villages situés au bord de la rivière Shu comme Tasty.

- La **transition sableuse** (**Figure 2**), qui borde la partie dunaire de Muyunkum au nord et au sud. Les sols sont sableux, mais elle se différencie du reste de la zone sableuse par des reliefs moins marqués. La végétation arbustive est composée de saxauls et de *Calligonum* spp. Elle est comprise dans la zone sableuse de Muyunkum et est donc pâturée l'hiver (**chapitre 2**).

- Les **hauts et pentes de dunes** (**Figure 2**), au sein du désert de Muyunkum, sont les parties hautes des dunes de cette zone. Les sols sont sableux et la végétation arbustive est dominée par les *Calligonum* spp. et les saxauls blancs. Comme les zones de transition sableuse, il s'agit d'un pâturage d'hiver (**chapitre 2**).

- Les **cuvettes** (**Figure 3**) : situées au creux des dunes, les cuvettes ne comportent pas de végétation arborée ou arbustive haute. Les sols sont sableux, et comme les autres unités du désert de Muyunkum, elles sont pâturées l'hiver.

- Les **plantations** (**Figure 3**) : une zone de plantations d'*Haloxylon ammodendron* (C.A. Mey) Bunge (saxaul noir) menées par les forestiers dans la zone de steppe, proche de la transition sableuse. Le sol est tassé et travaillé et les arbustes sont plantés en ligne.

- La **steppe**, au nord du village de Taukent (**Figure 3**) : il s'agit d'une zone très pâturée par les troupeaux des villages des piémonts, mais également utilisée à d'autres fins comme les cultures fourragères. La végétation est pauvre, presque rase, sans strate de végétation haute.

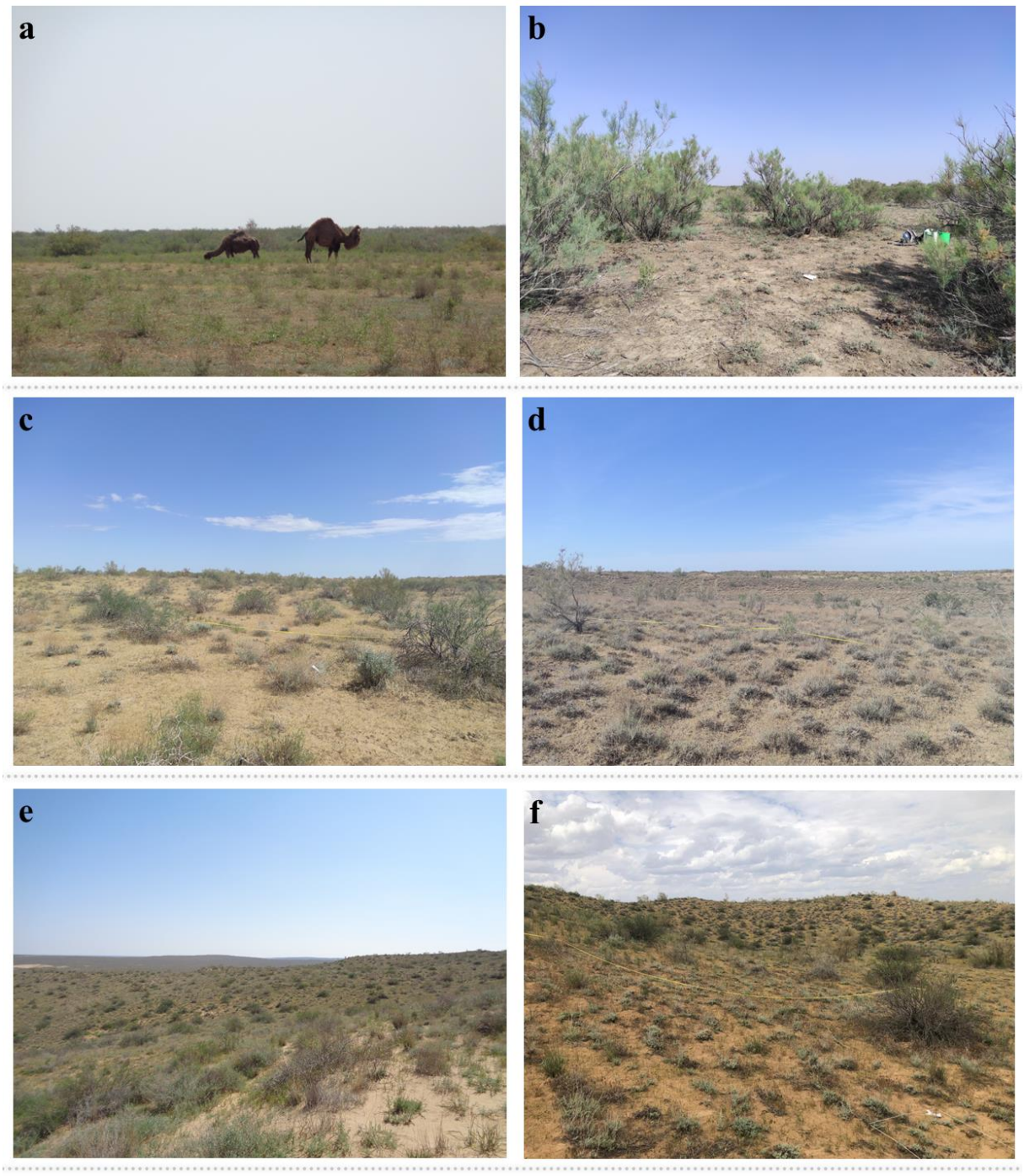


Figure 2. Photographies des unités paysagères inventoriées, du nord au sud. Partie 1. Les lettres correspondent à : a-b : zone salée ; c-d : transition sableuse ; e-f : haute et pente de dunes

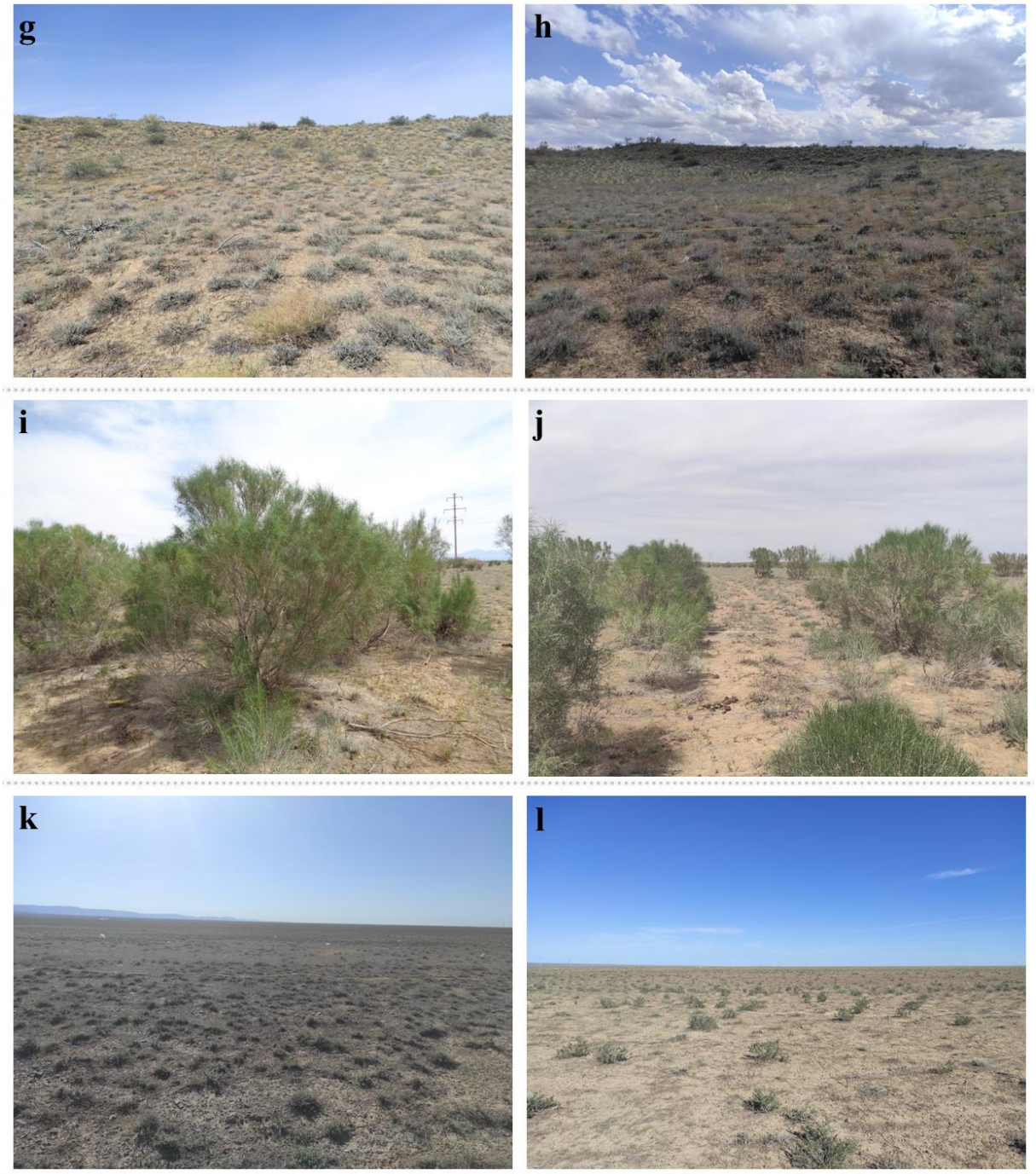


Figure 3. Photographies des unités paysagères inventoriées, du nord au sud. Partie 2. Les lettres correspondent à : g-h : cuvettes ; i-j : plantations ; k-l : steppe

4.2.2.2. Choix des variables

4.2.2.2.1. Les variables indicatrices de végétation

Nous appelons « **variables indicatrices de végétation »** (VIV) des variables liées aux caractéristiques de la végétation. Elles devront expliquer **nos indicateurs de services écosystémiques** (SE), et donc ultérieurement à ce chapitre, la fourniture SE. Nous avons sélectionné des VIV cohérentes avec la compensation écologique, c'est-à-dire en rapport avec des caractéristiques de la végétation sur lesquelles la compensation pourrait agir. Parmi les VIV, certaines renvoient à des « **espèces clés** ». Ce sont des espèces :

- utilisées dans le cadre de la compensation écologique (*Haloxylon* spp.) ;
- et/ou utilisées pour les plantations dans les zones arides d'Asie Centrale (*Haloxylon* spp.) ;
- et/ou citées par au moins 10% des participants lors des entretiens pour l'identification des services écosystémiques d'intérêt (*Haloxylon* spp., *Tamarix* spp., *Salsola arbuscula* Pall., *Alhagi pseudalhagi* (M.Bieb.) Fisch, *Artemisia* spp., *Peganum harmala* L.) (voir **Annexes 2.4, 2.6 et 2.8** du **chapitre 2**) ;
- et/ou qui nous ont paru importantes sur le terrain pour certains services écosystémiques spécifiques (par exemple, *Calligonum* spp. semble fortement retenir les sols) et décrites dans la littérature comme intéressantes en termes de SE (*Calligonum polygonoides* L. dans les zones arides en Inde limite la désertification, conserve les sols et l'eau, séquestre le carbone et est consommé par les chameaux (Singh et Singh, 2017)).

Nous avons en outre choisi de séparer la végétation en trois strates : une strate arbustive contenant les ligneuses d'une hauteur d'au moins 50 cm, la strate intermédiaire, qui comporte des herbacées pérennes et des petites ligneuses (moins de 50 cm), et la strate inférieure composée d'herbacées annuelles et/ou de sol nu (**Figure *4***). Les VIV sont, pour la strate arbustive :

- La densité d'individus dans la strate arbustive (nombre d'individus/ha)
- La couverture de la strate arbustive (% de surface)
- Le volume occupé par la strate arbustive (m^3/ha)
- Le nombre d'espèces clés au sein de la strate arbustive
- La composition en *Haloxylon persicum* Bunge (saxaul blanc) (%) (**Figure 5**)
- La composition en *Haloxylon ammodendron* (saxaul noir) (%) (**Figure 5**)
- La composition en *Tamarix* spp. (djingil) (%) (**Figure 5**)
- La composition en *Calligonum* spp. (%) (**Figure 5**)
- La composition en *Salsola arbuscula* (%) (boyalich) (**Figure 5**)

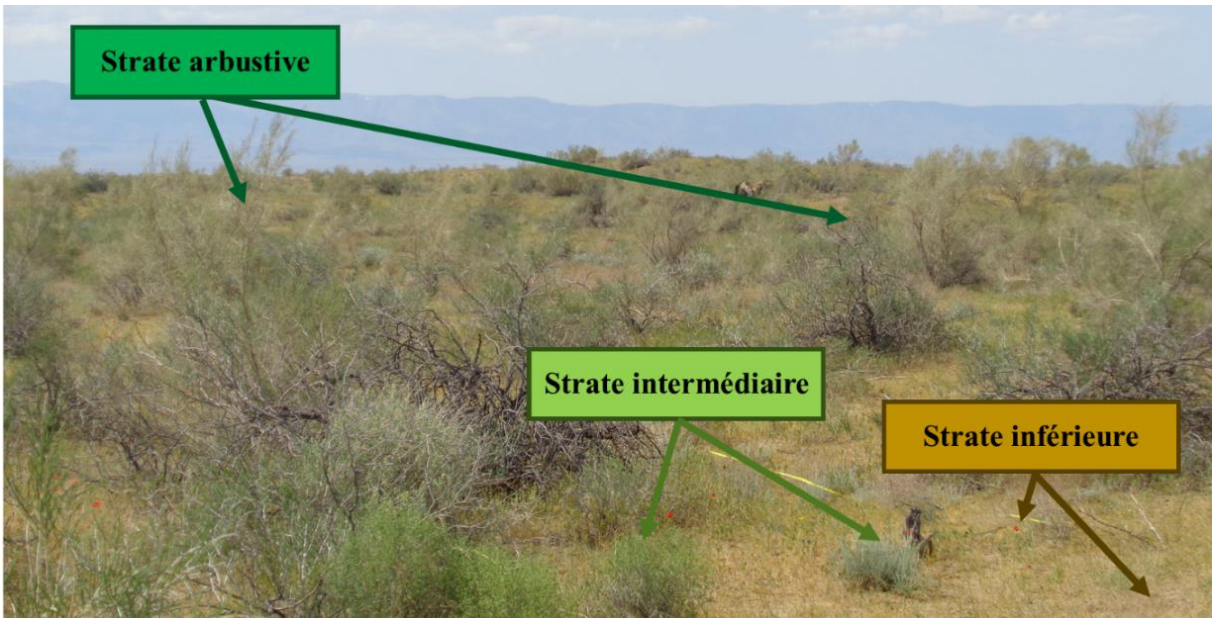


Figure 4. Illustration des trois strates de végétation grâce à une photographie dans le district de Sozak (crédit photo : Annaêl Barnes)

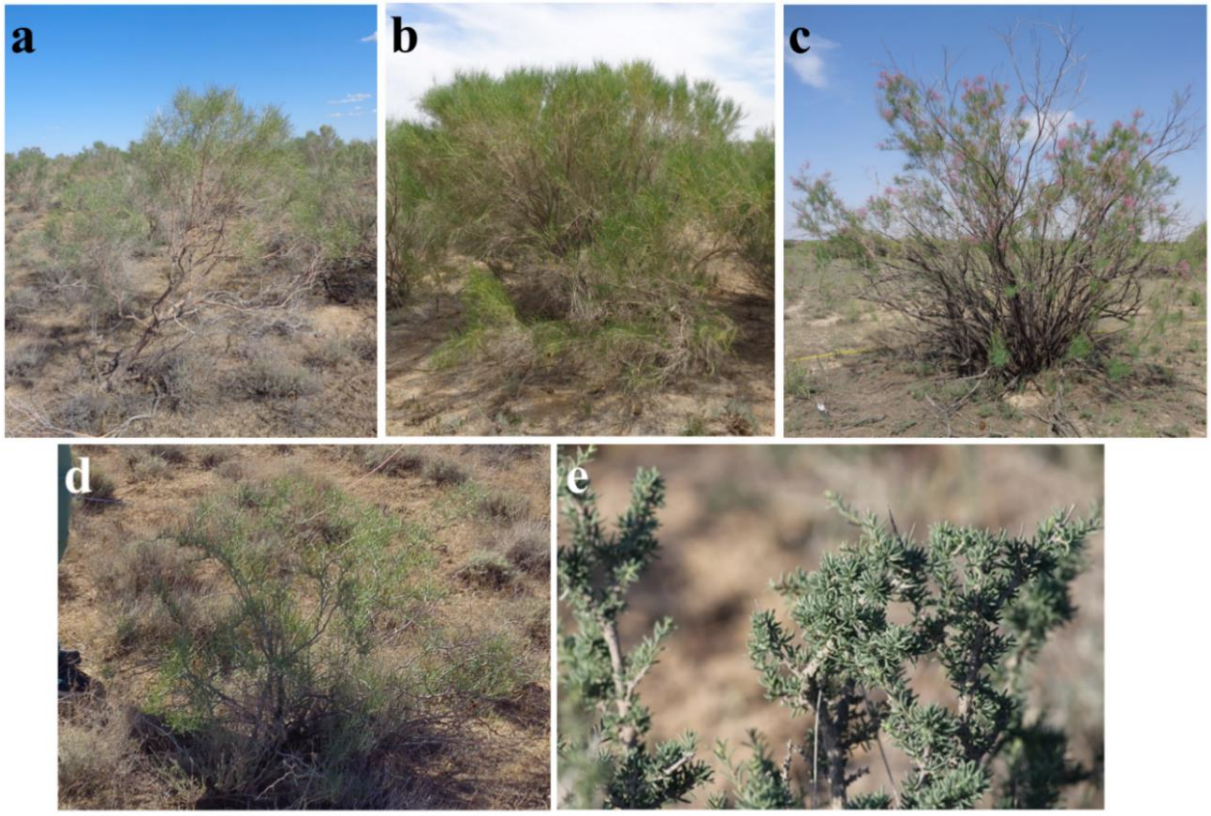


Figure 5. Espèces clés de la strate arbustive. (a) *Haloxylon persicum* ; (b) *Haloxylon ammodendron* ; (c) *Tamarix* spp. ; (d) *Calligonum* spp. (crédit photo pour a-d : Annaêl Barnes) ; (e) *Salsola arbuscula* (crédit photo : Marina Nikonorova, accessible sur https://www.inaturalist.org/photos/32541282, modification sur l'image originale : ajout du « e » en haut à gauche)

Pour la strate intermédiaire, les VIV sont :

- La densité d'individus dans la strate intermédiaire (nombre d'individus/ha)
- La couverture de la strate intermédiaire (% de surface)
- Le nombre d'espèces clés au sein de la strate intermédiaire
- La composition en *Artemisia* spp. (Jusan) (%) (**Figure 6**)
- La composition en *Alhagi pseudalhagi* (Jantar) (%) (**Figure 6**)
- La composition en *Peganum harmala* (Adrespan) (%) (**Figure 6**)
- La couverture de la strate inférieure (% de la surface)

Figure 6. Espèces clés de la strate intermédiaire. (a) *Artemisia* spp. ; (b) *Alhagi pseudalhagi* (crédit photo pour a-b : Annaêl Barnes) ; (c) *Peganum harmala* (crédit photo : Babette Kölher, accessible sur https://www.inaturalist.org/observations/24582881, modification sur l'image originale : ajout du « c » en haut à gauche)

4.2.2.2.2. Choix des services écosystémiques à étudier

La **liste des SE** à étudier dans ce chapitre est issue d'un travail préalable d'enquête pour l'identification des SE d'intérêt pour les habitants du district de Sozak (**chapitre 2**). A cela s'ajoute la volonté de l'entreprise Orano d'évaluer le SE « Régulation du climat global ». Dans le **chapitre 2**, nous avions d'une part identifié les SE les plus importants, tous paysages confondus, selon le nombre de fois qu'ils avaient été mentionnés lors des entretiens. D'autre part, nous avions également identifié les unités paysagères auxquelles étaient liés les différents SE mentionnés. Les SE ciblés dans cette étude sont donc :

- les SE fournis par la zone sableuse de Muyunkum puisqu'il s'agit de l'UP où les impacts de la mine ont lieu (**chapitre 2**, par exemple, contrôle des taux d'érosion) (justification indiquée dans le **Tableau 1** par « Zone sableuse de Muyunkum ») ;
- les SE qui ne sont rattachés à aucune unité paysagère (« *No landscape frontier* » dans le **chapitre 2**). Ces SE sont fournis et importants partout, et peuvent donc être potentiellement

impactés par les activités minières aussi (par exemple, maintien des populations et des habitats) (justification indiquée dans le **Tableau 1** par « Pas de frontière paysagère ») ;

- les SE pouvant être étudiés à travers la végétation naturelle et importants pour les populations d'après leurs mentions (**chapitre 2**, par exemple, caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique), quelle que soit l'unité paysagère à laquelle ils sont rattachés (justification indiquée dans le **Tableau 1** par « Nombreuses mentions du SE ») ;
- les SE pouvant répondre à un problème mentionné par beaucoup de participants (**chapitre 2**, **Annexes 2.5** : par exemple, « les sols sont trop salés ») et pouvant être étudiés grâce à la végétation (justification indiquée dans le **Tableau 1** par « Nombreuses mentions du problème ») ;
- le SE de « Régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans », sur demande de l'entreprise Orano (justification indiquée dans le **Tableau 1** par « Orano »).

Notons que nous ne pouvons pas cibler certains SE importants et/ou fournis par la zone sableuse, s'ils correspondent à des SE abiotiques ou encore s'ils ne sont pas rattachés à la végétation naturelle. Par exemple, les SE « eau souterraine pour boire » ou « caractéristique des systèmes vivants qui permettent des activités promouvant la santé, le repos et l'amusement à travers des interactions actives ou immersives », sont des SE très mentionnés et même liés à la zone sableuse de Muyunkum. Cependant, d'après nos entretiens, ils ne sont pas principalement fournis par la végétation naturelle (**chapitre 2**). Nous ne les étudions donc pas ici.

Finalement, les SE d'**approvisionnement** étudiés sont : les animaux élevés et leurs produits via le SE intermédiaire plantes sauvages pâturées par les animaux d'élevage, les plantes sauvages pour l'alimentation, les fibres et autres parties des plantes sauvages pour des usages directs ou non (usages médicinaux) et les plantes sauvages pour l'énergie. Les services de **régulation et maintenance** sont : le contrôle des taux d'érosion, le maintien des populations et des habitats, la régulation de la qualité des sols (vis-à-vis de la salinisation) et la régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans. Les SE **culturels** ciblés sont : les caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur d'existence, les caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur de leg (ici, de transmission aux futures générations), et les caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique (**Tableau 1**).

4.2.2.2.3. Choix des indicateurs de services écosystémiques

Un SE peut être évalué via différents indicateurs de SE, qui eux-mêmes peuvent être estimés par différentes méthodes (Richter *et al.*, 2021). Un indicateur peut aussi être lié à plusieurs SE. Le **Tableau 1** récapitule les SE ciblés à travers ce chapitre et les indicateurs associés. Nous avons choisi **les indicateurs des SE** en fonction des dires des participants aux entretiens (**chapitre 2**) et de la littérature. Ci-après, nous explicitons le choix de chaque indicateur par SE :

- **Plantes sauvages pâturées par les animaux d'élevage**, service intermédiaire pour le SE **Animaux élevés et leurs produits** : il est estimé grâce à la quantité et la qualité de biomasse (Richter *et al.*, 2021), qui permettent ultérieurement d'estimer la production de viande et de lait, et qui correspondent à nos indicateurs **quantité de biomasse sèche disponible** (kg/ha) et **qualité du fourrage**. L'indicateur « **couverture des espèces d'intérêt pour les pâturages** (%) » est issu de nos entretiens (**chapitre 2**). Nous considérons les espèces mentionnées le plus de fois comme importantes pour l'alimentation des troupeaux.

- **Plantes sauvages pour l'alimentation** et **Fibres et autres parties des plantes sauvages pour un usage direct ou non (usage médicinal)** : d'après la synthèse de Richter *et al.* (2021), il est préférable d'évaluer à la fois les usages des plantes à travers des entretiens auprès des populations et d'estimer leur abondance au sein de la végétation étudiée. Nos indicateurs **couverture des espèces d'intérêt pour l'alimentation** (%) et **couverture des espèces d'intérêt pour les usages médicinaux** (%) répondent à cela en considérant l'abondance des espèces identifiées comme intéressantes pour l'alimentation et pour les usages médicinaux d'après les enquêtes menées dans le district de Sozak (**chapitre 2**).

- **Plantes sauvages pour l'énergie** : le **volume de bois** (m^3/ha) issu de la strate arbustive est l'indicateur le plus évident. Nous avons choisi de l'estimer en m^3 car il s'agit de l'unité utilisée par les habitants (**chapitre 2**) pour décrire le SE. Les indicateurs **couverture des espèces d'intérêt pour l'énergie** (%) et **nombre d'arbres morts** (nombre d'individus/ha) proviennent des résultats d'enquêtes (**chapitre 2**). D'une part, nous considérons les espèces les plus mentionnées par les participants pour le bois d'énergie. D'autre part, les participants avaient également expliqué qu'ils étaient seulement autorisés à prélever du bois mort (la coupe d'espèce vivante étant gérée par les forestiers puis vendue aux habitants).

- **Contrôle des taux d'érosion** : l'estimation de la couverture du sol nu, ou de **la couverture végétale** (%) est un indicateur utilisé dans la littérature (Richter *et al.*, 2021 ; Zhao *et al.*, 2017), car elle permet de protéger le sol du vent (MEA, 2005). La biomasse racinaire dans le sol est un autre indicateur indirect (Richter *et al.*, 2021 ; Wang *et al.*, 2017). Nous avons donc choisi l'indicateur **biomasse racinaire dans les 10 premiers cm du sol** (g/100 cm^3) car

l'érosion dans le district de Sozak est éolienne et de surface. Enfin, la litière accumulée stabilise également les sols (Wang *et al.*, 2017), d'où le choix de l'indicateur **masse de litière sèche** (kg/ha). Enfin, l'indicateur **volume moyen de sol retenu par la végétation** (cm^3) doit estimer le volume de sol accumulé et ainsi retenu au pied de la végétation.

- **Maintien des populations et des habitats** : la **richesse spécifique** et l'**indice de Shannon** sont deux indicateurs communément utilisés pour évaluer la diversité végétale (par exemple : Archer et Predick, 2014 ; Papanastasis *et al.*, 2017 ; Shumi *et al.*, 2021). La **quantité de biomasse sèche disponible** (kg/ha) est utilisé comme indicateur indirect de la présence potentielle d'herbivores, tandis que la **hauteur moyenne** (m) et le **houppier moyen** (m^2) **de la strate arbustive** peuvent être utilisés comme des indicateurs indirects des habitats, pour la faune sauvage en général. La **masse de litière sèche** (kg/ha) peut être utilisé comme indicateur indirect des habitats pour la faune du sol (Asfaw et Zewudie, 2021 ; Sylvain et Wall, 2011), et le **C/N** (du sol) indique la nourriture disponible pour la faune du sol.

- **Régulation de la qualité des sols (salinité)** : la salinité des sols est classiquement estimée grâce à la **conductivité électrique** des sols (µS/cm) (Rhoades *et al.*, 1999). Précisons ici que nous utilisons le terme de régulation de la qualité des sols car nous mobilisons la typologie CICES. Toutefois, notons que l'indicateur utilisé et notre méthode, qui implique la mesure de la végétation et des indicateurs à un moment précis, ne permettent pas d'évaluer la qualité des sols au sens propre.

- **Régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans** : le **stock de carbone organique des sols** (kg/ha) est utilisé comme indicateur (Sanginov et Akramov, 2007), bien qu'il ne donne pas d'information sur le stockage, pour lequel il faudrait répéter des prélèvements dans le temps (Richter *et al.*, 2021). Nous utilisons tout de même cet indicateur pour au moins obtenir l'information du stock de carbone à un instant t. Pour compléter, nous considérons le carbone stocké dans la biomasse (Zhao *et al.*, 2017) via le **carbone stocké dans la biomasse arbustive** aérienne et souterraine (kg/ha).

- **Caractéristique des systèmes vivants qui ont une valeur d'existence** et **Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur de leg** : ces SE sont rattachés à la biodiversité animales et végétale, c'est-à-dire que les habitants rencontrés dans le district de Sozak souhaitent que la biodiversité soit préservée pour sa valeur d'existence et pour la transmettre aux futures générations (**chapitre 2**). Ainsi, si le SE maintien des populations et des habitats augmente, ces deux SE augmenteront aussi. Les indicateurs sont donc les mêmes.

- **Caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique** : pour ce SE, nous nous sommes basés sur nos entretiens (**chapitre 2**). Les paysages étaient appréciés particulièrement au printemps, pour l'esthétisme apporté par les fleurs colorées recouvrant les steppes. Nous avons donc choisi l'indicateur **couverture des espèces esthétiques** (avec fleur ou fruit coloré) (%). Nous avons ajouté l'indicateur **nombre d'espèces esthétiques** (avec fleur ou fruit coloré) pour intégrer la diversité des couleurs et des formes dans l'estimation de ce SE. Richter *et al.* (2021) conseillent d'ailleurs les indicateurs abondances et diversité des fleurs pour évaluer les SE d'esthétisme.

Tableau 1. Services écosystémiques ciblés, indicateurs de services écosystémiques associés et justifications. La classification des services écosystémiques est issue de la *Common Classification of Ecosystem Services* (CICES), les numéros associés correspondent aux codes CICES (CICES, 2018). Les codes commençant par 1 correspondent aux services d'approvisionnement biotique, par 2 aux services de régulation et maintenance biotique, et par 3 aux services culturels biotiques. Tous les services écosystémiques intégrés au tableau sont au niveau de classe CICES de SE, la plus fine, sauf « Régulation de la qualité des sols » qui est au niveau de groupe de CICES (en amont du niveau classe). * : service écosystémique non présent dans la CICES mais ajouté selon la structure hiérarchique de la classification. « Zone sableuse de Muyunkum » signifie que le SE est lié à cette unité paysagère ; « Nombreuses mentions du SE » que le SE a été mentionné par au moins 10% des enquêtés en 2021 ; « Nombreuses mentions du problème » que ledit problème a été mentionné par au moins 10% des enquêtés en 2021 ; « Pas de frontière paysagère » que le SE a été décrit comme pouvant être fourni par tout paysage, donc potentiellement par le désert de Muyunkum

Service écosystémique (SE) (CICES)	**Justification de la sélection du SE**	**Indicateur(s) du SE**
1.1.5.4. Plantes sauvages pâturées par les animaux d'élevage * (participe au service écosystémique **1.1.3.** Animaux élevés et leurs produits)	Zone sableuse de Muyunkum Nombreuses mentions du SE	**Quantité de biomasse sèche disponible** (kg/ha) **Qualité du fourrage** (11 sous-indicateurs) **Couverture des espèces d'intérêt** pour le pâturage (%)
1.1.5.1. Plantes sauvages pour l'alimentation	Nombreuses mentions du SE	**Couverture des espèces d'intérêt** pour l'alimentation (%)
1.1.5.2. Fibres et autres parties des plantes sauvages pour des usages directs ou non	Nombreuses mentions du SE	**Couverture des espèces d'intérêt** pour les usages médicinaux (%)
1.1.5.3. Plantes sauvages pour l'énergie	Nombreuses mentions du SE	**Couverture des espèces d'intérêt** pour l'énergie (%) **Volume de bois** (m3/ha) **Nombre d'arbres morts** (nombre d'individus/ha)
2.2.1.2. Contrôle des taux d'érosion	Zone sableuse de Muyunkum Nombreuses mentions du SE	**Masse de litière sèche** (kg/ha) **Biomasse racinaire** dans les 10 premiers cm du sol (g/100 cm^3) **Volume moyen de sol retenu** par la végétation (cm^3) **Couverture végétale** (%)
2.2.2.3. Maintien des populations et des habitats	Pas de frontière paysagère	**Richesse spécifique** sur la placette **Indice de Shannon** sur la placette **Quantité de biomasse sèche disponible** (kg/ha)

Service écosystémique (SE) (CICES)	Justification de la sélection du SE	Indicateur(s) du SE
	Nombreuses mentions du SE	**Hauteur moyenne de la strate arbustive** (m) **Houppier moyen de la strate arbustive** (m^2) **Masse de litière sèche** (kg/ha) **C/N** du sol
2.2.4. Régulation de la qualité des sols **(salinité)**	Nombreuses mentions du problème	**Conductivité électrique** du sol (µS/cm)
2.2.6.1. Régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans	Orano	**Stock de carbone organique du sol** (kg/ha) **Carbone stocké dans la biomasse arbustive** aérienne et souterraine (kg/ha)
3.2.2.1. Caractéristique des systèmes vivants qui ont une valeur d'existence	Pas de frontière paysagère Nombreuses mentions du SE	Idem Maintien des populations et des habitats
3.2.2.2. Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur de leg	Pas de frontière paysagère Nombreuses mentions du SE	Idem Maintien des populations et des habitats
3.1.2.4. Caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique	Nombreuses mentions du SE	**Nombre d'espèces esthétiques** sur la parcelle : avec fleur ou fruit coloré **Couverture des espèces esthétiques** sur la parcelle : avec fleur ou fruit coloré (%)

4.2.2.3. Placettes, inventaires de végétation et prélèvements

Cinq sites par UP sélectionnées ont été inventoriées. Un total de trente placettes de 25 m x 25 m ont donc été mises en place à travers les six unités paysagères sélectionnées pour ce chapitre. La **Figure 7** illustre l'organisation de nos placettes. Sur les sites sans strate de végétation arbustive, la disposition était la même, sans les carrés de 1 m^2 sous-arbre (et donc sans les prélèvements associés).

Nous avons rempli quatre formulaires directement sur nos smartphones grâce à l'application KoBoCollect : le premier pour la description de la placette (points GPS, unité paysagère, etc.), le second pour renseigner les données des quadrats de 1 m^2, le troisième pour les sous-placettes de 9 m^2, et le quatrième pour les inventaires dans les 625 m^2. Les formulaires sont respectivement disponibles en **Annexe 4.2**, **Annexe 4.3**, **Annexe 4.4** et **Annexe 4.5**.

4.2.2.3.1. Litière et biomasse fraîche dans les quadrats de 1 m^2

Les quadrats de 1 m^2 étaient disposés aléatoirement au sein de la placette (**Figure 7**), en gardant la condition que les trois quadrats sous-arbre étaient situés sous un individu de la strate arbustive, et que les trois quadrats hors-arbre étaient placés en dehors de l'aire d'influence des individus de la strate arbustive (en dehors du houppier), lorsque possible. Les six quadrats sont nommés de Q1 à Q6, les trois premiers étant sous-arbre et les trois derniers étant hors-arbre.

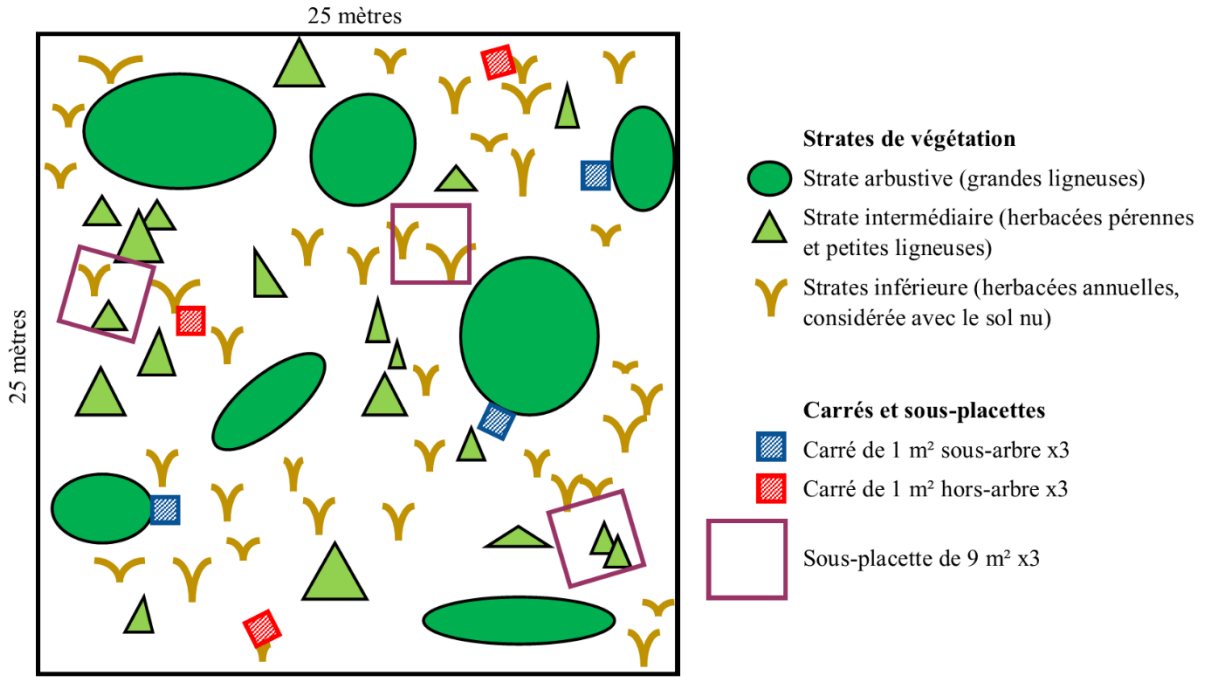


Figure 7. Organisation des placettes d'inventaire par rapport aux trois strates de végétation définies

Sous-arbre et hors-arbre, nous avons prélevé la litière (**Figure 8**, photographies a-b), en gardant la séparation sous-arbre et hors-arbre. Ainsi, par placette, nous avons obtenu un mélange composite de la litière sous-arbre composé des trois prélèvements sous-arbre, et un mélange composite de la litière hors-arbre. Un tamis était utilisé pour ne garder que les composantes de la litière végétale (brindilles, feuilles, etc.). Dans un second temps, la litière était séchée au four à 50°C pendant environ 24 h puis pesée (balance Scout Pro OHAUS 400 g). Nous obtenons la **masse de litière sèche sous arbre** (g) et la **masse de litière sèche hors-arbre** (g) par placette.

Après prélèvement de la litière, nous avons prélevé la biomasse des strates intermédiaire et inférieure grâce à des sécateurs électriques (Bosch Isio 3) (**Figure 8**, photographie c). De la même manière, nous avons gardé la séparation sous-arbre et hors-arbre et obtenu des mélanges composites sous-arbre et hors-arbre. La biomasse était de suite pesée (balance Scout Pro OHAUS 400 g) afin d'obtenir la **masse fraîche** (g) **des deux composites** par placette. Ces derniers sont ensuite séchés à l'air libre afin d'obtenir la **masse sèche** (g) **des deux composites** par placette.

Figure 8. Photographies du protocole dans les quadrats de 1 m^2. a : prélèvement de la litière sous-arbre ; b : prélèvement de la litière hors-arbre ; c : prélèvement de la biomasse sous-arbre à l'aide d'un sécateur électrique ; d : mélanges composites dans des sachets blancs après pesée (crédit photo : Annaêl Barnes)

4.2.2.3.2. Strate intermédiaire et strate inférieure dans les sous-placettes de 9 m^2

Les trois sous-placettes de 9 m^2 étaient placées aléatoirement au sein de la placette (**Figure 7**). Elles servaient à inventorier un sous-échantillon de la strate inférieure et la strate intermédiaire. Pour **la strate intermédiaire**, nous avons relevé par espèce :

- le **nombre d'individus** ;
- le **sol retenu au pied** pour un individu pris au hasard (cm) (**Figure 9**, schéma c) ;
- les **diamètres des touffes** (cm) : deux diamètres mesurés dans les deux sens, perpendiculaires (cm) (approximant la forme des individus à une ellipse) (**Figure 9**, photographies a-b et schéma d), pour dix individus pris aléatoirement.

Pour la **strate inférieure**, nous avons estimé par espèce **la couverture** occupée (%) en utilisant une échelle entre 1 (1 à 3 individus) et 5 (la presque totalité de la sous-placette). Le **sol retenu au pied** (cm) est mesuré s'il est effectivement observé, mais est de zéro par défaut dans la majorité des cas.

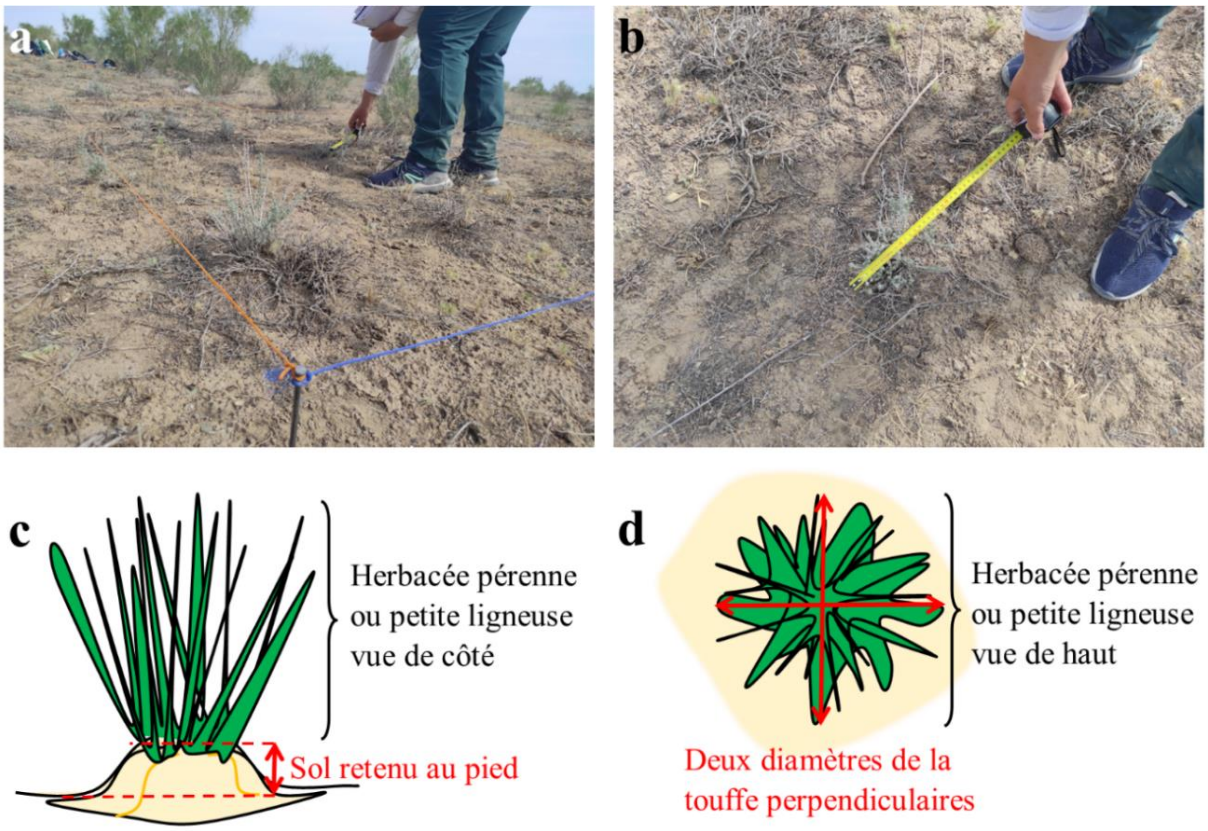


Figure 9. Protocoles dans les sous-placettes de 9 m^2. a-b : photographies des mesure des diamètres des touffes (strate intermédiaire) (crédit photo : Annaêl Barnes) ; c : schéma de la mesure du sol retenu au pied des individus ; d : schéma de la mesure des diamètres des touffes dans les deux sens et perpendiculaires entre eux

4.2.2.3.3. Strate arbustive et tour de parcelle dans la placette entière de 625 m^2

Deux types d'inventaires ont été réalisés dans la placette entière : des inventaires de type forestiers pour caractériser la strate arbustive (**Figure 10**), et un tour de parcelle pour identifier et/ou collecter toutes les espèces présentes sur la parcelle, toutes strates confondues (**Figure 11**).

Lors de l'inventaire forestier, nous avons pour chaque espèce de **la strate arbustive** :

- compter le **nombre d'individus vivants** ;
- compter le **nombre d'individus morts** ;
- pour dix individus ciblés aléatoirement : **diamètre du houppier dans les deux sens** (approximant leur forme en ellipse) (m), **hauteur** (m), comptage du **nombre de tiges**, mesure de la **circonférence de dix tiges** maximum (cm), le **sol retenu au pied** (cm) (**Figure 10**).

L'architecture des arbustes présents est particulière : ils ne présentaient pas de tronc unique (**Figure 10**), pour lequel la circonférence se mesure habituellement à hauteur de poitrine. Nous avons donc mesuré les circonférences des tiges individuelles au niveau du sol et/ou au collet

de la racine (**Figure 10**) (méthode décrite par McPherson *et al.* (2016) et utilisée pour les mêmes espèces ou genres dans d'autres études, dont : Singh et Singh (2017) ; Wei *et al.* (2012) ; Wu *et al.* (2021) ; Xu *et al.* (2017) ; Zhaglovskaya *et al.* (2017)).

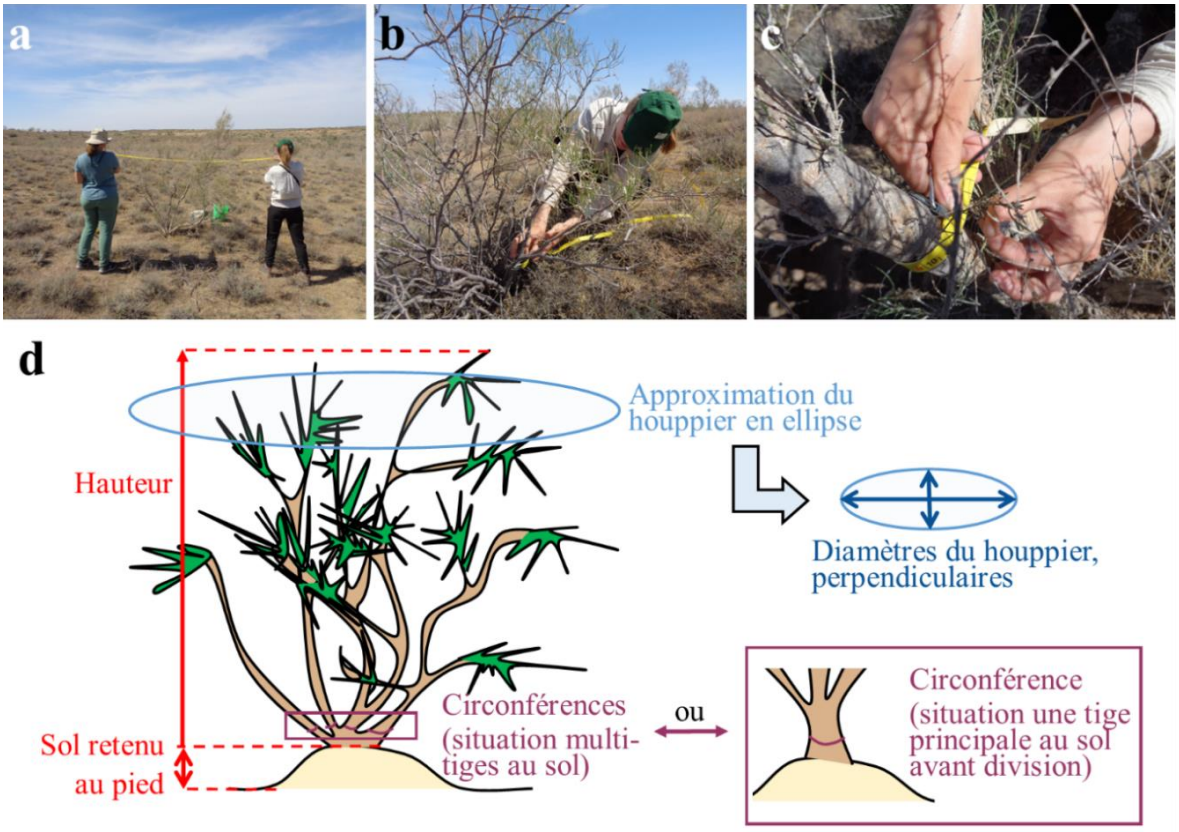


Figure 10. Protocoles d'inventaire de la strate arbustive. a : mesure d'un des deux diamètres du houppier ; b-c : mesure de la circonférence d'une tige (crédit photo : Annaêl Barnes) ; d : illustration du protocole entier appliqué par individu (pour maximum 10 individus par espèce)

Le tour de parcelle, réalisé par Samantha Bazan, botaniste de l'Unité de Recherche Selmet, en charge de l'herbier ALF du CIRAD[37], consistait à **noter toutes les espèces présentes** au sein de la placette, toutes strates confondues (**Figure 11**, photographie a). Si l'espèce n'avait pas déjà été collectée sur des placettes précédentes, elle était alors mise en herbier et codée selon un numéro de relevé pour une identification ultérieure (**Figure 11**, photographies b-c). Les collectes sont faites en double par espèce, une collecte pour l'herbier national kazakh, et une collecte pour l'herbier du CIRAD. Dans un même temps, l'information « **en fleur / en fruit coloré** » était relevée pour chacune des espèces de la placette (**Figure 12**).

[37] https://umr-selmet.cirad.fr/l-unite/dispositifs-experimentaux/l-herbier-alf-du-cirad

Figure 11. Photographies du tour de parcelle (crédit photo : Annaêl Barnes). a : relevé des espèces présentes sur la placette ; b : mise en herbier ; c : deux espèces mises en herbiers avec leur code d'identification

Figure 12. Photographies des espèces avec fleurs et/ou fruits colorés dans notre zone d'étude (crédit photo : Annaêl Barnes)

4.2.2.3.4. Prélèvement de sol et leurs traitements

En outre, trois différents prélèvements de sol étaient réalisés par placette :

- **trois prélèvements sur 0-30 cm par strate de végétation** grâce à une tarière Eldeman à oreillette pour les sols les plus sableux (**Figure 13**, photographies a-b) : pour chacune des trois strates de végétation, trois prélèvements de sol ont été effectués. Ainsi, trois prélèvements ont été réalisés sous arbustes, trois prélèvements au pied d'herbacées pérennes

ou petites ligneuses, et trois prélèvements sur sol nu/ sous herbacées annuelles. Pour chaque strate, les trois prélèvements sont mélangés afin de constituer un échantillon composite (**Figure 13**, photographie c). Ainsi, pour chaque placette, nous obtenions **trois** (cas des placettes avec strate arbustive) ou **deux** (cas des placettes sans strate arbustive) **mélanges de sol composite**. Après prélèvements, ces échantillons étaient séchés à l'air libre ou au four à 40°C en cas de forte humidité. Ils étaient ensuite tamisés à 2 mm.

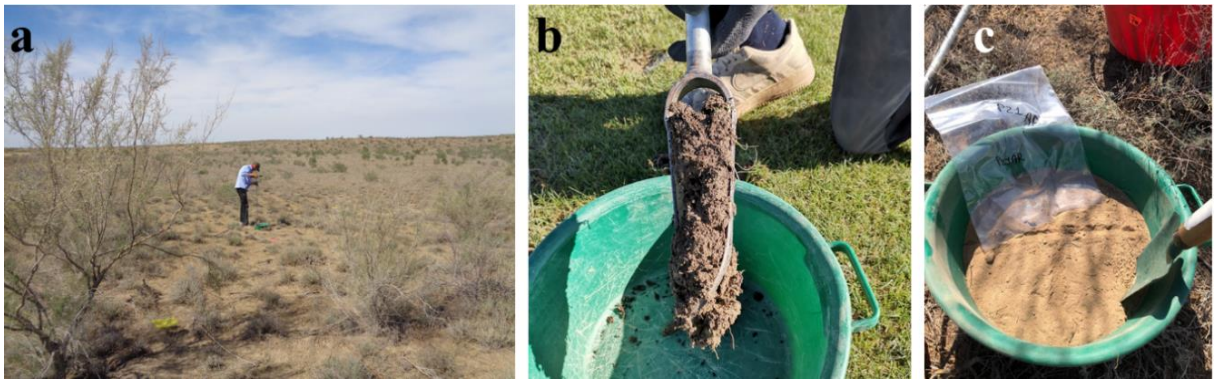


Figure 13. Photographies des prélèvements de sols pour mélanges composites par strate. a-b : prélèvement à la tarière (crédit photo : Annaêl Barnes) ; c : mélange des trois prélèvements de sol de la strate arbustive (« AR » sur le sachet plastique) (crédit photo : Aymeric Beugnon)

- **par strate de végétation**, nous avons effectué **des prélèvements sur 0-10, 11-20 et 21-30** cm à l'aide d'un cylindre de densité d'un volume de 100 cm^3 (**Figure 14**, photographies a-b et d-e). Ces échantillons sont pesés, séchés au four pendant 48 h à 60°C puis tamisés à 2 mm (**Figure 14**, photographie c), afin d'obtenir la masse d'éléments grossiers et ainsi la **densité apparente (excluant les éléments grossiers)** (g/cm^3), par strate de végétation par placette pour la profondeur 0-30 cm.
- **un prélèvement sur 0-10 cm par strate de végétation**, à l'aide des mêmes cylindres de densité de 100 cm^3 de volume. Le premier prélèvement était réalisé dans l'un des quadrats sous-arbre, le second au pied d'une herbacée pérenne ou petite ligneuse dans un quadrat hors-arbre, et le dernier dans la strate inférieure au sein d'un autre quadrat hors-arbre. Ces échantillons étaient par la suite tamisés grossièrement puis à 2 mm, et les racines contenues étaient prélevées. Nous obtenions ainsi **les échantillons de racines présentes dans les 10 premiers cm du sol dans un volume donné**, par strate et par placette.

Figure 14. Photographies des prélèvements et du tamisage pour la densité apparente. a-b : prélèvements grâce aux cylindres de 100 cm^3 de volume et truelle ; c : tamisage pour élimination des éléments grossiers et leur pesée ; d : prélèvement sous arbre pour la strate intermédiaire ; e : prélèvement pour la strate arbustive (crédit photo : Annaêl Barnes)

4.2.2.4. Analyses de sol et de végétation en laboratoire

La biomasse prélevée sous-arbre et hors-arbre a été analysée au laboratoire d'alimentation animale de l'Unité de Recherche Selmet[38] par la méthode de Spectroscopie dans le proche infrarouge (SPIR). La SPIR permet d'estimer la composition chimique de nos échantillons, qui indique la qualité nutritionnelle de la biomasse prélevée pour l'alimentation animale. Les variables prédites grâce au SPIR sont : la **matière sèche** (MS) (% de la biomasse), la **matière minérale** (% de la MS), les **fibres brutes** (% de la MS), les **matières grasses brutes** (% de la MS), les **protéines brutes** (% de la MS), les **fibres au détergent acide** (% de la MS), la **lignine au détergent acide** (% de la MS), la **digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière sèche** (% de MS), la **digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière organique** (% de la matière organique), l'**amidon** (% de la MS) et les **sucres** (% de la MS). Ces variables sont prédites pour la biomasse sous-arbre et hors-arbre pour chaque placette. Notons que les valeurs de MS obtenues grâce au SPIR permettent d'atteindre le **réel poids de biomasse sèche sous-arbre et hors-arbre** (g).

[38] https://umr-selmet.cirad.fr/l-unite/dispositifs-experimentaux/laboratoire-d-alimentation-animale

Les échantillons de racines ont été traités au laboratoire de l'Amap[39] par Aymeric Beugnon : les racines sont lavées, pesées (balance Mettler Toledo AB204-S), séchées à l'étuve (50°C pendant 48 heures) puis pesées de nouveau. Nous obtenons la **biomasse racinaire dans les 10 premiers cm du sol** (g/100 cm^3) pour les trois strates de végétation par placette.

Les échantillons de sol composites ont été analysés au laboratoire us-analyse du CIRAD[40] à Montpellier. Les analyses réalisées étaient : mesure du pH (extraction à l'eau et extraction au KCl), détermination de la teneur en carbone et azote totaux après combustion sèche (azote total (‰), carbone total (%), **carbone organique** (%), matière organique (%), **rapport C/N**, et mesure de la **conductivité électrique** (µS/cm). Ces variables sont obtenues pour les trois strates de végétation par placette.

4.2.3. Calcul des variables indicatrices de végétation et des indicateurs de services écosystémiques

4.2.3.1. Les variables indicatrices de végétation

Les calculs effectués pour déterminer les différentes variables indicatrices de végétation (VIV) décrites dans la section 4.2.2.2.1 sont disponibles en **Annexe 4.6**.

4.2.3.2. Les indicateurs de service écosystémiques

Par placette, certains indicateurs obtenus l'étaient par strate de végétation (par exemple, le C/N est obtenu pour les trois strates par placette : nous avions donc trois valeurs différentes par placette, qu'il faut agréger). Nous les avons pondérées en fonction de la strate de végétation à laquelle ils correspondaient. Pour ce faire, nous avons utilisé les surfaces occupées par les différentes strates à partir desquelles nous obtenons des **coefficients de pondérations**, calculés à partir des formules décrites en **Annexe 4.7**.

Les différents indicateurs de SE sont par placette. Certains étaient ainsi pondérés (**Annexe 4.7**), tandis que d'autres ne nécessitaient pas cette transformation (par exemple, la richesse spécifique). L'**Annexe 4.8** détaille les calculs précis réalisés, par placette, pour le calcul des indicateurs de SE auparavant explicités dans le **Tableau 1**.

[39] https://amap.cirad.fr/fr/index.php
[40] https://us-analyses.cirad.fr/

4.2.4. Analyse des données

4.2.4.1. Analyse canonique des correspondances : visualiser le lien entre variables indicatrices de végétation et indicateurs de services écosystémiques

Premièrement, nous avons effectué une analyse multidimensionnelle pour étudier l'effet des caractéristiques de la végétation sur nos services écosystémiques. Nous avons réalisé une Analyse Canonique des Correspondance (ACC), grâce au package vegan (Oksanen *et al.*, 2022) sur le logiciel statistique R (R Core Team, 2022). L'ACC a pour but d'étudier les liens entre deux tableaux de données. Le premier tableau est composé des paramètres de contraintes, comme des facteurs écologiques : ici, il s'agit des variables indicatrices de végétation (VIV). Le second comporte des données écologiques issues de relevés : dans notre cas il s'agit des indicateurs de services écosystémiques (SE). L'ACC permet de rendre compte des VIV qui expliquent les indicateurs de SE, et de la réaction des indicateurs de SE à ces VIV. Elle rend ainsi possible la visualisation graphique de la liaison entre VIV et indicateurs de SE. Outre la visualisation graphique, il peut être nécessaire de vérifier les coordonnées et la représentativité des différentes variables via la description des différentes dimensions. Les VIV et les indicateurs de SE bien représentés sur les mêmes axes sont considérés comme potentiellement liés.

4.2.4.2. Identifier les liens entre variables indicatrices de végétation et indicateurs de services écosystémiques via des modèles linéaires

Dès lors, la relation entre les VIV et les indicateurs de SE potentiellement liés est vérifiée. Pour ce faire, nous avons d'abord dû effectuer un test de Shapiro pour vérifier la normalité de nos variables. Quatorze des indicateurs de SE suivaient une distribution normale, néanmoins, ce n'était le cas pour aucune de nos VIV. Afin d'étudier la significativité des liens VIV – indicateurs de SE, nous avons donc réalisé des tests de Kendall. Tous les tests ont été effectués grâce au logiciel R (R Core Team, 2022).

Finalement, nous avons cherché à proposer des relations linéaires entre les VIV et les indicateurs de SE significativement liés. Pour ce faire, nous avons réalisé des régressions linéaires sur le logiciel R (R Core Team, 2022). Pour un indicateur de SE, nous testions chaque VIV significativement liée à cet indicateur (section 4.2.4.2), puis sélectionnions le meilleur modèle linéaire en fonction des p-values obtenues. Afin d'accompagner ces régressions, nous avons utilisé le package ggplot2 (Wickham, 2016) sur R (R Core Team, 2022) pour visualiser ces relations.

4.2.4.3. Comparaison des indicateurs en fonction des unités du paysage

Outre la relation entre VIV et indicateurs de SE, nous avions également souhaité étudier l'effet du paysage sur les caractéristiques de la végétation et les services écosystémiques. Les unités paysagères (pour rappel : zone salée, la transition sableuse, les hauts et pentes de dunes, les cuvettes, les plantations et la steppe) étant des variables qualitatives, nous avons effectué une ANOVA pour les indicateurs de SE suivant une distribution normale, et un test de Kruskall-Wallis pour les autres indicateurs et les VIV.

Si les unités paysagères influençaient significativement certaines VIV et/ou certains indicateurs de SE, nous cherchions à savoir quelles unités paysagères se démarquaient vis-à-vis de ces variables, grâce à des tests 2 à 2. Pour ce faire, nous réalisions pour les variables suivant une loi normale un test de Tukey, et un test de Dunn pour les autres. Tous les tests ont été effectués grâce au logiciel R (R Core Team, 2022), et le test de Dunn avait nécessité l'utilisation du package dunn.test (Dinno, 2017).

4.3. Résultats

Les variables indicatrices de végétation (VIV) et les indicateurs de services écosystémiques (SE) sont décrits selon leur moyenne, l'écart-type, le minimum et le maximum dans l'**Annexe 4.9**. Notons que *Peganum harmala* n'était pas présente dans nos placettes d'inventaire (**Annexe 4.9**), sa composition (%) n'a donc pu être considérée comme une VIV.

4.3.1. Relations entre variables indicatrices de végétation et indicateurs de services écosystémiques

4.3.1.1. Visualisation des liens potentiels entre variables indicatrices de végétation et indicateurs de services écosystémiques

D'après le résumé de l'analyse canonique des correspondance (ACC) effectuée, notre modèle expliquait 87% de la variation. L'analyse de l'ACC s'est concentrée sur les deux premières dimensions qui se distinguaient des autres et expliquaient la majorité de la variance. Par précaution, nous avions tout de même vérifié la troisième dimension lors de l'analyse. Nous pouvons visualiser les résultats de l'ACC sur la **Figure 15**. Le premier graphique fait un *zoom* sur les VIV tandis que le second se concentre sur les indicateurs de SE.

Nous observons dans **le premier graphique**, sur le premier axe, que les placettes varient beaucoup en termes de couverture de la strate arbustive (%) (CvArb), de volume occupé par la strate arbustive (m^3/ha) (VA), de composition en *Tamarix* spp. (%) (CpT) et de couverture de la

strate inférieure et de sol nu (%) (CvISN), opposée à la strate arbustive (**Figure 15**). Elles varient un peu moins en densité d'arbustes (nombre d'individus/ha) (Darb) et en en nombre d'espèces clés de la strate arbustive (RSArb) (**Figure 15**). L'abondance de *Calligonum* spp. (%) (CpC) explique beaucoup l'axe 2. Enfin, nous remarquons que nos placettes ne se différencient que très peu sur les VIV de la strate intermédiaire, faiblement représentées sur le graphique (**Figure 15**).

Le second graphique (**Figure 15**) et la description des dimensions de l'ACC fournie par R montrent que finalement très peu de nos indicateurs de SE sont expliqués par nos VIV. Ce sont majoritairement des indicateurs directement liés aux individus arbustifs qui semblent les mieux représentés : le nombre d'arbres morts (nombre d'individus/ha) (NbArbM) sur l'axe 2, ainsi que le stock de carbone dans la biomasse arbustive (kg/ha) (CarboneBA), le volume de bois (m^3/ha) (VB) et la couverture des espèces d'intérêt pour l'énergie (%) (CvEng) sur l'axe 1 (**Figure 15**). Outre ces indicateurs, le volume moyen de sol retenu par la végétation (cm^3) (CaptRetS) semble également bien représenté sur l'axe 1. Enfin, nous considérons l'amidon (% de la matière sèche) (Amd) et la couverture des espèces d'intérêt pour les usages médicinaux (CvMed) sur l'axe 2 (**Figure 15**), ainsi que la masse de litière sèche (kg/ha) (LS) et le houppier moyen de la strate arbustive (m^2) (HpArb) pour l'axe 1, comme indicateurs moyennement représentés.

A partir de l'ACC et de la disposition des VIV et des indicateurs de SE dans le graphique (**Figure 15**), nous pouvons donc supposer des relations entre les variables représentées sur un même axe. Le **Tableau 2** récapitule ces potentielles relations.

Tableau 2. Lien entre les variables indicatrices de végétation et les indicateurs de services écosystémiques selon les deux premières dimensions de l'analyse canonique des correspondances. En vert : bien représenté, en orange : moyennement représenté. (+) correspond à la partie positive de l'axe et (-) à la partie négative

Axe	Variables indicatrices de végétation	Indicateurs de services écosystémiques
1 (+)	Couverture de la strate arbustive (%) Volume occupé par la strate arbustive (m^3/ha) Composition en *Tamarix* spp. (%) Densité dans la strate arbustive (nombre d'individus/ha) Nombre d'espèces clés dans la strate arbustive	Carbone stocké dans la biomasse arbustive (kg/ha) Couverture des espèces d'intérêt pour l'énergie (%) Volume de bois (m^3/ha) Volume moyen de sol retenu par la végétation (cm^3) Houppier moyen de la strate arbustive (m^2) Masse de litière sèche (kg/ha)
1 (-)	Couverture de la strate inférieure et sol nu (%)	Couverture des espèces d'intérêt pour l'alimentation (%)
2 (+)	Composition en *Calligonum* spp. (%)	Nombre d'arbres morts (nombre d'individus/ha) Amidon (% de la matière sèche)
2 (-)	/	Couverture des espèces d'intérêt pour les usages médicinaux (%)

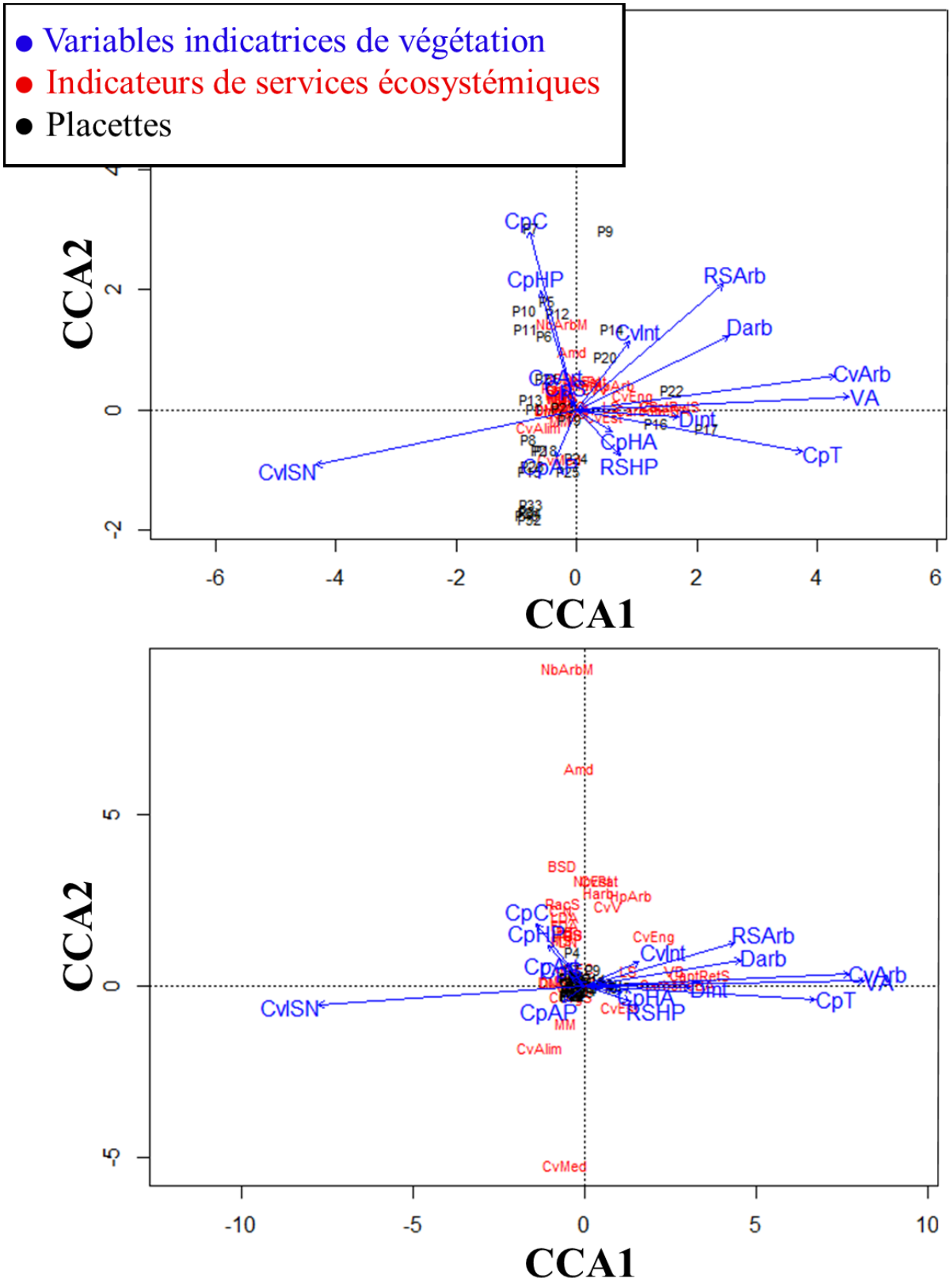


Figure 15. Graphique des deux premiers axes de l'analyse canonique des correspondances, avec un *zoom* sur les variables indicatrices de végétation en haut, et sur les indicateurs de SE en bas. Pour les **variables indicatrices de végétation** visibles sur le graphique : CpC = composition en *Calligonum* spp. (%) ; CpHP = composition en *H. persicum* (%) ; CvInt = couverture de la strate intermédiaire (%) ; RSArb = nombre d'espèces clés dans la strate arbustive ; Darb = densité au sein de la strate arbustive (nombre d'individus/ha) ; CvArb = couverture de la strate arbustive (%) ; VA = volume occupé par la strate arbustive (%) ; CpT = composition en *Tamarix* spp. ; Dint = densité au sein de la strate intermédiaire (nombre

d'individus/ha) ; CpHA = composition en *H. ammodendron* (%) ; RSHP = nombre d'espèces clés dans la strate intermédiaire ; CpAP = composition en *A. pseudalhagi* (%) ; CvISN = couverture de la strate inférieure et sol nu (%). Pour les **indicateurs de services écosystémiques** visibles sur le graphique : NbArbM = nombre d'arbres morts (nombre d'individus/ha) ; Amd = qualité fourragère – amidon (% de la matière sèche) ; BSD = biomasse sèche disponible (kg/ha) ; Nbest = nombre d'espèces esthétiques ; Harb = hauteur moyenne de la strate arbustive (m) ; HpArb = houppier moyen de la strate arbustive (m^2) ; RacS = biomasse racinaire dans les 10 premiers cm du sol (g/100 cm^3) ; CvV = couverture végétale permanente (%) ; CvEng = couverture des espèces d'intérêt pour l'énergie (%) ; LS = masse de litière sèche (kg/ha) ; CaptRetS = volume moyen de sol retenu au pied de la végétation (cm^3) ; CvEst = couverture des espèces esthétiques (%) ; MM = matière minérale (% de la matière sèche) ; CvAlim = couverture des espèces d'intérêt pour l'alimentation (%) ; CvMed = couverture des espèces d'intérêt pour les usages médicinaux (%)

4.3.1.2. Significativité des relations supposées par l'analyse multidimensionnelle

La significativité des potentiels liens établis par l'ACC (**Figure 15**) et décrits dans le **Tableau 2** a été évaluée (**Tableau 3**).

Tableau 3. Significativité des liens entre variables indicatrices de végétation (VIV) (en colonne) et indicateurs de services écosystémiques (SE) (en ligne) d'après l'analyse canoniques des correspondances (**Figure 15**, **Tableau 2**). La significativité est démontrée par les p-value inscrites dans le tableau, issues des tests de Kendall. Les codes des significativités sont : *** = p-value <0,001 ; ** = p-value <0,01 ; * = p-value < 0,5. « NS » signifie « non significatif ». (+) signifie une corrélation positive tandis que (-) correspond à une corrélation négative

Indicateur de SE/VIV	**Volume occupé par la strate arbustive (m3/ha)**	**Couverture de la strate arbustive (%)**	**Composition en *Tamarix* spp. (%)**	**Densité d' arbre (nombre d' individus/ha)**	**Nombre d' espèces clés au sein de la strate arbustive**	**Couverture de la strate inférieure (%)**
Carbone stocké dans la biomasse arbustive (kg/ha)	< 0,001 *** (+)	< 0,001 *** (+)	0,016 * (+)	< 0,001 *** (+)	< 0,001 *** (+)	< 0,001 *** (-)
Couverture d'espèces d'intérêt pour l'alimentation (%)	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Couverture d'espèce d'intérêt pour l'énergie (%)	< 0,001 *** (+)	< 0,001 *** (+)	0,043 * (+)	< 0,001 *** (+)	< 0,001 *** (+)	< 0,001 *** (-)
Houppier moyen de la strate arbustive (m^2)	< 0,001 *** (+)	< 0,001 *** (+)	0,043 * (+)	< 0,001 *** (+)	< 0,001 *** (+)	< 0,001 *** (-)
Masse de litière sèche (Kg/ha)	< 0,001 *** (+)	< 0,001 *** (+)	0,01 * (+)	0,014 * (+)	0,0065 ** (+)	0,012 * (-)
Volume de bois (m3/ha)	< 0,001 *** (+)	< 0,001 *** (+)	0,034 * (+)	< 0,001 *** (+)	< 0,001 *** (+)	< 0,001 *** (-)
Volume moyen de sol retenu par la végétation (cm^3)	< 0,001 *** (+)	< 0,001 *** (+)	0,032 * (+)	< 0,001 *** (+)	< 0,001 *** (+)	< 0,001 *** (-)

	Composition en *Calligonum* spp. (%)
Couverture d'espèce d'intérêt pour les usages médicinaux (%)	NS
Nombre d'arbres morts (nombre d'individus/ha)	< 0,001 *** (+)
Qualité du fourrage - Amidon (% de la MS)	NS

L'indicateur couverture d'espèces d'intérêt pour l'alimentation (%) n'est finalement pas statistiquement lié aux VIV de l'axe 1, et les indicateurs couverture d'espèces d'intérêt pour les usages médicinaux (%) et amidon (% de la matière sèche) ne le sont pas non plus aux VIV de l'axe 2 (**Tableau 3**). Il s'agissait d'indicateurs de SE moyennement représentés dans l'ACC (**Figure 15**, **Tableau 2**). Finalement, seulement sept indicateurs de SE sont à la fois expliqués par certaines de nos VIV de la strate arbustive, et statistiquement liés à ces VIV (**Tableau 3**). La significativité des relations sont différentes en fonction de la VIV étudiée, et est explicitée par des codes de significativité dans le **Tableau 3**.

4.3.2. Importance de l'effet paysage sur les variables indicatrices de végétation et les indicateurs de services écosystémiques

Le **Tableau 4** décrit l'effet du paysage sur chacune de nos variables, qu'il s'agisse des VIV ou des indicateurs de SE. **Parmi les VIV**, seule la composition en *S. arbuscula* (%) pour la strate arbustive ainsi que trois variables liées à la strate intermédiaire ne sont pas significativement influencées par les paysages (**Tableau 4**). Concernant les **indicateurs de SE**, seuls sept d'entre eux, parmi 33 indicateurs, ne sont pas affectés significativement par les paysages (**Tableau 4**). Cinq des sept indicateurs concernent la qualité du fourrage.

La comparaison entre unités paysagères 2 à 2 n'a pas permis de déterminer les différences significatives entre paysages pour la composition en *Haloxylon persicum* (%) (**Tableau 4**). Un graphique de comparaison entre unités paysagères est disponible en **Annexe 4.10**.

Tableau 4. Effet du paysage sur les variables indicatrices de végétation et sur les indicateurs de services écosystémiques. Si l'effet est significatif, la dernière colonne indique quelles unités paysagères sont significativement différentes pour la variable concernée. Les codes des significativités sont : *** = p-value <0,001 ; ** = p-value <0,01 ; * = p-value < 0,5 ; . = p-value < 0,1. « NS » signifie « non significatif »

Variables	**Effet du paysage : p-value**	**Si effet significatif, différences entre paysages et significativité**
Variables indicatrices de végétation		
Densité d'individu dans la strate arbustive (nombre d'individus/ha)	0,0015 **	Transition sableuse > Cuvette * Transition sableuse > Steppe * Plantation > Cuvette * Plantation > Steppe * Haut de dune et pente > Cuvette . Haut de dune et pente > Steppe .
Couverture strate arbustive (%)	0,0024 **	Transition sableuse > Cuvette * Transition sableuse > Steppe * Plantation > Cuvette * Plantation > Steppe * Haut de dune et pente > Cuvette . Haut de dune et pente > Steppe .
Volume occupé par la strate arbustive (m^3/ha)	0,0024 **	Transition sableuse > Cuvette * Transition sableuse > Steppe * Plantation > Cuvette * Plantation > Steppe * Haut de dune et pente > Cuvette . Haut de dune et pente > Steppe .
Nombre d'espèce clé au sein de la strate arbustive	< 0,001 ***	Transition sableuse > Cuvette ** Transition sableuse > Steppe ** Haut de dune et pente > Cuvette * Haut de dune et pente > Steppe *
Composition en *H. persicum* (%)	0,014 *	Plus significatif lors des comparaisons 2 à 2
Composition en *H. ammodendron* (%)	0,0013 **	Plantation > Cuvette ** Plantation > Steppe ** Plantation > Haut de dune et pente **
Composition en *Tamarix* spp. (%)	0,0067 **	Zone salée > Cuvette * Zone salée > Steppe * Zone salée > Haut de dune et pente * Zone salée > Plantation * Zone salée > Transition sableuse *
Composition en *Calligonum* spp. (%)	< 0,001 ***	Haut de dune et pente > Cuvette ** Haut de dune et pente > Plantation ** Haut de dune et pente > Steppe ** Haut de dune et pente > Zone salée **
Composition en *S. arbuscula* (%)	NS	
Densité d'individu dans la strate intermédiaire (nombre d'individus/ha)	NS	

Variables	Effet du paysage : p-value	Si effet significatif, différences entre paysages et significativité
Couverture strate intermédiaire (%)	0,027 *	Cuvette > Plantation * Cuvette > Steppe *
Nombre d'espèces clés au sein de la strate intermédiaire	NS	
Composition en *Artemisia* spp. (%)	NS	
Composition en *Alhagi pseudalhagi* (%)	0,066 .	Zone salée > Cuvette . Zone salée > Haut de dune et pente . Zone salée > Plantation . Zone salée > Steppe . Zone salée > Transition sableuse .
Couverture strate inférieure (%)	0,025 *	Steppe > Haut de dune et pente * Steppe > Transition sableuse * Steppe > Zone salée .
Indicateurs de services écosystémiques		
Biomasse racinaire dans les 10 premiers cm du sol (g/100 cm^3)	0,087 .	Zone salée > Haut de dune et pente .
C/N du sol	0,004 **	Transition sableuse > Steppe ** Cuvette > Steppe * Haut de dune et pente > Steppe . Zone salée > Steppe .
Carbone stocké dans la biomasse arbustive (kg/ha)	0,0017 **	Plantation > Cuvette * Plantation > Steppe * Zone salée > Cuvette * Zone salée > Steppe * Transition sableuse > Cuvette . Transition sableuse > Steppe
Conductivité électrique du sol (µS/cm)	0,0028 **	Plantation > Cuvette ** Plantation > Haut de dune et pente **
Couverture des espèces d'intérêt pour l'alimentation (%)	0,052 .	Cuvette > Transition sableuse * Cuvette > Zone salée *
Couverture des espèces d'intérêt pour l'énergie (%)	0,0037 **	Plantation > Cuvette * Plantation > Steppe * Transition sableuse > Cuvette . Transition sableuse > Steppe . Zone salée > Cuvette .
Couverture des espèces d'intérêt pour le pâturage (%)	0,0092 **	Plantation > Steppe ** Cuvette > Steppe * Haut de dune et pente > Steppe * Transition sableuse > Steppe .
Couverture des espèces d'intérêt pour les usages médicinaux (%)	0,066 .	Zone salée > Cuvette . Zone salée > Haut de dune et pente . Zone salée > Plantation . Zone salée > Steppe . Zone salée > Transition sableuse .
Couverture des espèces esthétiques (%)	NS	
Couverture végétale permanente (%)	0,025 *	Haut de dune et pente > Steppe * Transition sableuse > Steppe * Zone salée > Steppe .
Hauteur moyenne strate arbustive (m)	0,0016 **	Zone salée > Steppe * Zone salée > Cuvette .

Variables	Effet du paysage : p-value	Si effet significatif, différences entre paysages et significativité
		Transition sableuse > Cuvette . Transition sableuse > Steppe . Plantation > Steppe . Plantation > Cuvette .
Houppier moyen strate arbustive (m^2)	0,002 **	Transition sableuse > Cuvette * Transition sableuse > Steppe * Haut de dune et pente > Cuvette . Haut de dune et pente > Steppe . Zone salée > Cuvette . Zone salée > Steppe .
Indice de Shannon	0,0031 **	Zone salée > Transition sableuse ** Cuvette > Transition sableuse ** Zone salée > Steppe . Cuvette > Steppe .
Masse de litière sèche (kg/ha)	NS	
Nombre d'arbres morts (nombre d'individus/ha)	0,0015 **	Haut de dune et pente > Cuvette ** Haut de dune et pente > Steppe ** Haut de dune et pente > Zone salée ** Haut de dune et pente > Plantation *
Nombre d'espèces esthétiques	0,082 .	Haut de dune et pente > Steppe *
Qualité du fourrage - Amidon (% de la MS)	< 0,001 ***	Haut de dune et pente > Steppe *** Transition sableuse > Steppe *** Zone salée > Steppe *** Zone salée > Plantation ** Cuvette > Steppe ** Haut de dune et pente > Plantation * Transition sableuse > Plantation * Cuvette > Plantation .
Qualité du fourrage – digestibilité enzymatique in vitro de la matière organique (% de la matière organique)	NS	
Qualité du fourrage – digestibilité enzymatique in vitro de la matière sèche (% de la MS)	0,053 .	Steppe > Transition sableuse .
Qualité du fourrage – fibres brutes (% de la MS)	0,005 **	Haut de dune et pente > Steppe * Transition sableuse > Steppe * Transition sableuse > Plantation .
Qualité du fourrage – fibres au détergent acide (% de la MS)	< 0,001 ***	Transition sableuse > Steppe *** Transition sableuse > Plantation ** Haut de dune et pente > Steppe ** Haut de de dune et pente > Plantation ** Zone salée > Steppe .
Qualité du fourrage – fibres au détergent neutre (% de la MS)	0,073 .	Haut de dune et pente > Steppe .
Qualité du fourrage – lignine au détergent acide (% de la MS)	0,0029 **	Transition sableuse >Haut de dune et pente * Transition sableuse > Steppe * Haut de dune et pente > Plantation . Haut de dune et pente > Steppe . Zone salée > Plantation . Zone salée > Steppe .
Qualité du fourrage – matières grasses brutes (% de la MS)	NS	

Variables	Effet du paysage : p-value	Si effet significatif, différences entre paysages et significativité
Qualité du fourrage – matières minérales (% de la MS)	0,0017 **	Steppe > Haut de dune et pente * Steppe > Transition sableuse * Plantation > Haut de dune et pente * Plantation > Transition sableuse *
Qualité du fourrage – matière sèche (%) (MS)	NS	
Qualité du fourrage – protéines brutes (% de la MS)	NS	
Qualité du fourrage - Sucres totaux (% de la MS)	NS	
Quantité de biomasse sèche disponible (kg/ha)	< 0,001 ***	Haut de dune et pente > Steppe *** Haut de dune et pente > Plantation ** Cuvette > Steppe ** Haut de dune et pente > Zone salée * Cuvette > Plantation * Transition sableuse > Steppe * Zone salée > Steppe .
Richesse spécifique	0,023 *	Zone salée > Steppe * Haut de dune et pente > Steppe .
Stock de carbone organique du sol (kg/ha)	< 0,001 ***	Zone salée > Haut de dune et pente *** Steppe > Haut de dune et pente ** Zone salée > Cuvette * Zone salée > Plantation * Zone salée > Transition sableuse *
Volume de bois (m^3/ha)	0,0023 **	Zone salée > Steppe * Zone salée > Cuvette * Transition sableuse > Cuvette * Transition sableuse > Steppe . Plantation > Steppe . Plantation > Cuvette .
Volume moyen de sol retenu par la végétation (cm^3)	0,0014 **	Haut de dune et pente > Cuvette * Haut de dune et pente > Steppe * Transition sableuse > Steppe * Transition sableuse > Cuvette . Zone salée > Cuvette . Zone salée > Steppe .

4.3.3. Relations linéaires entre variables indicatrices de végétation et indicateurs de services écosystémiques

L'Annexe 4.11 comporte les relations linéaires entre chaque indicateur de SE et toutes les VIV auxquelles il est significativement lié, avec la p-value associée. Nous nous sommes basés sur cette p-value pour choisir les VIV qui prédisaient le mieux chaque indicateur de SE expliqué. La **Figure 16** regroupe ainsi les graphiques des meilleurs modèles par indicateur. Parfois, la composition en *Tamarix* spp. (%) était la VIV qui prédisait mieux certains indicateurs de SE (Stock de carbone dans la biomasse arbustive (kg/ha), Volume de bois (m3/ha), Volume moyen de sol

retenu par la végétation (nombre d'individus/ha), voir **Annexe 4.11**). Cependant, seulement trois placettes comportaient des *Tamarix* spp. : nous n'avons donc pas gardé son abondance comme VIV principale. Les graphiques de ces trois indicateurs en fonction de la composition en *Tamarix* spp. (%) sont tout de même disponibles en **Annexe 4.12**. L'**Annexe 4.13** contient le même type de relation et graphiques entre les VIV densité (nombre d'individus/ha), couverture (%) et volume (m^3/ha) dans la strate arbustive.

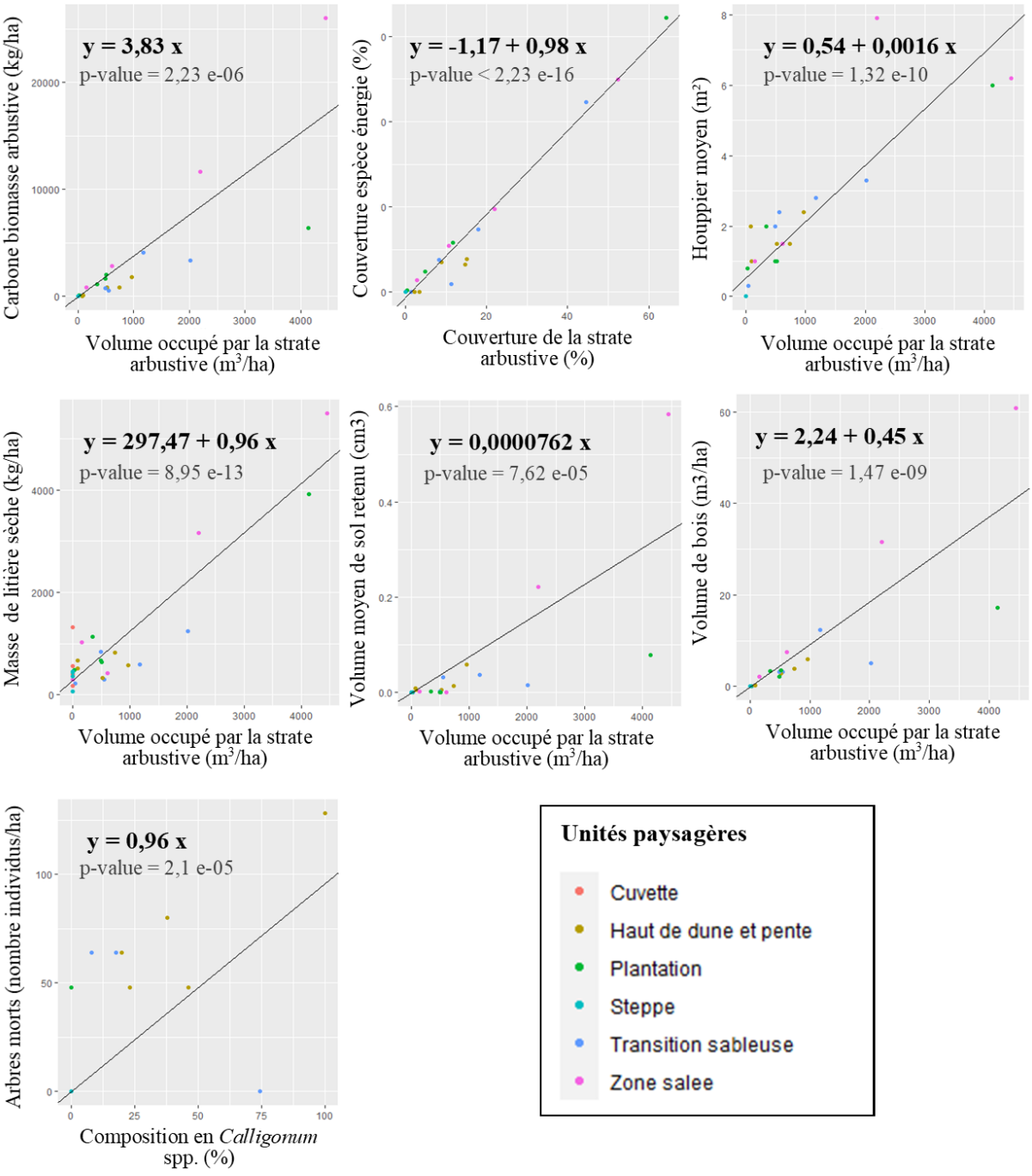


Figure 16. Indicateurs de services écosystémiques expliqués en fonction des variables indicatrices de végétation explicatives, dont les relations sont significatives, et régression linéaire

4.4. Discussion

4.4.1. Effet des caractéristiques de la végétation et du paysage sur la fourniture de services écosystémiques

4.4.1.1. L'effet partiel de la strate arbustive sur les indicateurs de services écosystémiques

Notre étude montre que les variables indicatrices de végétation (VIV) qui affectent le plus nos indicateurs de services écosystémiques (SE) sont liés à la strate arbustive, qu'il s'agisse de densité, de couverture ou de diversité (**Figure 15**, **Figure 16**, **Tableau 2** et **Tableau 3**). D'après nos analyses, la strate intermédiaire n'a finalement que peu d'effet (**Figure 15**). **Ainsi, au sein de la végétation pérenne, ce sont donc plutôt les individus de la strate arbustive qui pourraient jouer un rôle dans la fourniture de SE**. Les arbres et arbustes sont en effet considérées comme des espèces ingénieures, affectant positivement la biodiversité, les fonctions écosystémiques et les services écosystémiques (Tölgyesi *et al.*, 2020). Ils influencent la multifonctionnalité des écosystèmes arides en agissant positivement sur la fertilité et les nutriments des sols (Soliveres *et al.*, 2014). La création d'îlots de fertilité, mais aussi d'un microclimat sous leur canopée peut faciliter l'installation d'autres espèces (Costantini *et al.*, 2016 ; Maestre *et al.*, 2021 et ses références ; Shamsutdinov *et al.*, 2021).

Cependant, cette végétation permettrait la fourniture d'un nombre réduit de SE. En effet, parmi 33 indicateurs de SE calculés, seuls sept sont effectivement liés aux VIV explicatives (**Figure 16**, **Tableau 3**). Ils contribuent aux SE : plantes sauvages pour l'énergie, contrôle des taux d'érosion, maintien des populations et des habitats et SE culturels associés, et régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans (voir la section **4.2.2.2.3** pour chaque SE ciblé et ses indicateurs). Il s'agit donc de seulement quatre SE parmi les 11 SE ciblés au début de l'étude. En outre, les VIV de la strate arbustive n'explique que certains indicateurs de ces quatre SE. Pour le maintien des populations et des habitats par exemple, seuls la masse de litière sèche (kg/ha) et le houppier moyen de la strate arbustive (m^2) sont expliqués : l'indice de Shannon, la richesse spécifique, la hauteur moyenne de la strate arbustive (m), la biomasse sèche disponible (kg/ha) et le C/N du sol ne le sont pas. **Ainsi, les VIV explicatives de la strate arbustive expliquent un nombre réduit de SE, et pour certains SE ne les expliquent que partiellement**.

De plus, parmi ces sept indicateurs expliqués, la majorité (le carbone stocké dans la biomasse arbustive (kg/ha), la couverture d'espèces d'intérêt pour l'énergie (%), le houppier moyen de la strate arbustive (m^2), le volume de bois (m^3/ha) et le nombre d'arbres morts (nombre d'individus/ha) est en fait directement issue des inventaires des individus de la strate arbustive. **Finalement, la végétation arbustive et ses caractéristiques expliquent effectivement**

certains SE, partiellement ou non, mais pas (ou très peu) les SE liés aux sols, aux herbacées ou aux fonctionnalités des écosystèmes, allant à l'encontre de ce qui était attendu.

4.4.1.2. Un effet fort du paysage à consolider et considérer

Alors que les VIV arbustives explicatives affectaient seulement sept indicateurs de SE, les paysages influençaient significativement 11 VIV et 26 indicateurs de SE (**Tableau 4**), donc plus de 75% de nos variables. Néanmoins, nous n'avions inventorié que cinq placettes par unité paysagères. Ainsi, le **Tableau 4** témoigne d'un effet du paysage qu'on ne peut ignorer, et donc de la nécessité de multiplier les placettes par unité paysagère pour consolider ce résultat.

Cet effet paysage est assez logique pour certaines variables : par exemple, dans les VIV de la strate arbustive, il est cohérent que ces variables soient plus importantes dans les unités paysagères arbustives par rapport à la steppe ou la cuvette qui toutes deux ne présentent pas de strate arbustive (**Tableau 4**). Il en va de même pour certains indicateurs de SE comme le volume de bois (m^3/ha), la couverture des espèces d'intérêt pour l'énergie (%), le carbone stocké dans la biomasse arbustive (kg/ha), la hauteur (m) ou le houppier (m^2) moyen ou encore le nombre d'arbres morts (nombre d'individus/ha) (**Tableau 4**).

Les paysages ont donc une influence importante sur les caractéristiques de la végétation et les indicateurs de services écosystémiques. Les paysages, définis comme « un niveau organisationnel où différents écosystèmes et parties prenantes interagissent » sont en effet considérés comme une échelle pertinente pour comprendre la contribution des processus écologiques (et sociaux) à la fourniture de bouquet de SE (Vialatte *et al.*, 2019).

4.4.2. Les services écosystémiques, point par point

4.4.2.1. Les services écosystémiques expliqués complètement ou partiellement par les variables indicatrices de végétation

4.4.2.1.1. Les plantes sauvages pour l'énergie

Ce SE est probablement le mieux expliqué par nos VIV arbustives explicatives. En effet, le volume de bois (m^3/ha) (VB), la couverture des espèces d'intérêt pour l'énergie (%) (CvEng) et le nombre d'arbres morts (nombre d'individus/ha) (NbArbM) sont expliqués et significativement liés aux VIV arbustives explicatives (**Figure 15**, **Figure 16**, **Tableau 3**).

Néanmoins, le nombre d'arbres morts (nombre d'individus/ha) est lié à la composition en *Calligonum* spp. (**Figure 16**, **Tableau 3**) : il est vrai que sur le terrain, les individus morts était plutôt du genre *Calligonum*. Or, il s'agit de la seule espèce arbustive qui n'était pas mentionnée comme d'intérêt pour l'énergie (**chapitre 2**) (et d'ailleurs non intégrée dans l'indicateur

couverture d'espèces d'intérêt pour l'énergie (%)). Finalement, cet indicateur n'est probablement pas un bon prédicteur du SE approvisionnement en plantes sauvages pour l'énergie.

Concernant le volume de bois (m^3/ha), il s'agit de l'indicateur le plus direct. Il est donc important qu'il soit correctement estimé. Au Kazakhstan, le volume moyen de bois dans les déserts de saxauls (avec d'autres espèces) est de 2,44 m^3/ha (Meshkov *et al.*, 2009), et la valeur moyenne dans notre zone d'étude est de 5,50 m^3/ha (**Annexe 4.9**), donc dans le bon ordre de grandeur. La différence peut s'expliquer par la présence de *Tamarix* spp. dans notre échantillonnage, assez hauts et larges : ils peuvent mesurer jusqu'à 6 m (Gintzburger *et al.*, 2003, page 266). C'est en effet dans la zone salée, où nous trouvons du *Tamarix* spp. (**Tableau 4**), que les volume sont parmi les plus hauts (**Figure 16**), le maximum atteignant 60,80 m^3/ha (**Annexe 4.9**, **Figure 16**). En outre, en plus de la prévision de volume de bois apporté par la végétation arbustive, il faudra ultérieurement considérer les besoins en termes de quantité pour les populations. Par exemple, au Kazakhstan, le volume moyen de *Tamarix* spp. utilisé par foyer dans la région de la mer d'Aral est de 13,10 m^3/an (Matsui *et al.*, 2017). D'après nos entretiens, un foyer achetait « un camion » de saxaul, de *Tamarix* spp. ou de *S. arbuscula* en fonction de la zone du village, équivalent à 3 m^3, pour un à trois hivers (d'autres sources d'énergie sont utilisées).

Les unités paysagères au volume de bois et à la couverture d'espèces d'intérêt pour l'énergie les plus importants sont la zone salée, la plantation et la transition sableuse (**Tableau 4**). Les deux premières comprennent respectivement des *Tamarix* spp., espèce dont la biomasse est plutôt importante comme expliqué précédemment, et des *H. ammodendron*. La biomasse moyenne de ce dernier est notamment plus forte que celle de *H. persicum* car il peut vivre plus longtemps (100 ans, comparé à 30 ans environ) (Buras *et al.*, 2012).

4.4.2.1.2. Contrôle des taux d'érosion

Le volume moyen de sol retenu par la végétation (cm^3) (CaptRetS) et la masse de litière sèche (kg/ha) (MS) sont les deux seuls indicateurs expliqués par la végétation arbustive (**Figure 15**, **Figure 16**, **Tableau 3**), sur quatre indicateurs choisis pour ce SE (voir la section **4.2.2.2.3**). La végétation pérenne en zone aride a en effet un effet positif sur la couverture de litière (Eldridge *et al.*, 2020), car les taux de décomposition de la litière diminuent avec la couverture des arbustes (de Graaff *et al.*, 2014). La végétation pérenne a également un impact positif sur la stabilité de surface des sols (Eldridge *et al.*, 2020). Bien que le SE contrôle des taux d'érosion soit partiellement expliqué, ce résultat concorde donc avec la littérature en zone aride.

Toutefois, il faudra porter attention aux seuils de végétalisation : dans les zones arides de Chine par exemple, Zhao *et al.* (2017) indiquent que la couverture végétale doit être supérieure à 20% afin d'avoir un effet sur le maintien des sols, mais il n'est pas nécessaire d'excéder 60%, seuil

au-delà duquel la réduction de l'érosion éolienne stagne. Bien que nous ayons recherché des relations linéaires entre indicateurs de SE et VIV (**Figure 16**), il semblerait que la relation entre le SE « entier » et végétation ne soit pas forcément linéaire, en tout cas dans certaines zones arides. En outre, s'il y a effectivement plantation d'arbustes, celle-ci ne devrait pas être réalisée dans un écosystème composé exclusivement d'herbacées, comme la steppe, bien que celle-ci puisse être plus sujette à l'érosion des sols (**Tableau 4**). En effet, la transition d'une zone herbacée vers une zone arbustive peut augmenter la surface de sol nu et ainsi exacerber l'érosion des sols (MEA, 2005). Il semble donc préférable de cibler des écosystèmes comportant déjà (enrichissement forestier) ou qui comportaient auparavant (et ont été déforestés par exemple) des espèces arbustives.

4.4.2.1.3. Maintien des populations et des habitats, valeur de leg et d'existence

Les indicateurs indice de Shannon et richesse spécifique communément utilisés dans la littérature pour évaluer la diversité végétale ne sont pas expliqués par les VIV arbustives explicatives. Parmi un total de sept indicateurs de SE pour le maintien des populations et des habitats (voir la section **4.2.2.2.3**), seuls le houppier moyen de la strate arbustive (m^2) (HpArb) et la masse de litière sèche (kg/ha) (LS) sont effectivement liés positivement aux caractéristiques de la végétation arbustive (**Figure 15**, **Figure 16**, **Tableau 3**). Il semble difficile d'estimer correctement le SE de maintien des populations et des habitats à partir de seulement ces deux indicateurs : cette limite devra être prise en compte. Rappelons que les SE liés à la valeur de leg et d'existence de la biodiversité sont directement liés au SE maintien des populations et des habitats.

Toutefois, les houppiers des arbustes des zones arides et semi-arides, par leur couverture, peuvent effectivement créer des îlots de fertilité et des microclimats à l'origine d'habitats favorables pour des espèces des strates inférieures, dont herbacées (Costantini *et al.*, 2016 ; Maestre *et al.*, 2021 et ses références ; Shamsutdinov *et al.*, 2021). Ils restent donc un indicateur pertinent. Par ailleurs, selon une étude menée en zone désertique en Asie Centrale, la plantation d'*H. ammodendron* a permis, au bout de huit ans, de doubler le nombre d'espèce présente sur les parcelles de restauration (Shamsutdinov *et al.*, 2021), démontrant l'intérêt de la présence d'espèces arbustives pour ce SE. *A contrario*, une autre étude menée au nord du Kazakhstan a montré que la richesse spécifique était dans la majorité des cas plus importante dans les zones de steppe sans strate arbustive ou arborée (Tölgyesi *et al.*, 2018). Ceci était expliqué par Tölgyesi *et al.* (2018) par le manque de lumière et l'empêchement de la rosée sous la strate arborée. Bien que les écosystèmes étudiés par Tölgyesi *et al.* (2018) soient différents des nôtres, nous comprenons que la relation strate arbustive – SE maintien des populations et des habitats n'est pas évidente. D'ailleurs, Soliveres *et al.* (2014) ont montré que la diversité spécifique (richesse, *eveness*) a une

relation en cloche avec la couverture ligneuse, le maximum de diversité spécifique étant atteint avec 60 à 80% de couverture.

Par ailleurs, nous avons observé sur le terrain une forte accumulation de litière sous les arbustes, qui semble se décomposer lentement et peut potentiellement – ce n'est pas vérifié – limiter la croissance d'autres espèces sous la strate arbustive. Si cela été avéré, alors l'indicateur masse de litière sèche (kg/ha) serait certes un « indicateur positif » pour les habitats pour la faune du sol (Asfaw et Zewudie, 2021 ; Sylvain et Wall, 2011), mais serait également un « indicateur négatif » pour la facilitation du développement d'espèces sous le houppier des arbustes.

Le SE de maintien des populations et des habitats et les SE culturels associés sont en fait influencés significativement par les paysages (**Tableau 4**). La richesse spécifique et l'indice de Shannon sont tous deux plus élevés dans la zone salée, témoignant d'une unité riche en diversité végétale et dont les espèces sont plutôt également représentées (**Tableau 4**). Ces deux indices sont au plus faibles dans la steppe (**Tableau 4**), démontrant la pauvreté de cette unité paysagère en termes de biodiversité végétale. En outre, la richesse spécifique est importante dans les hauts de dunes et pentes, mais l'indice de Shannon ne s'y démarque pas (**Tableau 4**) : un grand nombre d'espèces a pu être inventorié, mais une ou quelques espèces dominent les autres. D'après nos inventaires, il s'agirait d'*Haloxylon persicum* dans la strate arbustive, mais également l'espèce herbacée *Bromus tectorum* L, et d'une poacée pour le moment non identifiée. *A contrario*, la cuvette ne se démarque pas par sa richesse spécifique mais par son indice de Shannon (**Tableau 4**) : les espèces végétales de cette unité sont équiréparties. Ce sont deux sous-unités du désert de Muyunkum qui sont donc importantes différemment du point de vue de la biodiversité végétale. En termes d'habitats potentiels pour la macrofaune, dont les herbivores, la hauteur d'arbre est plus importante dans la zone salée, mais la quantité de biomasse disponible (kg/ha) pour l'alimentation est plus abondante dans les unités du désert de Muyunkum (**Tableau 4**). Encore une fois, la steppe est l'unité paysagère la plus faible du point de vue de ces indicateurs (**Tableau 4**). Enfin, l'alimentation potentielle pour la faune du sol, approximé par le rapport C/N du sol est en fait plus importante dans la steppe où le rapport est le plus faible (**Tableau 4**). Ainsi, la zone salée et la zone dunaire ont une biodiversité végétale importante et peuvent procurer des habitats pour la macrofaune contrairement à la steppe, mais cette dernière a plus de potentiel pour l'alimentation de la faune du sol. Le SE de maintien des populations et des habitats, et des valeurs de leg et d'existence de la biodiversité étaient en réalité plutôt lié en premier à la macrofaune, et ensuite à la biodiversité végétale (**chapitre 2**). La faune du sol, bien qu'importante à prendre en compte, n'était pas réellement considérée lors des entretiens (**chapitre 2**). Ainsi, ces SE pourraient plutôt être maintenus voire améliorés dans la zone salée et la zone dunaire de Muyunkum, par des actions de préservation de la biodiversité par exemple.

4.4.2.1.4. Régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans

Le carbone stocké dans la biomasse arbustive (kg/ha) était bien expliqué par nos VIV arbustive, de manière assez logique, contrairement au stock de carbone organique du sol (kg/ha) (**Figure 16**, **Tableau 3**). Pourtant, 90% du carbone en Asie Centrale est stocké dans le sol, et compte pour 18 à 24% du carbone stocké dans les déserts et zones arbustives sèches à l'échelle mondiale (Li *et al.*, 2015). Dans une étude menée à travers des zones arides dans le monde, Soliveres *et al.* (2014) n'étaient pas non plus parvenu à démontrer de relation positive entre couverture arbustive et carbone du sol. En zone aride, le carbone organique des sols peut en fait être stocké dans le sol par les ligneuses à des profondeurs dépassant notre épaisseur d'étude, car leurs racines peuvent atteindre de grandes profondeurs, où les taux de décompositions sont plus faibles (Archer et Predick, 2014). Li *et al.* (2015) montrent d'ailleurs que 2/3 du carbone organique du sol est stocké en dessous d'un mètre de profondeur dans les déserts d'Asie Centrale. Le stock moyen de carbone organique du sol dans les déserts arbustifs d'Asie Centrale a été estimé à 3,35 kg C/m^2 (inventaires) et 4,16 kg C/m^2 (modélisation) dans le premier mètre du sol (Li *et al.*, 2015). Dans notre étude, le stock moyen de carbone organique du sol est de 1,6 kg C/m^2 (16,0 t C/ha, dans l'**Annexe 4.9**). Nous pourrions penser que ceci est dû à la zone de steppe dans notre échantillonnage : dans les écosystèmes de steppes désertiques, le stock moyen de carbone organique du sol est estimé à 0,24 kg C/m^2 dans le premier mètre du sol (Li *et al.*, 2015). Or, le stock de carbone organique du sol était plus important dans la steppe que dans les hauts de dunes et pentes (**Tableau 4**) : d'autres paramètres non étudiés entrent en jeu. En outre, d'autres effets du paysage observés dans notre étude ne concordent pas avec les résultats de la littérature. Alors que Wu *et al.* (2021) trouvaient que les inter-dunes stockaient deux fois plus de carbone que les crêtes par exemple, nous n'avons pas observé dans notre cas de différences significatives entre les cuvettes et les hauts de dune et pente (**Tableau 4**).

Outre les quantités de carbone stocké dans le sol, sa composition est également importante car elle témoigne de la persistance du carbone dans le sol, et donc de la réelle séquestration du carbone : le carbone organique est divisé en différentes fractions, plus ou moins stables dans le sol (Costantini *et al.*, 2016). Il s'agit donc d'une analyse qu'il faudra considérer et réaliser dans de prochaines études. En outre, rappelons que le stock de carbone à un instant t ne renseigne pas sur son stockage, pour lequel il faudrait réaliser des prélèvements et analyses sur plusieurs années.

Bien que le carbone stocké dans la végétation ne représente qu'une petite partie du carbone potentiellement stocké en Asie Centrale, les déserts contribuent à 51-60% du carbone contenu dans la végétation d'Asie Centrale (Li *et al.*, 2015). Il est donc important de l'évaluer correctement, d'autant plus qu'il s'agit d'un indicateur de SE expliqué par nos VIV arbustives. Buras *et al.* (2012), qui ont concentré leur étude sur le carbone stocké dans les saxauls, conseillent de prendre en

compte les espèces codominantes comme *Calligonum* spp. et *Salsola* spp., ce que nous avons fait. Dans les zones de désert d'Asie Centrale, le carbone contenu dans la végétation est estimé à 0,40 kg/m^2 (Li *et al.*, 2015). Spécifiquement dans les déserts du type de notre zone d'étude, il est compris entre 0,09 kg/m^{2}et 0,37 kg/m^2 (Li *et al.*, 2015). Au Kazakhstan, le stock de carbone dans la biomasse aérienne et souterraine des forêts de saxauls est estimé à 0,72 – 1,44 t/ha (Thevs *et al.*, 2013). En moyenne, le carbone stocké dans la biomasse arbustive dans notre zone d'étude est de 2,2 t/ha (**Annexe 4.9**), soit 0,22 kg C/m^2. Notre valeur concorde donc avec les résultats dans les déserts d'Asie Centrale (Li *et al.*, 2015) et est légèrement au-dessus des valeurs liées aux déserts du Kazakhstan (Thevs *et al.*, 2013), tout en restant cohérente. En outre, Li *et al.* (2015) affirment que le stock de carbone dans la biomasse de *H. persicum* est le plus faible parmi la végétation d'Asie Centrale. D'après nos résultats, ce sont effectivement les zones salées et les plantations, composées majoritairement de *Tamarix* spp. et de *H. ammodendron,* qui stockent le plus de carbone dans la biomasse arbustive (**Tableau 4**).

4.4.2.2. Les services écosystémiques non expliqués par les variables indicatrices de végétation

4.4.2.2.1. Les plantes sauvages pour l'alimentation et les usages médicinaux

La couverture d'espèces d'intérêt pour l'alimentation (%), représentée uniquement par la couverture de *Ziziphora tenuior*, est plus importante dans les zones de cuvette (**Tableau 4**). Pourtant, il s'agissait d'un SE majoritairement fourni par les montagnes de Karatau, et donc plutôt pour les habitants du sud du district de Sozak (**chapitre 2**). Il n'était pas perçu par les populations comme procuré par la zone sableuse de Muyunkum (**chapitre 2**). Ainsi, même si cette unité paysagère fournit en effet des plantes sauvages comestibles, si les populations ne les collectent pas – à cause d'un accès à la zone plus difficile par exemple – le SE ne sera pas vraiment effectif.

4.4.2.2.2. Fibres et autres parties des plantes sauvages pour un usage direct ou non (usage médicinal)

Les plantes médicinales quant à elles sont de loin fournies majoritairement par la zone salée, qui comporte l'espèce *A. pseudalhagi* (**Tableau 4**). Il s'agissait de la seconde plante médicinale la plus mentionnée, derrière *P. harmala* (**chapitre 2**). Bien que nous ayons considéré la couverture de cette dernière, nous n'en avons pas inventorié. D'après nos entretiens, cette espèce est pourtant présente dans la steppe (**chapitre 2**). Elle est aussi décrite comme poussant dans les zones surpâturées, perturbées, le long des routes ou des villages (Gintzburger *et al.*, 2003, page 270). Or, lors de notre échantillonnage, nous nous sommes éloignés de la route pour éviter son effet, et n'avons pas fait de mesures dans des placettes à directe proximité des villages de Tasty ou Taukent.

4.4.2.2.3. Les plantes sauvages pâturées par les animaux d'élevage, service intermédiaire pour les animaux élevés et leurs produits

Les hauts de dune et pentes, les cuvettes et les zones de transition sableuse sont à la fois les unités paysagères avec le plus de biomasse sèche disponible et à la fois les unités où les couvertures d'espèces intéressantes pour le bétail sont les plus élevées (**Tableau 4**). La steppe est le paysage le plus pauvre selon ces deux critères (**Tableau 4**). Le désert de Muyunkum est un important pâturage d'hiver (**voir chapitre 2**) mais il est moins accessible que la steppe, qui peut être surpâturée en comparaison. Toutefois, les hauts de dunes et pentes et les transitions sableuses sont parmi les paysages à la biomasse (strate intermédiaire et inférieure) la plus fibreuse (**Tableau 4**). En outre, c'est la zone de steppe, bien que pauvre en quantité, qui se démarque en termes de digestibilité de sa biomasse (digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière sèche) en comparaison à la transition sableuse (**Tableau 4**). Dans notre zone d'étude, la quantité de biomasse semble donc s'opposer à la digestibilité. Il s'agit d'un phénomène classique, une quantité de biomasse élevée s'accompagnant habituellement de plus de fibres, et donc moins de digestibilité de la matière sèche. Néanmoins, nous étions sur le terrain en mai. Or, les espèces peuvent avoir des valeurs fourragères différentes en fonction des saisons. Certaines des espèces citées comme intéressantes pour le pâturage par exemple ne sont pas forcément considérées comme de bons fourrages toute l'année :

- *Agrophyron desertorum* : c'est un excellent fourrage pour tous les animaux élevés (et les gazelles) avant sa floraison, qui a lieu en juin. Après sa floraison, il devient fibreux et peu appétissant pour les petits ruminants (Gintzburger *et al.*, 2003, page 226) ;
- *Artemisia* spp. : peut procurer une source de nourriture importante et permanente pour l'automne et l'hiver, et est consommée au début du printemps par les bovins (Gintzburger *et al.*, 2003, page 99) ;
- *Haloxylon ammodendron* : il est considéré comme une source de fourrage importante presque toute l'année, mais il est encore plus essentiel en automne et en hiver, quand ses fruits et ses rameaux annuels ont un fort pouvoir calorifique (Gintzburger *et al.*, 2003, page 147) ;
- *Haloxylon persicum* **:** tout comme *H. ammodendron*, ses nouvelles tiges et fruits sont une source d'énergie importante en hiver, notamment pour les moutons, les chèvres et les chameaux. Il est considéré comme un très bon fourrage pour le chameau, plus que le saxaul noir (Gintzburger *et al.*, 2003, page 149) ;
- *Salsola arbuscula :* un bon fourrage pour l'été et l'automne pour les moutons et les chèvres. Les chameaux peuvent en consommer toute l'année (Gintzburger *et al.*, 2003, page 155).

En outre, la quantité de la biomasse disponible (kg/ha) mesurée à un instant t seulement, est en fait un indicateur limité pour les plantes sauvages pâturées par les animaux d'élevage. Cet indicateur devrait, lorsque cela est possible, être mesuré à différentes saisons, afin d'avoir des informations sur la productivité des écosystèmes étudiés.

4.4.2.2.4. Régulation de la qualité des sols ***(salinité)***

La conductivité électrique du sol (µS/cm) était plus importante dans la plantation (**Tableau 4**), composée d'*H. ammodendron*, et n'était pas impactée par les caractéristiques de la végétation (**Tableau 2**). Dans notre étude, la salinité des sols est donc plus importante dans cette unité, par rapport aux paysages naturels. Pourtant, dans une étude menée au nord-ouest de la Chine, les zones végétalisées avec *H. ammodendron* présentaient une teneur en sel plus faible dans les endroits de sol nu environnants (Zhao *et al.*, 2021). Les résultats de Zhao *et al.* (2021) suggéraient en fait que *H. ammodendron* absorbaient l'eau souterraine salée par son système racinaire, mais que le sel ainsi ingéré cristallisait sur les « feuilles » de la plante. *A contrario*, une autre étude menée en Chine a montré que la salinité du sol augmentait avec l'âge des plantations de saxaul noir (Gou *et al.*, 2022). Finalement, l'effet d'une plantation sur la salinisation des sols n'est donc pas forcément positif et pourrait exacerber les problèmes de salinisation déjà signalés par les habitants du district de Sozak.

Pour rappel, nous utilisons le termes « régulation de la qualité des sols » par souci de conformité avec la CICES. Or, nos mesures et nos protocoles ne permettent pas d'évaluer à proprement parler la qualité des sols. Nous nous concentrons sur la salinité, à un moment précis. En outre, les sols ont des propriétés intrinsèques que la végétation ne peut influencer.

4.4.2.2.5. Caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique

Seul le nombre d'espèces esthétiques était impacté significativement par les unités paysagères (**Tableau 4**). Cependant, ce résultat nous donne seulement une information partielle, qui est la diversité potentielle des formes, des couleurs, etc. des espèces esthétiques. Sans la couverture des espèces esthétiques, nous ne pouvons affirmer que les hauts de dunes et pentes sont vraiment appréciables visuellement selon le critère de « tapis multicolore » (**voir chapitre 2**), même si cette unité se démarque des autres du point de vue du nombre d'espèces esthétiques (**Tableau 4**).

4.4.3. Limites et perspectives de notre évaluation multi-indicateurs multi-services écosystémiques

Dans cette étude, nous avons choisi de ne pas ignorer l'hétérogénéité des paysages, et également de ne pas se concentrer sur un seul SE. Par conséquent, moins de placettes ont pu être inventoriées pour des question de temps. Toutefois, cela a permis d'établir une liste claire d'un grand nombre d'indicateur de SE, ainsi que de proposer des protocoles et des méthodes de calculs précis pour chacun de ces indicateurs, parfois disséminés dans la littérature. Finalement, notre étude est également une proposition de méthode pour une estimation multi-indicateurs et multi-services écosystémiques dans les zones arides d'Asie Centrale.

Nous avons proposé des relations linéaires entre VIV arbustives explicatives et indicateurs de SE expliqués (**Figure 16**). Le volume occupé par la strate arbustive était l'une des meilleures variables explicatives, montrant certes l'importance de la surface potentiellement plantée, mais également de la hauteur qui pourra être atteinte par les individus. Puisque les points d'entrée dans la compensation écologique au Kazakhstan sont la surface, mais aussi la densité de plantation, il sera possible de se référer à **l'Annexe 4.13** pour les relations entre ces trois variables.

L'étape post-évaluation des indicateurs est leur agrégation par SE. Par exemple, la production potentielle de viande et de lait pourrait être estimée à partir de nos indicateurs de qualité du fourrage. Pour les autres services écosystémiques, les étapes de l'agrégation seront : (i) une mise à l'échelle des indicateurs, c'est-à-dire les transformer pour qu'ils aient une unité commune ; (ii) pondérer les indicateurs ; et (iii) agréger les indicateurs (Blanc *et al.*, 2008).

4.5. Conclusion

Les VIV choisies n'ont pas d'effet sur la majorité de nos indicateurs de services écosystémiques. C'est un résultat intéressant qui suggère que la compensation écologique par modification de la végétation permettrait potentiellement de jouer sur les services écosystémiques directement liés à la strate arbustive, mais pas sur la biodiversité, les strates intermédiaire et inférieure, ni sur les sols ou encore le fonctionnement de l'écosystème. Bien sûr, ces résultats doivent être consolidés en multipliant les inventaires. Réitérer ce protocole permettra également de confirmer l'effet du paysage et lui donner plus de poids. La reproduction de ce protocole sera facilitée par la partie matériel et méthode du présent chapitre et ses annexes, qui est finalement un élément central de notre étude.

Remerciements

Nous remercions les Akimats de Taukent et Tasty pour avoir accepté que des inventaires et des prélèvements soient effectués dans les zones administratives des villages, les autorités forestières de Sholakkorgan, notamment M. Alimbekov Zhuniskhan qui nous a autorisés à envoyer les échantillons en France et nous a aidés dans les procédures administratives, Akbope Saparaliyeva pour son travail d'interprète et son aide précieuse pour la compréhension des procédures administratives et d'envoi des échantillons en France. Nous remercions le laboratoire us-analyse du CIRAD de Montpellier pour l'analyse de nos échantillons de sol, ainsi que le laboratoire d'alimentation animale de l'unité de recherche Selmet pour l'analyse des échantillons de végétation. Nous remercions également KATCO, notamment le département HSE, pour la logistique et l'assistance fournie avant d'arriver et pendant notre séjour au Kazakhstan, et Orano pour donner la permission de publier nos résultats.

Références du Chapitre 4

Archer, S.R., Predick, K.I., 2014. An ecosystem services perspective on brush management: research priorities for competing land-use objectives. J Ecol 102, 1394–1407. https://doi.org/10.1111/1365-2745.12314

Asfaw, A., Zewudie, S., 2021. Soil macrofauna abundance, biomass and selected soil properties in the home garden and coffee-based agroforestry systems at Wondo Genet, Ethiopia. Environmental and Sustainability Indicators 12, 100153. https://doi.org/10.1016/j.indic.2021.100153

Beck, H.E., Zimmermann, N.E., McVicar, T.R., Vergopolan, N., Berg, A., Wood, E.F., 2018. Present and future Köppen-Geiger climate classification maps at 1-km resolution. Sci Data 5, 180214. https://doi.org/10.1038/sdata.2018.214

Blanc, I., Friot, D., Margni, M., Jolliet, O., 2008. Towards a new index for environmental sustainability based on a DALY weighting approach. Sust. Dev. 16, 251–260. https://doi.org/10.1002/sd.376

Brown, C., Reyers, B., King, L.I., Abisha Mapendembe, J. Nel, P. O'Farrell, Dixon, M., Bowles-Newark, N., 2014. Measuring Ecosystem Services. Guidance on developing ecosystem services indicators. UNEP-WCMC, Cambridge, UK.

Brunn, S.D., Toops, S.W., Gilbreath, R., 2012. The Routledge Atlas of Central Asian Affairs, Routledge. ed. London, UK.

Buras, A., Wucherer, W., Zerbe, S., Noviskiy, Z., Muchitdinov, N., Shimshikov, B., Zverev, N., Schmidt, S., Wilmking, M., Thevs, N., 2012. Allometric variability of Haloxylon species in Central Asia. Forest Ecology and Management 274, 1–9. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.02.023

CICES, 2018. Common International Classification of Ecosystem Services Version 5.1. URL https://cices.eu/ (accessed 1.10.20).

Costantini, E.A.C., Branquinho, C., Nunes, A., Schwilch, G., Stavi, I., Valdecantos, A., Zucca, C., 2016. Soil indicators to assess the effectiveness of restoration strategies in dryland ecosystems. Solid Earth 7, 397–414. https://doi.org/10.5194/se-7-397-2016

Dawalibi, V., Monteverdi, M., Moscatello, S., Battistelli, A., Valentini, R., 2015. Effect of salt and drought on growth, physiological and biochemical responses of two Tamarix species. iForest 8, 772–779. https://doi.org/10.3832/ifor1233-007

de Graaff, M.-A., Throop, H.L., Verburg, P.S.J., Arnone, J.A., Campos, X., 2014. A Synthesis of Climate and Vegetation Cover Effects on Biogeochemical Cycling in Shrub-Dominated Drylands. Ecosystems 17, 931–945. https://doi.org/10.1007/s10021-014-9764-6

Dinno, A., 2017. dunn.test: Dunn's Test of Multiple Comparisons Using Rank Sums.

Dudley, N., MacKinnon, K., Stolton, S., 2014. The role of protected areas in supplying ten critical ecosystem services in drylands: a review. Biodiversity 15, 178–184. https://doi.org/10.1080/14888386.2014.928790

Dutilly-Diane, C., McCarthy, N., Turkelboom, F., Bruggeman, A., Tiedemann, J., Street, K., Gianluca, S., 2007. Could payments for environmental services improve rangeland management in Central Asia, West Asia and North Africa? CGIAR Systemwide Program on Collective Action and Property Rights, Washington, D.C. https://doi.org/10.2499/CAPRiWP62

Eldridge, D.J., Delgado-Baquerizo, M., Quero, J.L., Ochoa, V., Gozalo, B., García-Palacios, P., Escolar, C., García-Gómez, M., Prina, A., Bowker, M.A., Bran, D.E., Castro, I., Cea, A., Derak, M., Espinosa, C.I., Florentino, A., Gaitán, J.J., Gatica, G., Gómez-González, S., Ghiloufi, W., Gutierrez, J.R., Gusmán-Montalván, E., Hernández, R.M., Hughes, F.M., Muiño, W., Monerris, J., Ospina, A., Ramírez, D.A., Ribas-Fernández, Y.A., Romão, R.L., Torres-Díaz, C., Koen, T.B., Maestre, F.T., 2020. Surface indicators are correlated with soil multifunctionality in global drylands. J Appl Ecol 57, 424–435. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13540

Erkin, F., Dai, Y., Abdureyim, A., Huang, W.-Y., Tayir, M., 2022. Adaptation strategies of Tamarix ramosissima seedlings in the hinterland of Taklimakan Desert, China (preprint). In Review. https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-2017657/v1

FanJiang, Z., HaiFeng, G., Bo, L., Jie, Z., WenJuan, X., XiaoLei, Z., 2010. Characteristics of biomass allocation and root distribution of Tamarix ramosissima Ledeb. and Alhagi sparsifolia Shap. seedlings. Arid Land Geography 33, 59–64.

Favretto, N., Stringer, L.C., Dougill, A.J., Dallimer, M., Perkins, J.S., Reed, M.S., Atlhopheng, J.R., Mulale, K., 2016. Multi-Criteria Decision Analysis to identify dryland ecosystem service trade-offs under different rangeland land uses. Ecosystem Services 17, 142–151. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.12.005

Fyodorov, G.V., 2002. Uranium production and the environment in Kazakhstan. Presented at the International symposium on the uranium production cycle and the environment, International Atomic Energy Agency.

Gbif, 2022. Tamarix ramosissima Ledeb. Search occurences [WWW Document]. Global Biodiversity Information Facility. URL https://www.gbif.org/fr/species/174803370 (accessed 5.3.23).

Gbif, 2020. Calligonum leucocladum (Schrenk) Bunge. Search occurences [WWW Document]. Global Biodiversity Information Facility. URL https://www.gbif.org/species/6391706 (accessed 5.3.23).

Gintzburger, G., Toderich, K., Mardonov, B., Mahmudov, M., 2003. Rangelands of the arid and semi-arid zones in Uzbekistan, Hors Collection. CIRAD - ICARDA, Montpellier, France.

Gómez-Baggethun, E., Barton, D.N., Berry, P., Dunford, R., Harrison, P.A., 2016. Concepts and Methods in Ecosystem Services Valuation, in: Potschin, M., Haines-Young, R., Fish, R., Turner, R.K. (Eds.), Routledge Handbook of Ecosystem Services. New-York, NY, pp. 15–24.

Gou, Q., Shen, C., Wang, G., 2022. Changes in Soil Moisture, Temperature, and Salt in Rainfed Haloxylon ammodendron Forests of Different Ages across a Typical Desert–Oasis Ecotone. Water 14, 2653. https://doi.org/10.3390/w14172653

Horton, J.L., Clark, J.L., 2001. Water table decline alters growth and survival of Salix gooddingii and Tamarix chinensis seedlings. Forest Ecology and Management 140, 239–247. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00314-5

iNaturalist, 2023. Photos of Saltcedar. Filter by Place: Kazakhstan [WWW Document]. iNaturalist. URL https://www.inaturalist.org/taxa/56015-Tamarix-ramosissima/browse_photos?place_id=7342 (accessed 5.3.23).

iNaturalist, 2015. Calligonum leucocladum (Schrenk) Bunge. Filter by place: Kazakhstan [WWW Document]. iNaturalist. URL https://www.inaturalist.org/taxa/820881-Calligonum-leucocladum

Johansen, L., Taugourdeau, S., Hovstad, K.A., Wehn, S., 2019. Ceased grazing management changes the ecosystem services of semi-natural grasslands. Ecosystems and People 15, 192–203. https://doi.org/10.1080/26395916.2019.1644534

Karimi, A., Yazdandad, H., Fagerholm, N., 2020. Evaluating social perceptions of ecosystem services, biodiversity, and land management: Trade-offs, synergies and implications for landscape planning and management. Ecosystem Services 45, 11.

KATCO, 2020. Corporate Social Responsability report. Delivering on our sustainability agenda.

Khaulenbek, A., Ihanbai, Kh., Batkhuu, N., 2018. Saxauls forests in Mongolia. Ecosystem, resource, values. Institute of Geography and Geoecology. Division for Desertification Study, Ulaanbaatar, Mongolia.

Kleine, M., Colak, A.H., Kirca, S., Sagheb-Talebi, K., Orozumbekov, A., Lee, D.K., 2009. Rehabilitating forest landscapes in West and Central Asia. A synthesis, in: Lee, D.K., Kleine, M. (Eds.), Keep Asia Green. Vienna, Austria.

Li, C., Zhang, C., Luo, G., Chen, X., Maisupova, B., Madaminov, A.A., Han, Q., Djenbaev, B.M., 2015. Carbon stock and its responses to climate change in Central Asia. Glob Change Biol 21, 1951–1967. https://doi.org/10.1111/gcb.12846

Maestre, F.T., Bagousse-Pinguet, Y.L., Delgado-Baquerizo, M., Eldridge, D.J., Saiz, H., Berdugo, M., Gozalo, B., Ochoa, V., Guirado, E., García-Gómez, M., Valencia, E., Gaitán, J.J., Asensio, S., Mendoza, B.J., Plaza, C., Díaz-Martínez, P., Rey, A., Hu, H.-W., He, J.-Z., Wang, J.-T., Lehmann, A., Rillig, M.C., Cesarz, S., Eisenhauer, N., Martínez-Valderrama, J., Moreno-Jiménez, E., Sala, O., Abedi, M., Ahmadian, N., Alados, C.L., Aramayo, V., Amghar, F., Arredondo, T., Ahumada, R.J., Bahalkeh, K., Salem, F.B., Blaum, N., Boldgiv, B., Bowker, M.A., Bran, D., Bu, C., Canessa, R., Castillo-Monroy, A.P., Castro, H., Castro, I., Castro-Quezada, P., Chibani, R., Conceição, A.A., Currier, C.M., Darrouzet-Nardi, A., Deák, B., Donoso, D.A., Dougill, A.J., Durán, J., Erdenetsetseg, B., Espinosa, C.I., Fajardo, A., Farzam, M., Ferrante, D., Frank, A.S.K., Fraser, L.H., Gherardi, L.A., Greenville, A.C., Guerra, C.A., Gusmán-Montalvan, E., Hernández-

Hernández, R.M., Hölzel, N., Huber-Sannwald, E., Hughes, F.M., Jadán-Maza, O., Jeltsch, F., Jentsch, A., Kaseke, K.F., Köbel, M., Koopman, J.E., Leder, C.V., Linstädter, A., Liu, J., Louw, M.A., Maggs-Kölling, G., Makhalanyane, T.P., Issa, O.M., Manzaneda, A.J., Marais, E., Mora, J.P., Moreno, G., Munson, S.M., Nunes, A., Oliva, G., Oñatibia, G.R., Peter, G., Pivari, M.O.D., Pueyo, Y., Quiroga, R.E., Rahmanian, S., Reed, S.C., Rey, P.J., Richard, B., Rodríguez, A., Rolo, V., Rubalcaba, J.G., Ruppert, J.C., Salah, A., Schuchardt, M.A., Spann, S., Stavi, I., Stephens, C.R.A., Swemmer, A.M., Teixido, A.L., Thomas, A.D., Throop, H.L., Tielbörger, K., Travers, S., Val, J., Valkó, O., Wamiti, W., Wang, D., Wang, L., Wardle, G.M., Yahdjian, L., Zaady, E., Zhang, Y., Zhou, X., Singh, B.K., Gross, N., 2022. Grazing and ecosystem service delivery in global drylands.

Maestre, F.T., Benito, B.M., Berdugo, M., Concostrina-Zubiri, L., Delgado-Baquerizo, M., Eldridge, D.J., Guirado, E., Gross, N., Kéfi, S., Le Bagousse-Pinguet, Y., Ochoa-Hueso, R., Soliveres, S., 2021. Biogeography of global drylands. New Phytol 231, 540–558. https://doi.org/10.1111/nph.17395

Matsui, K., Akhapov, Y., Kussainova, M., Funakawa, S., 2017. Management of wood resources: A dilemma between conservation and livelihoods in a rural district in the Aral region. Energy for Sustainable Development 41, 121–127. https://doi.org/10.1016/j.esd.2017.08.010

McPherson, E.G., van Doorn, N.S., Peper, P.J., 2016. Urban tree database and allometric equations (No. PSW-GTR-253). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Albany, CA. https://doi.org/10.2737/PSW-GTR-253

MEA, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Desertification Synthesis. World Resources Institute, Washington, D.C.

Meshkov, V.V., Baizakov, S.B., Yeger, A.V., 2009. Forest Rehabilitation in Kazakhstan, in: Keep Asia Green. pp. 83–129.

Murali, R., Ikhagvajav, P., Amankul, V., Jumabay, K., Sharma, K., Bhatnagar, Y.V., Suryawanshi, K., Mishra, C., 2020. Ecosystem service dependence in livestock and crop-based production systems in Asia's high mountains. Journal of Arid Environments 180, 104204. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2020.104204

Oksanen, J., Simpson, G.L., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Solymos, P., Stevens, M.H., Szoe, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., Durand, S., Evangelista, H., FitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., O. Hill, M., Lahti, L., McGlinn, D., Ouelette, M.-H., Ribeiro Cunha, E., Smith, T., Stier, A., Ter Braak, C.J.F., Weedon, J., 2022. vegan: Community Ecology Package.

Papanastasis, V.P., Bautista, S., Chouvardas, D., Mantzanas, K., Papadimitriou, M., Mayor, A.G., Koukioumi, P., Papaioannou, A., Vallejo, R.V., 2017. Comparative Assessment of Goods and Services Provided by Grazing Regulation and Reforestation in Degraded Mediterranean Rangelands. Land Degrad. Develop. 28, 1178–1187. https://doi.org/10.1002/ldr.2368

R Core Team, 2022. R: A Language and Environment for Statistical Computing.

Republic of Kazakhstan, 2021. Article 54 of Forest Code of Republic of Kazakhstan: Conduction of works in the state forest resources that are not related to forest management and forest use (2003, amended in 2021), Forest Code.

Rhoades, J.D., Chanduvi, F., Lesch, S.M., Nations, F. and A.O. of the U., 1999. Soil Salinity Assessment: Methods and Interpretation of Electrical Conductivity Measurements. Food & Agriculture Org.

Richter, F., Jan, P., El Benni, N., Lüscher, A., Buchmann, N., Klaus, V.H., 2021. A guide to assess and value ecosystem services of grasslands. Ecosystem Services 52, 101376. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101376

Robinson, S., Milner-Gulland, E.J., 2003. Contraction in livestock mobility resulting from state farm reorganisation, in: Kerven, C. (Ed.), Prospects for Pastoralism in Kazakhstan and Turkmenistan. From State Farms to Private Flocks. London, pp. 128–145.

Sanginov, S., Akramov, U., 2007. Soil and vegetation management strategies for improved carbon sequestration in Pamir mountain ecosystems, in: Lal, R., Suleimenov, M., Stewart, B.A., Hansen, D.O., Doraiswamy, P. (Eds.), Climate Change and Terrestrial Carbon Sequestration in Central Asia. London, UK.

Schild, J.E.M., Vermaat, J.E., de Groot, R.S., Quatrini, S., van Bodegom, P.M., 2018. A global meta-analysis on the monetary valuation of dryland ecosystem services: The role of socio-economic, environmental and methodological indicators. Ecosystem Services 32, 78–89. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.06.004

Schmidt, S., 2017. Spatial Analysis of Conservation Potential in Cold Winter Deserts of Central Asia (No. FINC-report 201701). FINC-Foundation, Greifswald.

Seredkin, M., Zabolotsky, A., Jeffress, G., 2016. In situ recovery, an alternative to conventional methods of mining: Exploration, resource estimation, environmental issues, project evaluation and economics. Ore Geology Reviews 79, 500–514. https://doi.org/10.1016/j.oregeorev.2016.06.016

Shamsutdinov, N.Z., Sanzeev, V.V., Sh Shamsutdinov, Z., 2021. Ecological restoration of fodder productivity of degraded pastures in the foothill desert zone of Central Asia. IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci. 901, 012033. https://doi.org/10.1088/1755-1315/901/1/012033

Shumi, G., Rodrigues, P., Hanspach, J., Härdtle, W., Hylander, K., Senbeta, F., Fischer, J., Schultner, J., 2021. Woody plant species diversity as a predictor of ecosystem services in a social–ecological system of southwestern Ethiopia. Landscape Ecol 36, 373–391. https://doi.org/10.1007/s10980-020-01170-x

Singh, G., Singh, B., 2017. Biomass Equations and Assessment of Carbon Stock of Calligonum polygonoides L., a Shrub of Indian Arid Zone. Current Science 112, 2456. https://doi.org/10.18520/cs/v112/i12/2456-2462

Soliveres, S., Maestre, F.T., Eldridge, D.J., Delgado-Baquerizo, M., Quero, J.L., Bowker, M.A., Gallardo, A., 2014. Plant diversity and ecosystem multifunctionality peak at intermediate levels of woody cover in global drylands. Global Ecology and Biogeography 23, 1408–1416. https://doi.org/10.1111/geb.12215

Stanturf, J.A., Botman, E., Research Institute of Forestry 2, apt.17, Darkhan village, Tashkent region, Zanghiota district 111104, Uzbekistan, Kalachev, A., Altai Branch of the Kazakh Research Institute of Forestry and Agroforestmelioration, East Kazakhstan region, Ridder, Ostrovskii str., House 13/A, Republic of Kazakhstan, Borissova, Y., Department of Forest Resources and Game Management, Faculty of Forest, Soil Resources and Phytosanitary, Kazakh National Agrarian University, Abay av. 8, Almaty 050010, Republic of Kazakhstan, Kleine, M., International Union of Forest Research Organizations (IUFRO), Marxergasse 2,

A-1030 ViennaAustria, Rajapbaev, M., Forest Institute of National Academy of Sciences, Karagachevaya Roscha 15, 720015 Bishkek Kyrgyz Republic, Chyngozhoev, N., Forest Institute of National Academy of Sciences, Karagachevaya Roscha 15, 720015 Bishkek Kyrgyz Republic, Nyam-Osor, B., Department of Environmental and Forest Engineering, National University of Mongolia, Ulaanbaatar 14201, P.O. Box 412, Mongolia, 2020. Dryland Forest Restoration Under a Changing Climate in Central Asia and Mongolia. Mong. J. Biol. Sci. 18, 3–18. https://doi.org/10.22353/mjbs.2020.18.11

Sylvain, Z.A., Wall, D.H., 2011. Linking soil biodiversity and vegetation: Implications for a changing planet. American Journal of Botany 98, 517–527. https://doi.org/10.3732/ajb.1000305

Tarasewicz, N.A., Jönsson, A.M., 2021. An ecosystem model based composite indicator, representing sustainability aspects for comparison of forest management strategies. Ecological Indicators 133, 108456. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108456

Teff-Seker, Y., Orenstein, D.E., 2019. The 'desert experience': Evaluating the cultural ecosystem services of drylands through walking and focusing. People and Nature 1, 234–248. https://doi.org/10.1002/pan3.28

Thevs, N., Wucherer, W., Buras, A., 2013. Spatial distribution and carbon stock of the Saxaul vegetation of the winter-cold deserts of Middle Asia. Journal of Arid Environments 90, 29–35. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.10.013

Tölgyesi, C., Török, P., Hábenczyus, A.A., Bátori, Z., Valkó, O., Deák, B., Tóthmérész, B., Erdős, L., Kelemen, A., 2020. Underground deserts below fertility islands? Woody species desiccate lower soil layers in sandy drylands. Ecography 43, 848–859. https://doi.org/10.1111/ecog.04906

Tölgyesi, C., Valkó, O., Deák, B., Kelemen, A., Bragina, T.M., Gallé, R., Erdős, L., Bátori, Z., 2018. Tree–herb co-existence and community assembly in natural forest-steppe transitions. Plant Ecology & Diversity 11, 465–477. https://doi.org/10.1080/17550874.2018.1544674

Turdieva, M., Aleksandrovskiy, E., Kayimov, A., Mukanov, B., Saparmyradov, A., Akmadov, K., 2007. Forests in Central Asia: Current status and constraints, in: Lal, R., Suleimenov, M., Stewart, B.A., Hansen, D.O., Doraiswamy, P. (Eds.), Climate Change and Terrestrial Carbon Sequestration in Central Asia. London, UK.

Vialatte, A., Barnaud, C., Blanco, J., Ouin, A., Choisis, J.-P., Andrieu, E., Sheeren, D., Ladet, S., Deconchat, M., Clément, F., Esquerré, D., Sirami, C., 2019. A conceptual framework for the governance of multiple ecosystem services in agricultural landscapes. Landscape Ecol 34, 1653–1673. https://doi.org/10.1007/s10980-019-00829-4

Wang, D., Yu, X., Zhang, J., Jia, G., Zhang, H., Liu, Z., Hou, G., 2017. The impacts of Robinia pseudoacacia litter cover and roots on soil erosion in the Loess Plateau, China. Chemistry and Ecology 33, 528–542. https://doi.org/10.1080/02757540.2017.1332190

Wang, W., Wang, R., Yuan, Y., Du, N., Guo, W., 2011. Effects of salt and water stress on plant biomass and photosynthetic characteristics of Tamarisk (Tamarix chinensis Lour.) seedlings. Afr. J. Biotechnol. 10. https://doi.org/10.5897/AJB11.1864

Wei, X., Sritharan, S.I., Kandiah, R., Osterbergb, J., 2012. Allometric Equations for Predicting Above-ground Biomass of Tamarix in the Lower Colorado River Basin. Desert Plant 28.

White, R.P., Nackoney, J., 2003. Drylands, People, and Ecosystem Services: A Web-Based Geospatial Analysis. World Resources Institute, Washington, D.C.

Wickham, H., 2016. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis, Springer-Verlag. ed. New-York, NY.

World Nuclear Association, 2022. Uranium and Nuclear Power in Kazakhstan [WWW Document]. URL https://world-nuclear.org/information-library/country-profiles/countries-g-n/kazakhstan.aspx (accessed 9.1.22).

Wu, X., Zheng, X.-J., Mu, X.-H., Li, Y., 2021. Differences in Allometric Relationship of Two Dominant Woody Species Among Various Terrains in a Desert Region of Central Asia. Front. Plant Sci. 12, 754887. https://doi.org/10.3389/fpls.2021.754887

Xu, G.-Q., Yu, D.-D., Li, Y., 2017. Patterns of biomass allocation in Haloxylon persicum woodlands and their understory herbaceous layer along a groundwater depth gradient. Forest Ecology and Management 395, 37–47. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.03.037

Yang, H., Wang, Z., Tan, H., Gao, Y., 2017. Allometric models for estimating shrub biomass in desert grassland in northern China. Arid Land Research and Management 31, 283–300. https://doi.org/10.1080/15324982.2017.1301595

Zhaglovskaya, A.A., Chlachula, J., Thevs, N., Myrzagaliyeva, A.B., Aidossova, S.S., 2017. Natural Regeneration Potential of the Black Saxaul Shrubforests in Semi-Deserts of Central Asia - the Ili River Delta Area, SE Kazakhstan. Polish J. of Ecology 65, 352–368. https://doi.org/10.3161/15052249PJE2017.65.3.004

Zhang, R., Ma, X., Wang, M., Lv, H., Zhu, C., 2016. Effects of salinity and water stress on the physiological and ecological processes and plasticity of Tamarix ramosissima seedlings. Acta Ecologica Sinica 36, 433–441. https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2016.09.006

Zhang, Y., Zhang, D., Li, W., Li, Y., Zhang, C., Guan, K., Pan, B., 2020. Characteristics and utilization of plant diversity and resources in Central Asia. Regional Sustainability 1, 1–10. https://doi.org/10.1016/j.regsus.2020.08.001

Zhao, L., Li, W., Yang, G., Yan, K., He, X., Li, F., Gao, Y., Tian, L., 2021. Moisture, Temperature, and Salinity of a Typical Desert Plant (Haloxylon ammodendron) in an Arid Oasis of Northwest China. Sustainability 13, 1908. https://doi.org/10.3390/su13041908

Zhao, Y., Wu, J., He, C., Ding, G., 2017. Linking wind erosion to ecosystem services in drylands: a landscape ecological approach. Landscape Ecol 32, 2399–2417. https://doi.org/10.1007/s10980-017-0585-9

A partir des résultats des chapitres 2, 3 et 4, nous sommes à présent en mesure d'effectuer une évaluation multicritère de différents scénarios de compensation écologique. Dans le chapitre suivant, nous nous aidons d'un OAD développé pour cet objectif, et comparons plusieurs scénarios selon leur succès, leur fourniture potentielle de SE, la satisfaction des différents acteurs concernés par la compensation écologique vis-à-vis des SE, et l'acceptabilité sociale des résidents locaux.

Chapitre 5 - Evaluation multicritère de scénarios de compensation écologique d'implantations minières dans les zones arides d'Asie Centrale

Dans ce dernier chapitre de résultats, nous réalisons l'étape finale de notre cadre méthodologique, et nous cherchons à répondre à la dernière question de recherche sous-jacente de notre thèse : « finalement, quel(s) scénario(s) pourrai(en)t compenser la perte des services écosystémiques liée aux activités minières, tout en étant accepté(s) socialement et faisable(s) techniquement ? » (**Q4**). Pour ce faire, nous évaluons différents scénarios de compensation écologique en fonction de : leur succès (réussite des scénarios en fonction des conditions environnementales et socioéconomiques ; ce critère vérifie, dans l'exemple d'une plantation compensatoire, combien d'individus de l'espèce A pourraient s'établir dans le site de compensation B en fonction de variables environnementales (végétation déjà présente, etc.) et socioéconomiques (proximité des villages et risque de pâturage, etc.)), leur fourniture potentielle en SE par rapport au niveau requis par le NNL, la satisfaction des différents acteurs selon les SE apportés, et l'acceptabilité sociale (**O4**). Pour renseigner ces critères, nous mobilisons ainsi les résultats issus des chapitres 2, 3 et 4. Ainsi, ce chapitre peut être considéré comme une synthèse des trois autres chapitres de résultats.

Il est également écrit au format article, pour une question de cohérence au sein du manuscrit. Contrairement aux chapitres 3 et 4, il ne sera *a priori* pas soumis en l'état. Les définitions de la compensation écologique, des services écosystémiques ou encore de l'acceptabilité sociale ne sont pas répétées dans son introduction, mais sont disponibles dans le **chapitre 1** et les chapitres de résultats.

Il s'agit d'un chapitre de modélisation, de paramétrisation et d'évaluation multicritère de scénarios théoriques de compensation écologique : certaines parties de méthodes étaient très longues. Pour rendre ce chapitre plus lisible, quelques-unes ont été résumées, mais tout le détail est disponible dans les Annexes.

Bonne lecture !

Evaluation multicritère de scénarios de compensation écologique d'implantations minières dans les zones arides d'Asie Centrale

Résumé

Les outils d'aide à la décision (OAD) ajoutent de la crédibilité aux processus décisionnels pour l'aménagement du territoire, donc également à la conception de certaines mesures compensatoires. Certains outils sont multicritères et cherchent des compromis entre différents objectifs. L'approche par services écosystémiques (SE) dans l'aménagement du territoire est considérée prometteuse car elle guiderait les décisions vers des compromis entre objectifs écologiques et nécessités socio-économiques. Il existe de nombreux outils et modèles pour estimer les SE, et certains outils ont également déjà été développés pour la compensation, par exemple vis-à-vis du *No Net Loss* (NNL) de biodiversité, de l'équivalence écologique ou le choix de site. Dans le cadre de la compensation écologique en Asie Centrale, nous avons développé un OAD dont les critères sont : le succès, le niveau de SE fourni, le niveau de satisfaction des parties prenantes vis-à-vis des SE apportés et l'acceptabilité sociale. L'outil a été développé sur le logiciel d'analyses statistiques R, mais ne demande aucune compétence spécifique en statistiques, et est complètement paramétrable par l'utilisateur via un tableur Excel. Nous l'avons utilisé dans le cadre d'une mine d'uranium dans le sud du Kazakhstan, où la compensation se fait par plantation forestière. Nous avons comparé différents scénarios de compensation (plantation, culture fourragère, point d'eau, réserve naturelle) et avons constitué un « scénario combiné » à partir de plusieurs des scénarios évalués, qui doit contrebalancer toutes les pertes de SE. Il peut également maximiser l'acceptabilité sociale et la satisfaction des différentes parties prenantes. Les résultats obtenus suggèrent qu'un scénario combiné peut compenser la plupart des SE par rapport à une méthode classique de plantation forestière, mais que certains SE ne sont pas compensables. En outre, pour arriver au NNL d'un maximum de SE, le scénario combiné serait probablement bien plus lourd qu'un scénario classique en termes financier, de planification, d'entretien et de suivi. Notre OAD et sa paramétrisation, notamment, présentent encore quelques limites, et l'outil n'a pas encore été validé à partir d'autres données que les nôtres. Néanmoins, il a pour but d'être amélioré, notamment par l'intégration d'un cas d'étude similaire en Mongolie.

Mots-clés : compensation écologique, aide à la décision, multicritère, services écosystémiques, acceptabilité sociale

5.1. Introduction

Les outils d'aide à la décision (OAD) peuvent rendre les processus décisionnels plus crédibles, surtout s'ils sont bien testés et documentés (Bagstad *et al.*, 2013). Certains d'entre eux sont des outils d'évaluation multicritère qui permettent d'atteindre des compromis entre différents objectifs et d'explorer des scénarios alternatifs (Gonzalez-Redin *et al.*, 2016). Par exemple, l'évaluation multicritère peut aider à trouver un compromis entre utilisation non

excessive des ressources naturelles d'un territoire et conservation des services écosystémiques (SE) qu'il fournit. L'intégration des SE dans l'aménagement du territoire est d'ailleurs considérée comme une approche prometteuse pour concilier objectifs écologique et socio-économique (Grêt-Regamey *et al.*, 2017a), et pour améliorer les décisions de gestion des ressources naturelles (Wainger *et al.*, 2010). La compensation écologique, selon sa forme, peut être considérée comme un aménagement du territoire, et il est justement de plus en plus considéré que les SE devraient être pris en compte lors de sa conception et de sa mise en œuvre (Griffiths *et al.*, 2019 ; Jacob *et al.*, 2016 ; Moilanen et Kotiaho, 2018 ; Sonter *et al.*, 2018).

Les outils pour intégrer les SE dans les processus décisionnels sont nombreux et variés (Grêt-Regamey *et al.*, 2017b). Le modèle InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*, voir Natural Capital Project (2022)) semble être l'un des plus connus. Il s'agit d'un outil en libre accès développé sous le *Natural Capital Project* (Crossman *et al.*, 2013 ; Daily *et al.*, 2009 ; Vorstius et Spray, 2015) et qui inclut des modèles séparés pour l'évaluation de différents SE (Crossman *et al.*, 2013). Il renseigne la distribution spatiale de la fourniture des SE à travers un paysage, et peut indiquer une priorisation et différentes méthodes de gestion (Hou *et al.*, 2013). Les résultats sont quantitatifs, monétaires ou non (Vorstius et Spray, 2015). D'autres outils et modèles existent, comme SolVES (*Social Values for Ecosystem Services*) (Sherrouse *et al.*, 2011), qui évalue et cartographie les valeurs sociales des écosystèmes (Crossman *et al.*, 2013 ; Sherrouse *et al.*, 2011). Polyscape (Jackson *et al.*, 2013) est quant à lui un outil SIG (Système d'Information Géographique) qui peut fournir une évaluation spatialement explicite d'un ensemble de SE à l'échelle paysagère et qui explore les synergies et les compromis entre SE (Jackson *et al.*, 2013). L'outil Viva Grass (*Integrated tool to ensure viability of grasslands* : voir Vinogradovs *et al.* (2020)) est un OAD spatialement explicite pour améliorer les modes de gestion des prairies semi-naturelles, en désignant par exemple les zones où des mesures de restauration sont nécessaires, et d'autres ou du suivi et de l'entretien sont suffisants (Vinogradovs *et al.*, 2020). Nyelele *et al.* (2022) utilisent l'indice de priorisation *i-Tree Landscape* pour considérer les SE fournis par les arbres et les coûts de plantation et d'entretien, tout en apportant une répartition équitable de la couverture arborée dans le Bronx (New York, Etats-Unis) (Nyelele *et al.*, 2022). Bagstad *et al.* (2013) ont fait la revue de 17 OAD pour la quantification et l'évaluation des SE, et Grêt-Regamey *et al.* (2017b) sur 68 OAD qui intègrent les SE dans les processus décisionnels : se référer à leurs études pour une revue détaillée. Beaucoup de ces outils, modèles et logiciels requièrent l'utilisation de données spatialisées.

Différents OAD ont également déjà été développés et utilisés pour la compensation écologique : BioMetric, pour approuver ou non une défriche en Australie selon si la valeur de conservation de l'écosystème est compensable ou non (Gibbons *et al.*, 2009, 2005) ; le modèle

MaxEnt (*Maximum Entropy Method*) (Phillips *et al.*, 2006) utilisé par Kujala *et al.* (2015) pour quantifier les pertes régionales de biodiversité en Australie dues aux mines, puis pour choisir entre protéger la végétation existante, restaurer des zones dégradées ou une combinaison des deux ; l'outil Marxan (*Marine Reserve Design using Spatially Explicit Annealing*), développé par Ball et Possingham (2000), pour déterminer des sites potentiels de compensation et leur étendue spatiale nécessaire et appropriée (Ball et Possingham, 2000 ; Kiesecker *et al.*, 2009) ; un outil développé en Nouvelle Zélande pour concevoir et évaluer des scénarios de compensation vis-à-vis de l'atteinte du *No Net Loss* (NNL) de biodiversité, en mesurant des attributs de biodiversité (couverture de végétation native, nombre d'individus forestiers, etc.) pré- et post-impact puis pré- et post-compensation (Maseyk *et al.*, 2016). Concernant la considération des SE dans les OAD liés à la compensation écologique, nous avons identifié la méthode *SCP* (*Spatial Conservation Priorization*) utilisée par Moilanen *et al.* (2020) pour tenter d'atteindre l'équivalence écologique. Elle intègre des données sur la biodiversité et les SE pour concevoir et analyser la compensation en fonction des pertes et des gains liés aux différents scénarios (Moilanen *et al.*, 2020). Elle considère également la temporalité et les incertitudes sur les résultats des mesures compensatoires (Moilanen *et al.*, 2020). Par ailleurs, le logiciel OPAL (*Offset Portfolio Analyzer and Locator*, voir Mandle *et al.* (2015)), libre d'accès, a pour but de mieux intégrer la biodiversité et les SE dans les évaluations d'impacts et les mesures d'atténuation (Mandle *et al.*, 2016). Il évalue les impacts, facilite la sélection d'options d'atténuation et considère à la fois les aspects socio-économiques et écologiques du territoire (Mandle *et al.*, 2016).

Bien que tous ces OAD existent déjà, nous cherchons à évaluer des scénarios de compensation écologique dans les zones arides d'Asie Centrale selon des critères bien précis. En effet, les critères souhaités sont ceux étudiés à travers les **chapitres 2, 3** et **4** de ce manuscrit. Nous souhaitons donc que les scénarios de compensation soient évalués selon **la fourniture en SE d'intérêt** (**chapitre 4**), l'**acceptabilité sociale** des scénarios de compensation (**chapitre 3**) ainsi que la **satisfaction des différentes parties prenantes vis-à-vis des SE apportés** par la compensation écologique (**chapitre 2**), et le **coût économique**. A cela est ajouté un critère qui évalue si le scénario de compensation écologique est **réalisable** ou non, par rapport à des contraintes environnementales et sociales, et qui quantifie **le succès** de la compensation. L'outil développé dans cette étude comporte donc des paramètres de dimensions biologiques, sociales, culturelles et économiques : pour inclure les SE dans les décisions d'aménagement, il faut considérer les besoins et les intérêts des bénéficiaires potentiels (Albert *et al.*, 2014), mais également comprendre et intégrer les modèles biophysiques de l'écosystèmes (Daily *et al.*, 2009) et les processus et fonctions écosystémiques (Vorstius et Spray, 2015) qui donnent lieu aux SE. Nous souhaitons également que l'OAD ainsi développé soit facilement paramétrable et utilisable

par les futurs utilisateurs, les ressources humaines de l'entreprise Orano. A travers le développement d'un OAD multicritère pour l'évaluation des scénarios de compensation écologique dans les zones arides d'Asie Centrale, et son utilisation dans le cas d'étude dans le district minier de Sozak au Kazakhstan, nous cherchons spécifiquement à :

(i) Comparer différents scénarios de compensation écologique entre eux, incluant certaines des pratiques proposées dans le **chapitre 3** : plantation, culture fourragère, point d'eau, réserve naturelle, selon les critères énoncés ;
(ii) Estimer les pertes de SE dues à la mine et construire un scénario combiné, constitué de plusieurs scénarios de compensation, afin d'atteindre théoriquement le NNL de SE ;
(iii) Comparer le scénario combiné et le scénario classique/requis de compensation écologique au Kazakhstan, à savoir une plantation forestière sur deux fois la surface du permis d'exploitation (*Republic of Kazakhstan*, 2021) en fonction des critères énoncés.

Le développement de l'OAD, qui intègre donc la possibilité de compensation par plantation d'espèces pérennes et/ou ligneuses, s'appuie sur une hypothèse forte selon laquelle cette végétation et ses caractéristiques (composition, densité, etc.) affectent l'écosystème, et donc la fourniture des SE. Les forêts et zones arbustives des zones arides sont en effet à l'origine de diverses fonctions écosystémiques (Stanturf *et al.*, 2020). Plus spécifiquement, les ligneuses sont considérées comme des espèces ingénieures, affectant les paramètres environnementaux des écosystèmes, leur biodiversité et leurs fonctions (Tölgyesi *et al.*, 2020). En effet, dans les zones arides et semi-arides, la végétation arborée facilite l'installation d'autres espèces (Maestre *et al.*, 2021), par la création d'îlots de fertilité (Costantini *et al.*, 2016 ; Tölgyesi *et al.*, 2020) et d'un microclimat (Tölgyesi *et al.*, 2020) sous la couverture arborée et arbustive. Les espèces ligneuses sont également capables de fixer le carbone de manière permanente dans les massifs sableux (Schmidt, 2017). Celles qui sont présentes dans notre zone d'étude : *Haloxylon* spp., *Tamarix* spp. et *Calligonum* spp., affectent positivement les sols et d'autres propriétés des écosystèmes (Zhang *et al.*, 2020). Le saxaul (*Haloxylon* spp.), par exemple, est une espèce arbustive clé des zones désertiques, qui stabilise les dunes, prévient l'érosion (Khaulenbek *et al.*, 2018 ; Schmidt, 2017) et fournit un microclimat ombragé pour les autres espèces animales et végétales (Schmidt, 2017). Outre cette hypothèse, nous devons également considérer que la relation entre végétation pérenne et fourniture de SE sera la même en conditions plantées (scénarios de compensation écologique) qu'en conditions naturelles (résultats du **chapitre 4**) pour paramétrer l'OAD.

5.2. Matériels et méthodes

5.2.1. Eléments d'information préalables pour la compréhension de l'outil d'évaluation des scénarios de compensation écologique

Pour développer l'OAD (aussi appelé « outil » ou « outil d'évaluation ») nous avons utilisé nos connaissances issues des terrains en Mongolie et au Kazakhstan. Par exemple, le fait qu'un nombre réduit d'espèces arbustives puisse être renseigné est dû au fait que nous n'observions jamais plus de trois espèces arbustives différentes sur nos placettes d'inventaire (étude menée en Mongolie en 2019 et **chapitre 4**). La prise en compte de l'impact du pâturage est issue d'une étude de la banque mondiale (Mülhenberg *et al.*, 2006) démontrant l'impact du pâturage sur les plantations de saxaul en Mongolie, ensuite abordé lors d'une étude menée en Mongolie en 2019 à partir de données sur la distance parcourue par le bétail autour des campements.

L'outil est fait de telle manière qu'il puisse être utilisé par Orano pour les sites au Kazakhstan, mais aussi pour leurs sites en Ouzbékistan et en Mongolie. Ainsi, il laisse de la liberté à l'utilisateur pour définir les données et les paramètres d'entrée qui seront spécifiques aux pays, qu'il s'agisse de données biologiques (végétation initiale, etc.), sociales (village, campements, acceptabilité sociale, etc.) ou économiques (coût des pratiques, etc.).

5.2.2. Modèle conceptuel et fonctionnement général de l'outil d'évaluation des scénarios de compensation écologique

L'outil d'évaluation est composé de différents modules de calcul accompagnés de tableaux de données et de paramètres. Dans cette section, le code couleur suit celui de la **Figure 1**, qui détaille le fonctionnement de l'outil à travers ses **données et paramètres d'entrée**, ses **modules de calcul** et les différentes **évaluations** qui en sont issues. Les données et paramètres d'entrée, ci-après appelés **inputs**, sont au nombre de neuf (**Figure 1**) et regroupés dans un tableur Excel. Les **calculs** sont réalisés sur le logiciel R (R Core Team, 2022) via cinq codes écrits par S. Taugourdeau (CIRAD), et disponibles en **Annexe 5.1**. Les différentes évaluations sont nos **outputs** qui permettront une évaluation et une comparaison multicritère de différents scénarios de compensation écologique. Chaque output prendra la forme d'un nouveau tableur. Ci-après, nous décrivons le fonctionnement général de l'outil.

Le modèle se base sur **une zone,** un espace avec des caractéristiques initiales avant la mise en place de la compensation (**Figure 1**). Elle est définie par une surface et une distance au village le plus proche, et également par un état initial en termes de densité de végétation pérenne,

ligneuse ou non. Elle est aussi caractérisée par son potentiel de compensation écologique, qui correspond à sa compatibilité avec les espèces végétales qui pourraient être intégrées dans les scénarios de compensation de type plantation ou culture. Par sa végétation et sa localisation dans le paysage, la zone fournie aussi un certain niveau de **SE initiaux** (**Figure 1**).

Une **pratique** correspond à une action, et peut être de plusieurs types : défrichage dans le cas de la mise en place de la mine par exemple, ou une plantation, la mise en place d'une culture fourragère, etc. Le type pratique considéré affecte les paramètres spécifiques à la pratique comme la densité de plantation et le taux de survie des plantules dans le cas d'une compensation par plantation forestière par exemple, ainsi qu'une note d'acceptabilité sociale (**chapitre 3**) et un coût économique à l'hectare (**Figure 1**).

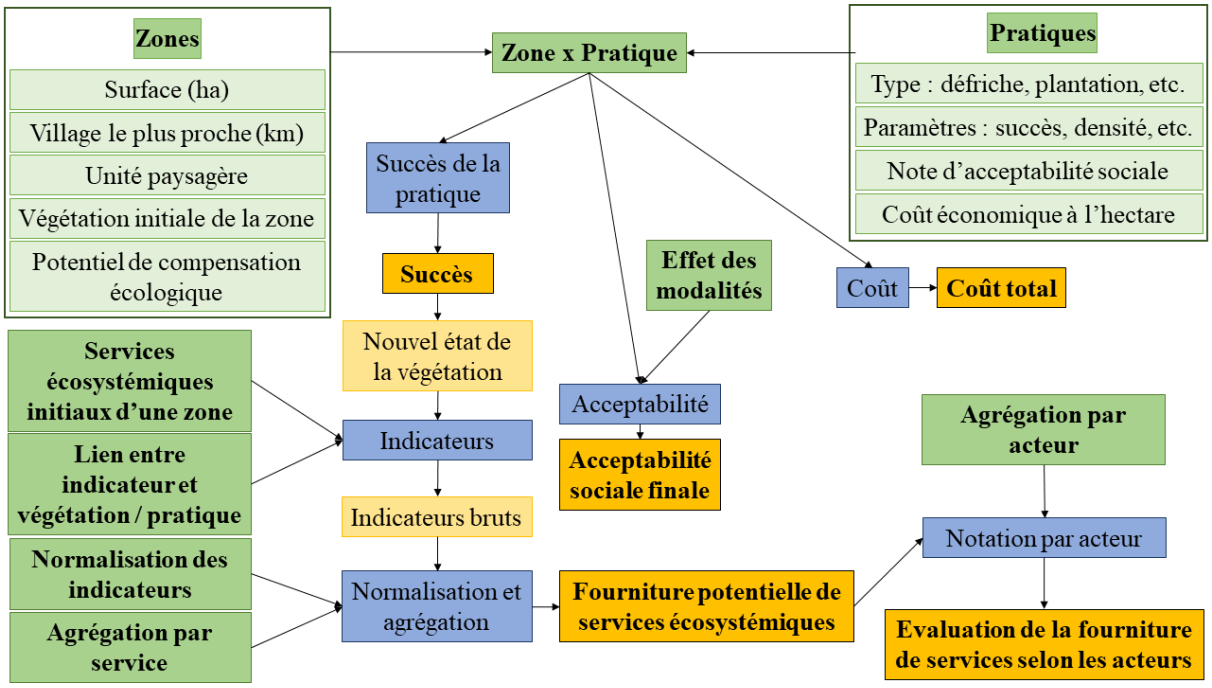


Figure 1. Modèle conceptuel de l'outil. Les modules de calcul (en bleu) reposent sur des inputs (en vert) pour le calcul des outputs (orange) pour un scénario de compensation écologique. Certains calculs reposent également sur des données intermédiaires (jaune, non gras) issues des calculs et non présentes dans les données et paramètres d'entrée

L'utilisateur choisit d'assigner une pratique à une zone (**Zone x Pratique**) (**Figure 1**). Dès lors, une suite de calculs est effectuée à partir des informations sur la zone et sur la pratique. Le **succès** de la pratique est calculé pour la zone choisie, et permet de définir le **nouvel état de la végétation** après mise en place de la pratique (**Figure 1**).

Le nouvel état de la végétation combiné au type de la pratique permet de calculer les **indicateurs de SE bruts** fournis après mise en place de la pratique (**Figure 1**). En effet, certains

indicateurs sont liés à la végétation et d'autres non (voir **chapitre 4**). Ces derniers dépendent donc du type de pratique choisie et non aux caractéristiques de la végétation.

Les indicateurs de SE bruts doivent être agrégés pour produire une évaluation des SE. La première étape est la normalisation des indicateurs (valeurs entre 0 et 1), et la seconde une agrégation par SE selon une moyenne pondérée. Cette étape du calcul est permise grâce à des paramètres d'entrée sur la **normalisation de chaque indicateur** et leur **agrégation pour chaque SE** (**Figure 1**). Ainsi sont calculés les indicateurs composites par SE, témoin de la **fourniture de chaque SE d'intérêt** (**Figure 1**).

A partir d'une **agrégation des SE par type d'acteur** - qui doit témoigner des préférences de chaque type d'acteur pour les SE fourni (**chapitre 2**) - une **évaluation de la satisfaction par type d'acteur** est effectuée (**Figure 1**) afin d'intégrer les attentes de ces derniers en termes de SE.

Pour le calcul final de l'acceptabilité sociale, l'outil prend en compte la note d'acceptabilité sociale initiale et intègre l'input d'**acceptabilité de certaines modalités** pour calculer le **niveau d'acceptabilité sociale final** (**Figure 1**) : en fonction du type de pratiques, l'outil prend en compte la surface ou la distance au village de la zone de compensation – deux modalités discutées lors de l'évaluation de l'acceptabilité sociale (voir **chapitre 3**) - et augmente ou diminue la note initiale selon leur valeur.

Enfin, à partir de la zone et la pratique, le **coût économique total** est calculé (**Figure 1**).

5.2.3. Description détaillée du fonctionnement de l'outil d'évaluation des scénarios de compensation écologique et de ses modules de calcul

Cette partie décrit précisément le fonctionnement de l'outil d'évaluation des scénarios de compensation écologique, notamment les calculs qui permettent de passer des inputs aux outputs. Les variables de chaque input y sont décrites ainsi que les suites de calcul effectuées dans R (R Core Team, 2022). Toute la partie et ses explications détaillées sont disponibles en **Annexe 5.2**.

5.2.4. Paramétrage des données d'entrée de l'outil d'évaluation des scénarios de compensation écologique

Cette partie a pour objectif de détailler le paramétrage des inputs effectué pour ce chapitre. Chaque choix et chaque méthode utilisée pour renseigner les variables de chaque input

sont décrits. Dans ce chapitre, nous paramétrons les inputs en fonction de nos données issues du terrain au Kazakhstan et de leurs analyses. Lorsque les données ne sont pas disponibles, nous essayons de nous baser sur la littérature existante. Lorsqu'aucune de ces deux options n'est possible, nous devons choisir des valeurs, qui doivent bien entendu rester pertinentes. Gardons donc à l'esprit que les différents inputs s'appuient au maximum sur des données réelles, mais que les scénarios évalués sont pour le moment théoriques : certaines valeurs ne seront pas encore assez précises, et parfois choisies par défaut.

Le paragraphe **5.2.4.1** qui suit est un résumé succinct des différentes méthodes et logiques suivies pour la paramétrisation : par souci de lisibilité, les détails précis sur la paramétrisation de l'outil ne sont pas décrits dans le corps principal de cette section. Toutefois, ils sont disponibles dans l'**Annexe 5.3**. C'est cette Annexe qui détaille dans l'ordre, et avec précision : le paramétrage des zones, des pratiques, des indicateurs de SE initiaux des zones, des liens entre indicateurs de SE et végétation, ou entre indicateurs SE et pratiques, des minimums et maximum des indicateurs de SE pour leur normalisation, des poids attribués à chaque indicateur pour leur agrégation par SE, de l'agrégation des SE par type d'acteurs, et des effets des modalités distances et surface sur l'acceptabilité sociale (**Annexe 5.3**)

Les données d'inventaires, de mesures, etc. utilisées pour renseigner certaines variables liées à la végétation et aux indicateurs de SE sont disponibles en **Annexe 4.1 du chapitre 4** et en **Annexe 5.4 de ce chapitre**.

5.2.4.1. Logiques et méthodes générales pour la paramétrisation des données d'entrée

5.2.4.1.1. Les zones

Onze zones ont été paramétrées (Z1 – Z11, disponibles en **Annexe 5.5**) : deux par unité paysagère naturelle étudiée (piémonts, steppe, désert de Muyunkum qui comporte les hauts de dunes et pentes et les cuvettes, zone salée et zone de transition sableuse), et une troisième dans le désert de Muyunkum qui correspondra à la mine. Pour **les espèces présentes initialement** dans la zone, nous avons choisi de renseigner les espèces des strates arbustive et intermédiaire identifiées comme d'intérêt dans les **chapitres 2, 3** et **4** et sur lesquelles nous avions un minimum de données d'inventaire : *Haloxylon persicum* (C.A. Mey.) Bunge, *Haloxylon ammodendron* (C.A. Mey) Bunge, *Tamarix* spp., *Calligonum* spp., *Artemisia* spp., et *Alhagi pseudalhagi* (M. Bieb) Desv. La dernière espèce d'intérêt est le trèfle (*Trifolium* spp. ou *Melilotus officinalis* (L) Lam. ?[41]), important pour le fourrage cultivé (**chapitre 2, chapitre 3**). La **potentialité de compensation**

[41] Espèce à confirmer : s'il s'agit de *M. officinalis*, bien que son nom vernaculaire anglais soit *yellow sweet clover*, le nom en français est mélitot officinal ou mélitot jaune, et non trèfle. Nous gardons le terme « trèfle » dans le manuscrit, car c'était celui employé lors des entretiens.

écologique des zones (entre 0 et 10 : l'espèce ne poussera pas si la note est de 0, tandis qu'une note de 10 indique des conditions de croissance parfaites) pour chacune de ces espèces est calculée en considérant leur couverture moyenne (%) dans leur strate et dans l'unité paysagère qui correspond à la zone de compensation. La **densité initiale** (nombre d'individus/ha) de chaque espèce arbustive est issue de la densité moyenne de la strate arbustive et de la composition moyenne de l'espèce dans l'unité paysagère considérée. La **densité maximale** (nombre d'individus/ha) est quant à elle estimée à partir du maximum de densité inventoriée dans l'unité paysagère correspondant à la zone de compensation.

Les autres variables : distance au village le plus proche (km), surface (ha), potentialité des zones pour la culture du trèfle, couverture initiale et maximale (%) de la strate inférieure et intermédiaire, impact du pâturage et distance parcourue par le bétail (km) sont spécifiques aux zones et leurs unités paysagères respectives. Les logiques suivies pour leur paramétrisation sont précisées dans la **partie 1/ de l'Annexe 5.3**.

5.2.4.1.2. Les pratiques

Neuf pratiques ont été paramétrées (P1 – P9, tableau disponible en **Annexe 5.6**). Les grands types de pratiques sont : la défriche (dans le cas d'une mine), la *baseline* (pas de modification de la végétation, ni d'aménagement), la culture fourragère, le point d'eau, la réserve naturelle et la plantation. Cette dernière comporte quatre sous-pratiques (P3 – P6, voir **Annexe 5.6**) définies par leurs modalités (espèces, monospécifique ou plurispécifique, densité de plantation, mise en place de clôtures ou non) : plantation de 3 000 saxauls blancs/ha, plantation de 3 000 saxauls noirs/ha, plantation de 3 000 saxauls noirs/ha et clôturée, et plantation plurispécifique de saxauls blancs, saxauls noirs, *Tamarix* spp. et *Calligonum* spp à 500 individus/ha chacun. La densité de 3 000 individus/ha est une densité de plantation *a priori* proche de ce qui est demandé en Asie Centrale.

La **survie des plantations ou culture** (%) des espèces d'intérêt est si possible déterminé en calculant les moyennes de valeurs issues de la littérature (réalisé pour *Haloxylon* spp. (Mülhenberg *et al.*, 2006 ; Salmukhanbetova *et al.*, 2021 ; Song *et al.*, 2021 ; Zhang *et al.*, 2016 ; Zhu et Jia, 2011), *Tamarix* spp. (Byambadorj *et al.*, 2021 ; Cao et Song, 2012 ; Zhang *et al.*, 2016) et *Calligonum* spp. (Fan *et al.*, 2018 ; Zhang *et al.*, 2016)). Pour les autres espèces, des valeurs par défaut doivent être indiquées (voir **Annexe 5.6**). Les **notes d'acceptabilité sociale initiales** sont issues des résultats du **chapitre 3** et adaptées aux modalités des pratiques (par exemple, une pratique de type culture qui considère la plantation d'une autre espèce que le trèfle ou le maïs – les espèces favorites - voit sa note initiale diminuer : voir **chapitre 3**).

Nous n'avons pas réalisé d'étude économique des pratiques donc dans ce chapitre, les **coûts fixes et variables** sont nuls. Nous n'intégrerons donc pas le coût dans l'évaluation multicritère dans cette étude, mais dans le futur, tout autre utilisateur pourra bien sûr renseigner ces variables et intégrer ce critère.

La **partie 2/ de l'Annexe 5.3** est riche en détail et justifie également chacune des pratiques paramétrées.

5.2.4.1.3. Les indicateurs de services écosystémiques initiaux par zone

Les indicateurs de SE initiaux pour chaque zone sont issus de leurs valeurs moyennes dans l'unité paysagère qui inclut la zone de compensation. Le tableau des valeurs initiales des indicateurs de SE est disponible en **Annexe 5.7**. Pour rappel, les SE ciblés et étudiés dans notre cas d'étude sont : les animaux élevés et leurs produits, à partir des plantes sauvages pâturées par les animaux d'élevage et des plantes cultivées pour le fourrage, les plantes sauvages pour l'énergie, les plantes sauvages pour l'alimentation, les fibres et autres parties des plantes sauvages utilisées pour un usage direct ou non (usages médicinaux), le contrôle des taux d'érosion, la régulation de la qualité des sols (nous utilisons le terme de régulation de la qualité des sols par souci de cohérence avec la typologie CICES (2018). Dans la pratique, nous nous focalisons sur la salinité, tout comme dans le **chapitre 4**. Plus exactement, il s'agit en fait de la réduction de la salinité des sols), la régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans, le maintien des populations et des habitats, les caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur d'existence, les caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur de leg, et les caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique (**chapitre 4**).

5.2.4.1.4. Les liens entre indicateurs de services écosystémique, végétation et pratiques

Pour chaque indicateur de SE est renseignée une relation de type $Y = aX + b$ avec Y l'indicateur de SE après la mise en place d'une pratique, et X une caractéristique de la végétation (volume occupé par la strate arbustive (m^3/ha), couverture de la strate arbustive (%) ou composition en *Calligonum* spp., voir **chapitre 4**), ou bien le niveau d'indicateur de SE initial si la relation entre l'indicateur et la végétation n'a pas été démontrée (**chapitre 4**). Pour les sept indicateurs de SE : houppier moyen de la strate arbustive (m^2), masse de litière sèche (kg/ha), carbone stocké dans la biomasse arbustive (kg/ha), volume de bois (m^3/ha), nombre d'arbres morts (nombre d'individus/ha), couverture des espèces d'intérêt pour l'énergie (%) et volume moyen de sol retenu par la végétation (cm^3), nous pouvons renseigner la variable de végétation X ainsi que les coefficients a et b (voir **chapitre 4**). Pour tous les autres indicateurs, les coefficients a et b dépendent du type de pratique : par exemple, la pratique défriche implique des coefficients

a et b nuls pour les indicateurs liés à la végétation, tandis que la pratique réserve naturelle a un impact positif sur les indicateurs du SE maintien des populations et des habitats notamment.

Le tableau des valeurs de tous les coefficients est disponible en **Annexe 5.8**. La **partie 4/ de l'Annexe 5.3** détaille les choix, par pratique, des coefficients pour les indicateurs qui n'étaient pas significativement liés aux variables indicatrices de végétation (**chapitre 4**), et les tests statistiques parfois effectués pour leur attribuer une valeur (voir les **Annexe 5.9** et **5.10**).

5.2.4.1.5. La normalisation des indicateurs de services écosystémiques

La normalisation des indicateurs de SE nécessite d'indiquer la valeur minimale et maximale prise par chaque indicateur (après normalisation, le minimum deviendra 0 et le maximum deviendra 1, voir **Annexe 5.2**). Les valeurs indiquées sont issues des valeurs minimales et maximales inventoriée ou calculées pour chaque indicateur de SE (**chapitre 4**). Du paramétrage au cas-par-cas a parfois été nécessaire (par exemple, certains indicateurs participaient négativement à la fourniture d'un SE : nous avons dû inverser la valeur minimale et la valeur maximale, etc.).

Le tableau de l'input normalisation des indicateurs de SE est présenté en **Annexe 5.11** et tous les détails des choix des valeurs minimales et maximales sont disponibles dans la **partie 5/ de l'Annexe 5.3.**

5.2.4.1.6. L'agrégation des indicateurs par service écosystémique

Chaque service écosystémique ciblé dans notre étude est composé d'un ou plusieurs indicateurs pour son évaluation (**chapitre 4**). L'agrégation de ces indicateurs par SE nécessite une étape de pondération des indicateurs. Le paramétrage des poids des indicateur par SE pour l'input d'agrégation par SE est disponible en **Annexe 5.12**. Certains SE ne sont composés que d'un indicateur (**chapitre 4**) : son poids est donc de 1. Si deux indicateurs seulement composent un SE (**chapitre 4**), alors ces indicateurs ont tous deux un poids de 0,5 (Silva-Olaya *et al.*, 2022). Pour tous les autres indicateurs, nous effectuons une Analyse en Composantes Principales (ACP), communément utilisée pour la pondération des indicateurs en vue de leur agrégation (Biswas *et al.*, 2022 ; Blanc *et al.*, 2008 ; Kearney *et al.*, 2019 ; Silva-Olaya *et al.*, 2022). La pondération par ACP comporte plusieurs étapes réalisées grâce au logiciel R (R Core Team, 2022) et les package FactoMineR (Lê *et al.*, 2008) et psych (Revelle, 2023). Une ACP est effectuée par SE, et la pondération est issue des charges factorielles au carré de chaque indicateur sur les axes factoriels qui expliquent la majorité de la variance, ramenées à la somme unitaire.

La méthode employée est détaillée dans la **partie 6/ de l'Annexe 5.3**. Se référer également à l'**Annexe 5.13** et l'**Annexe 5.14** pour la sélection des axes qui expliquent la majorité de la variance, et pour visualiser les valeurs obtenues à chacune des étapes de la pondération par l'ACP pour chaque SE, pour mieux les comprendre. Les études de Lolli et Di Girolamo (2015), Nicoletti *et al.* (2000) pages 18-23 et OECD *et al.* (2008), pages 91-93, sont également des sources d'informations précises pour cette méthode.

5.2.4.1.7. L'agrégation des services écosystémiques par type d'acteur

Chaque SE issu de la précédente agrégation est également pondéré en fonction des attentes des différents types d'acteurs impliqués ou concernés par la compensation écologique. Dans notre étude au Kazakhstan, il n'y avait pas de différences significatives entre les différents types de parties prenantes locales (des villages de Taukent, Syzgan, Sholakkorgan, Kumkent, Stepnoy, Zhuantobe, Tasty et Shu, voir **chapitre 2**). Elles sont donc regroupées dans le groupe « acteurs locaux ». Le deuxième type d'acteur sont les « acteurs miniers », qui comprennent les personnes travaillant chez Orano et KATCO. Pour l'agrégation par type d'acteur, nous devons attribuer des poids aux SE en fonction des acteurs. Pour les acteurs locaux, nous nous référons aux mentions de SE issus des enquêtes de la **première partie du chapitre 2**. Pour les acteurs miniers, nous utilisons les pourcentages de mentions issues des **résultats complémentaires du chapitre 2**)**.** Les poids attribués par type d'acteur sont disponibles en **Annexe 5.15**.

5.2.4.1.8. Les modalités impactant l'acceptabilité sociale et la modification des notes initiales

Nous devons d'abord définir la modalité qui impacte la note d'acceptabilité sociale initiale, entre surface et distance. Si une distance/surface minimale est mieux acceptée, alors plus la distance/surface s'approche de sa valeur minimale acceptée, plus la note d'acceptabilité sociale sera changée positivement. A l'inverse, plus la distance/surface s'approche d'une valeur maximale au-delà de laquelle la pratique n'est plus acceptée, plus la note initiale sera impactée négativement. Le processus inverse s'applique si une surface/distance maximale est mieux acceptée. Nous nous basons sur les résultats du **chapitre 3** pour déterminer cela. Dans un second temps, nous paramétrons un impact positif sur la note initiale de +3 maximum, et un impact négatif de -3 maximum (**Annexe 5.16**). Si la distance/surface du scénario de compensation se situe entre la valeur la plus acceptée et la valeur la moins acceptée, l'impact sur la note suit une relation linéaire entre -3 et +3, ou entre +3 et -3.

Le paramétrage est disponible en **Annexe 5.16**. La **partie 8/ de l'Annexe 5.3** détaille le choix de la modalité impactante pour chaque type de pratique, et les valeurs minimum et maximum choisies pour cette modalité.

5.2.4.2. Scénarios testés à travers l'outil

Plusieurs scénarios de compensation écologique sont évalués. Un scénario combine une zone et une pratique, et est donc issu de l'input Zone x Pratique (**Figure 1**). Avec 11 zones et 9 pratiques, nous aurions pu évaluer un total de 99 scénarios. Afin d'être en mesure de représenter l'évaluation des scénarios dans nos résultats, nous avons sélectionné un sous-ensemble non exhaustif (**Tableau 1**) composé de scénarios nécessaires (mise en place d'une mine, *baselines* (état avant la mise en place de la mine), compensation telle que pratiquée actuellement, etc.), probables (culture fourragère dans les piémonts et la steppe, mais pas dans le désert de Muyunkum, pas de plantation de saxauls noirs dans le désert de Muyunkum car nous n'en n'y avions pas inventorié, etc.), ou pour être en mesure de comparer l'impact de certaines modalités (clôture, distance, etc.). Dans les prochaines sections, nous allons mentionner le terme de « plantation à grande échelle » et « à petite échelle ». La plantation à grande échelle est définie comme « une plantation d'arbres d'au moins 50 ha sur une seule parcelle ou une série de petites plantations, pouvant atteindre des centaines ou des milliers d'hectares, réparties sur différentes parcelles d'un même territoire » (Péroches *et al.*, 2022). Par opposition, nous considérons que les plantations à petite échelle ont une surface inférieure à 50 ha.

Tableau 1. Scénarios de compensation évalués via l'outil d'évaluation des scénarios de compensation écologique. Les scénarios sont séparés par type de pratique. Les codes reflètent le type de pratique, l'unité paysagère, la distance au village, l'espèce plantée le cas échéant, et une modalité supplémentaire le cas échéant et sont construits dans cet ordre. Les abréviations pour les pratiques sont données dans le tableau. Il y a une spécificité pour les plantations : PHG signifie plantation à grande échelle, et PHP plantation à petite échelle. Pour les unités paysagères : P = piémont, S = steppe, M = désert de Muyunkum, ZS = zone salée, TS = transition sableuse. Pour les espèces abrégées : sx = saxaul, trf = trèfle. Pour les modalités supplémentaires, C = clôture. Le code des scénarios incluant le point d'eau (E) n'indique par l'unité paysagère car ce n'est pas un paramètre important pour la pratique : par défaut, ils n'affectent pas la fourniture de SE, mais seulement l'acceptabilité sociale qui dépend de la distance au village

N°	Scénario	Code	Description du scénario
		Pratique défriche (DF)	
1	Z7 x P1	Mine	Scénario de mise en place d'une mine
		Pratique *baseline* (BS)	
2	Z1 x P2	BS1-P	Baseline de la zone 1 (piémonts)
3	Z2 x P2	BS2-P	Baseline de la zone 2 (piémonts)
4	Z3 x P2	BS3-S	Baseline de la zone 3 (steppe)
5	Z4 x P2	BS4-S	Baseline de la zone 4 (steppe)
6	Z5 x P2	BS5-M	Baseline de la zone 5 (désert de Muyunkum)
7	Z6 x P2	BS6-M	Baseline de la zone 6 (désert de Muyunkum)
8	Z7 x P2	BS7-M	Baseline de la zone 7 (désert de Muyunkum)
9	Z8 x P2	BS8-ZS	Baseline de la zone 8 (zone salée)

N°	Scénario	Code	Description du scénario
10	Z9 x P2	BS9-ZS	Baseline de la zone 9 (zone salée)
11	Z10 x P2	BS10-TS	Baseline de la zone 10 (zone de transition sableuse)
12	Z11 x P2	BS11-TS	Baseline de la zone 11 (zone de transition sableuse)
		Pratique culture fourragère (CF)	
13	Z1 x P7	CF-P-5-trf	Plantation de trèfle dans les piémonts à 5 km du village le plus proche
14	Z4 x P7	CF-S-5-trf	Plantation de trèfle dans la steppe à 5 km du village le plus proche
		Pratique point d'eau (E)	
15	Z2 x P8	E-0.5	Point d'eau à 0,5 km d'un village
16	Z5 x P8	E-50	Point d'eau à 50 km d'un village
17	Z11 x P8	E-30	Point d'eau à 30 km d'un village
		Pratique réserve naturelle (R)	
18	Z3 x P9	R-S-15	Réserve naturelle dans la steppe, à 15 km d'un village
19	Z5 x P9	R-M-50	Réserve naturelle dans le désert de Muyunkum, à 50 km d'un village
20	Z9 x P9	R-ZS-15	Réserve naturelle dans la zone salée, à 15 km d'un village
21	Z10 x P9	R-TS-35	Réserve naturelle dans la zone de transition sableuse, à 35 km d'un village
		Pratique plantation (PH)	
22	Z8 x P4	PH-ZS-0.5-sxnoir	Plantation de saxauls noirs dans la zone salée à 0,5 km d'un village
23	Z8 x P5	PH-ZS-0.5-sxnoir-C	Plantation de saxauls noirs clôturée dans la zone salée à 0,5 km d'un village
24	Z4 x P4	PH-S-5-sxnoir	Plantation de saxauls noirs dans la steppe à 5 km d'un village
25	Z4 x P5	PH-S-5-sxnoir-C	Plantation de saxauls noirs clôturée dans la steppe, sur une surface de 3 ha à 5 km d'un village
26	Z3 x P4	PHG-S-15-sxnoir	Plantation de saxauls noirs dans la steppe, sur une grande surface de plusieurs milliers d'ha et à 15 km d'un village
27	Z5 x P3	PHG-M-50-sxblanc	Plantation de saxauls blancs dans le désert de Myunkum, sur une grande surface de plusieurs milliers d'ha et à 50 km d'un village
28	Z9 x P4	PHG-ZS-15-sxnoir	Plantation de saxauls noirs dans la zone salée, sur une grande surface de plusieurs milliers d'ha et à 15 km d'un village

N°	Scénario	Code	Description du scénario
29	Z10 x P3	PHG-TS-35-sxblanc	Plantation de saxauls blancs dans la zone de transition sableuse, sur une grande surface de plusieurs milliers d'ha et à 35 km d'un village
30	Z10 x P4	PHG-TS-35-sxnoir	Plantation de saxauls noirs dans la zone de transition sableuse, sur une grande surface de plusieurs milliers d'ha et à 35 km d'un village
31	Z5 x P6	PHG-M-50-mixte	Plantation plurispécifique dans le désert de Muyunkum sur une grande surface de plusieurs milliers d'ha et à 50 km d'un village
32	Z9 x P6	PHG-ZS-15-mixte	Plantation plurispécifique dans la zone salée sur une grande surface de plusieurs milliers d'ha et à 15 km d'un village
33	Z10 x P6	PHG-TS-35-mixte	Plantation plurispécifique dans la zone de transition sableuse sur une grande surface de plusieurs milliers d'ha et à 35 km d'un village
34	Z6 x P3	PHP-M-20-sxblanc	Plantation de saxauls blancs dans le désert de Myunkum sur 10 ha et à 20 km d'un village
35	Z11 x P3	PHP-TS-30-sxblanc	Plantation de saxauls blancs dans la zone de transition sableuse sur 10 ha et à 30 km d'un village

5.2.5. Les outputs, leur représentation et l'évaluation des scénarios

Les différents outputs obtenus et utilisés pour l'étape d'évaluation sont le succès des scénarios de compensation écologique, le niveau de fourniture de SE, le niveau de satisfaction par type d'acteurs, la note finale d'acceptabilité sociale et le coût économique (**Figure 1**). Rappelons que dans notre cas, nous n'avons pas, à ce stade, l'output coût économique. La **Figure 2** schématise la méthodologie pour la comparaison et l'évaluation multicritère des scénarios de compensation.

5.2.5.1. Comparaison des pratiques à travers les unités paysagères

Premièrement, **nous comparons les différents scénarios** présentés dans le **Tableau 1** : par exemple, les cultures fourragères dans les piémonts vs dans la steppe. Les comparaisons effectuées sont décrites dans le **Tableau 2**. Chaque comparaison comporte deux graphiques en radar (**Figure 2**) : le premier a pour critère le niveau global unitaire de fourniture de SE (moyenne du niveau normalisé de tous les SE confondus), le succès du scénario, la note d'acceptabilité sociale, et la satisfaction par type d'acteur. Pour que chacun de ces critères puisse être représenté sur le même graphique, ils doivent tous être compris entre 0 et 1. La note d'acceptabilité sociale

est donc divisée par 10. Un second graphique en radar représente quant à lui le niveau normalisé des onze SE ciblés dans cette étude.

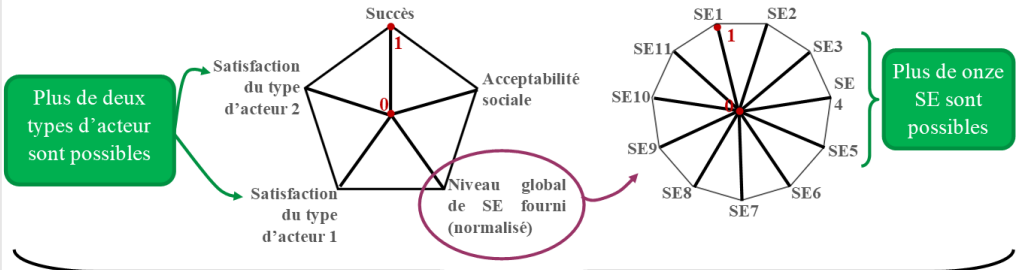
Notons qu'à cette étape de l'évaluation, nous considérons que le niveau de fourniture des SE résultant de l'outil est estimé pour un hectare. Cette étape ne montre donc pas la fourniture de SE par rapport à la surface de la zone de compensation. Néanmoins, la surface joue sur l'acceptabilité sociale des pratiques de type plantation (PH), donc il était tout de même nécessaire de la paramétrer dès le début dans l'input zones (**Annexe 5.5**). A partir de ces premiers résultats, nous pouvons sélectionner des scénarios parmi les sous-ensembles établis dans le **Tableau 1**.

Tableau 2. Scénarios comparés (voir **Tableau 1**) par pratique et par surface de compensation écologique

Scénarios comparés	**Description des scénarios comparés**
	Pratique culture fourragère (CF)
13 – 14	Comparaison de cultures de trèfle entre piémont et steppe, à 5 km du village le plus proche
	Pratique point d'eau (E)
15 – 16 - 17	Comparaison de point d'eau à différentes distances des villages
	Pratique réserve naturelle (R)
18 – 19 – 20 - 21	Comparaison de réserves naturelles dans diverses unités paysagères avec une biodiversité initiale et une distance au village différentes
	Pratique plantation (PH)
22 – 23	Comparaison de plantations non clôturées / clôturées dans la zone salée avec un impact du pâturage modéré
24 - 25	Comparaison de plantations non clôturées / clôturées dans la steppe avec un impact du pâturage fort
26 – 27 – 28 – 29 - 30	Comparaison de plantations monospécifiques à grande échelle (plusieurs milliers d'ha) dans différentes unités paysagères et donc à différentes distances des villages.
31 – 32 - 33	Comparaison de plantations plurispécifiques à grande échelle (plusieurs milliers d'ha) dans différentes unités paysagères et donc à différentes distances des villages.
34 - 35	Comparaisons de plantations monospécifiques à petite échelle (10 ha) dans différentes unités paysagères et à différentes distances des villages

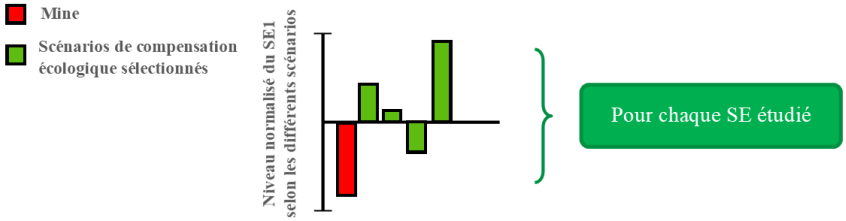
1) Comparaison multicritère de différents scénarios de compensation écologique

Ex : **plantations** monospécifiques, plurispécifiques, clôturées, non clôturées, etc., sur de petites ou de grandes surfaces, à différentes distances des villages et unités paysagères ; **cultures fourragères**, **réserves naturelles** à différentes distances aux villages et unités paysagères ; **points d'eau** à différentes distances des villages



Sélections de scénarios

2) Comparaison des pertes et des gains de services écosystémiques pour un hectare de mine et un hectare de chaque scénario sélectionné (niveau de SE normalisé donné par l'outil)



3) Construction du scénario combiné

Le scénario combiné est constitué de plusieurs scénarios de compensation écologique. Il doit permettre de compenser entièrement les pertes de SE. Il peut également améliorer d'autres critères comme l'acceptabilité sociale en intégrant des scénario avec peu d'effet sur la fourniture de SE mais avec une bonne acceptabilité, etc.

Pour le construire, il faut **attribuer une surface à la mine et des surfaces à chaque scénario qui constitue le scénario combiné**.

Exemple

*Surface de la mine x niveau normalisé de chaque SE = **niveau final de chaque SE à compenser (NFcomp)***

Si le scénario combiné est constitué des **scénarios 1, 2, 3 :**

*Surface A x niveau normalisé de chaque SE fourni par le scénario 1 = niveau final de chaque SE apporté par le scénario 1 sur la surface A **(NF S1A)***

*Surface B x niveau normalisé de chaque SE fourni par le scénario 2 = niveau final de chaque SE apporté par le scénario 2 sur la surface B **(NF S2B)***

*Surface C x niveau normalisé de chaque SE fourni par le scénario 3= niveau final de chaque SE apporté par le scénario 3 sur la surface C **(NF S3C)***

NFS1A + NFS2B + NFS3C doit compenser NFcomp

4) Comparaison du scénario de compensation écologique classique/requis et du scénario combiné selon le succès global, le niveau de fourniture des SE, l'acceptabilité sociale et la satisfaction acteurs

Mêmes méthodes que les étapes 1 et 2

Figure 2. Schéma des différentes étapes suivie dans la comparaison et l'évaluation multicritères des scénarios de compensation écologique à partir des outputs issus de l'outil

5.2.5.2. Détermination du niveau de SE à compenser à l'hectare, et fourniture de SE à l'hectare d'une sélection de scénarios

La seconde partie des résultats comprend **l'évaluation de scénarios par rapport à la mine**, en trois étapes (**Figure 2**) :

(i) nous estimons le niveau de SE à compenser pour un hectare défriché grâce à une comparaison de la fourniture de SE entre le scénario mine et la *baseline* du désert de Muyunkum ;

(ii) nous soustrayons au niveau de SE de chaque scénario sélectionné le niveau de SE de la *baseline* de leur unité paysagère (par exemple : le niveau normalisé de chaque SE fourni par la culture fourragère dans la steppe auquel nous enlevons le niveau normalisé de chaque SE fourni par la *baseline* de la steppe) ;

(iii) nous comparons la perte des SE due au scénario mine au gain de SE permis grâce aux différents scénarios de compensation écologique (ou perte également, le cas échéant).

5.2.5.3. Construction d'un scénario combiné et comparaison avec une compensation écologique classique

A partir des résultats issus des sections précédentes, nous avons déterminé, à l'hectare, dans quelle mesure chaque scénario pouvait compenser la perte de SE due à la mine. Pour la dernière étape d'analyse, il s'agit d'estimer le niveau de SE perdu pour la surface de la mine, puis d'élaborer un « **scénario combiné »**, construit de la combinaison de plusieurs scénarios et qui a pour objectif de compenser pour tous les SE impactés (**Figure 2**). Le scénario combiné et le scénario de compensation écologique classique ou requis font finalement l'objet d'une évaluation multicritère (**Figure 2**) :

(i) nous rapportons la fourniture de SE du scénario mine à sa surface (pratique 1 et zone 7, voir **Annexes 5.5** et **5.6**) : chaque niveau de SE normalisé est multiplié par la surface attribué à la zone de la mine ;

(ii) nous construisons un (ou plusieurs, selon la volonté de l'utilisateur) **scénario combiné**. Nous attribuons également une surface de compensation à chaque scénario qui constituera le scénario combiné. Le choix de la surface est libre, sauf pour les scénarios de plantation pour lesquelles il faut se tenir à la surface paramétrée dans l'input zone (**Annexe 5.5**) : en effet, l'évaluation de l'acceptabilité sociale des scénarios incluant cette pratique dépendait de cette surface (voir **partie 8/ de** l'**Annexe 5.3**). Ici aussi, nous rapportons la fourniture de SE normalisées de chaque scénario à leur surface de

compensation (par exemple, les SE fournis par la culture fourragère dans les piémonts multiplié par trois pour une surface cultivée de trois hectares). Le premier objectif est d'établir un scénario combiné qui réponde à l'objectif de la compensation écologique, c'est-à-dire le *No Net Loss* (NNL), ici en termes de fourniture de SE. Nous construisons donc le scénario combiné par rapport aux SE perdus après la mise en place de la mine (étape (i)). Si plusieurs scénarios combinés permettent tous d'atteindre le premier objectif de NNL, il est alors intéressant d'essayer de maximiser l'acceptabilité sociale, ou encore la satisfaction des différents types d'acteurs, afin d'en sélectionner un ;

(iii) le scénario combiné est comparé au scénario classique de compensation écologique pour les mines d'uranium au Kazakhstan : dans le cas du district de Sozak, il s'agit d'une la plantation de saxauls sur deux fois la surface du permis d'exploitation (voir **chapitre 1**). La comparaison est de nouveau multicritère, selon le succès, le niveau de fourniture de SE, l'acceptabilité sociale et le niveau de satisfaction des différents types d'acteurs. L'acceptabilité sociale du scénario combiné est une moyenne de l'acceptabilité sociale de tous les scénarios qui le compose. Le succès et la satisfaction des différents types d'acteurs sont calculés selon une moyenne pondérée à la surface de chaque scénario qui constituent le scénario combiné. Seul le niveau global de fourniture de SE n'est pas représenté dans le premier graphique en radar, car d'un ordre de grandeur bien trop supérieur aux autres critères. La fourniture de chaque SE sera quant à elle illustrée dans le second graphique radar. A la différence des graphiques en radar des comparaisons des pratiques à travers les unités paysagères (section précédente 5.2.5.1), la fourniture des SE correspond, grâce à l'étape de la section 5.2.5.2, au niveau de SE apporté par le scénario de compensation : les SE initiaux de la zone de compensation ne sont pas pris en compte ;

(iv) le scénario combiné est également comparé visuellement aux autres scénarios classiques de compensation écologique pour vérifier les pertes et gains de SE par rapport à la mine.

5.3. Résultats

5.3.1. Comparaison des scénarios par type de pratique

Chacun des graphiques obtenus dans cette section suivent le code couleur suivant : vert pour les piémonts, orange pour la steppe, gris pour la zone de transition sableuse, jaune pour le désert de Muyunkum et bleu pour la zone salée.

5.3.1.1. Les cultures fourragères selon les unités paysagères et la distance au village

La **Figure 3** montre que la culture fourragère dans la steppe a un succès deux fois moins important que dans les piémonts, mais que les deux scénarios sont plutôt similaires sur le plan de la fourniture globale unitaire de SE, de la satisfaction des acteurs locaux et miniers, et sur l'acceptabilité sociale. En s'appuyant sur la seconde partie de la **Figure 3**, nous pouvons tout de même remarquer que la fourniture de SE par la culture de trèfle est sensiblement meilleure dans les piémonts, les différences les plus importantes étant pour les services régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans (« Climat ») et régulation de la qualité des sols (« Qualité des sols »), et dans une moindre mesure le service lié à l'élevage. Cette comparaison montre la meilleure potentialité de l'unité paysagère pour la culture du trèfle par rapport à la steppe. Pour les étapes suivantes de l'évaluation, nous sélectionnons donc le scénario CF-P-5-trf, c'est-à-dire la culture fourragère de trèfle dans les piémonts, à 5 km d'un village.

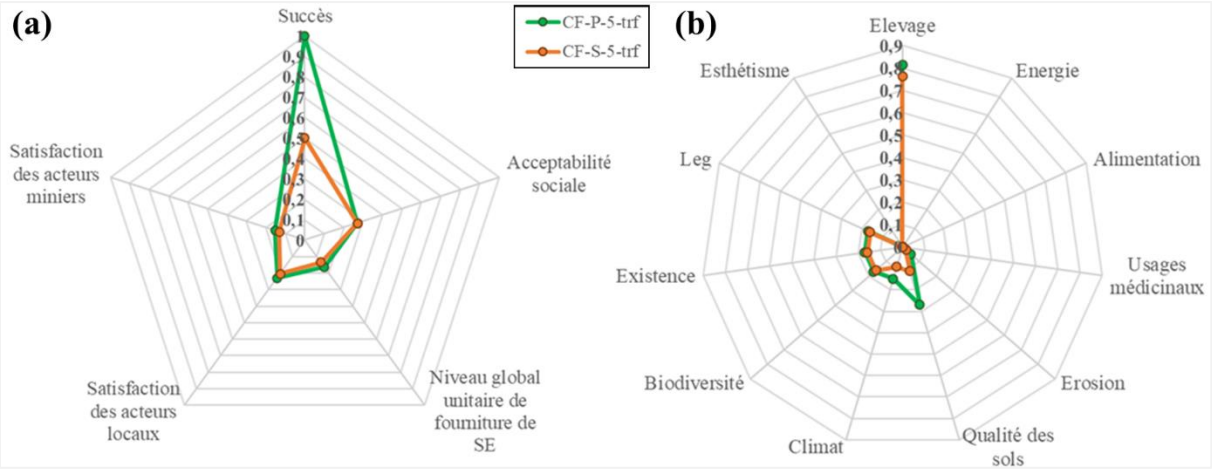


Figure 3. (a) Comparaison multicritère de deux scénarios de culture fourragère de trèfle, l'un dans les piémonts (CF-P-5-trf) et le second dans la steppe (CF-S-5-trf). (b) Comparaison du niveau de fourniture des services écosystémiques ciblés dans cette étude, entre ces deux scénarios de culture de trèfle. Elevage = Animaux élevés et leurs produits, à partir des Plantes sauvages pâturées et plantes cultivées consommées par les animaux d'élevage ; Energie = Plantes sauvages pour l'énergie ; Alimentation = Plantes sauvages pour l'alimentation ; Usages médicinaux = Fibres et autres parties des plantes sauvages utilisées pour un usage direct ou non (usages médicinaux) ; Erosion = Contrôle des taux d'érosion ; Qualité des sols = Régulation de la qualité des sols (Réduction de la salinité) ; Climat = Régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans ; Biodiversité = Maintien des populations et des habitats ; Existence = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur d'existence ; Leg = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur de leg ; Esthétisme = Caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique

5.3.1.2. Les points d'eau selon la distance au village

La **Figure 4** illustre surtout la différence d'acceptabilité sociale des scénarios incluant un point d'eau par rapport à la distance au village. En effet, un point d'eau à 0,5 km du village a une acceptabilité sociale plus de deux fois plus importante qu'un point d'eau situé à 50 km (**Figure 4**). Un point d'eau situé à 35 km du village le plus proche a une acceptabilité sociale intermédiaire (**Figure 4**). La **Figure 4** ne présente pas la fourniture normalisée des SE car le point d'eau a été paramétré comme n'impactant pas les SE ciblés dans notre étude (voir **partie 4/ de l'Annexe 5.3** et **Annexe 5.8**). Il s'agit donc plutôt d'un scénario qui pourrait augmenter l'acceptabilité sociale d'un scénario combiné par exemple. Pour les étapes suivantes, nous sélectionnons le point d'eau avec la meilleure acceptabilité : E-0.5, c'est-à-dire le point d'eau à 5 km d'un village.

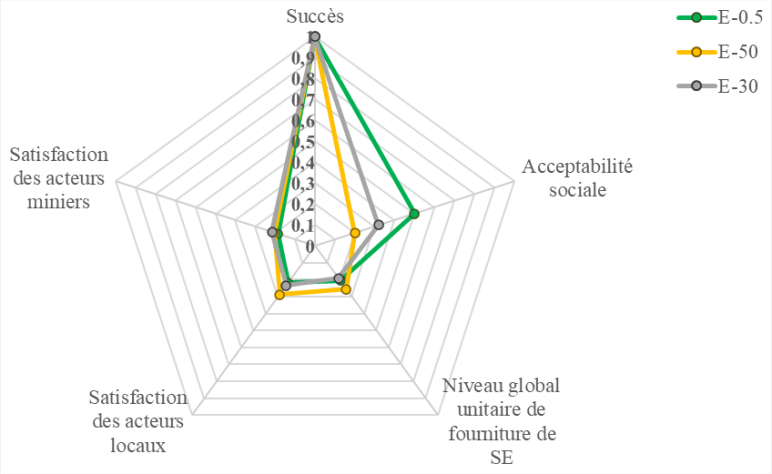


Figure 4. Comparaison multicritère de trois scénarios de point d'eau, le premier à 0,5 km d'un village (E-0.5), le second à 50 km (E-50) et le dernier à 30 km (E-30)

5.3.1.3. La réserve naturelle selon l'unité paysagère et la distance au village

Les réserves naturelles montrent des différences d'acceptabilité sociale, de fourniture de SE et de satisfaction des différents acteurs, en fonction de la distance au village le plus proche et l'unité paysagère dans laquelle elles sont situées (**Figure 5**). Par défaut, leur succès était paramétré à 1 (voir **partie 2/ de l'Annexe 5.3** et **Annexe 5.6**), donc ce critère ne les différencie pas. Sur le plan de l'acceptabilité sociale, la réserve naturelle dans le désert de Muyunkum (R-M-50), qui est la plus éloignée des villages, est la plus intéressante : sa noté est deux fois plus importante que pour les réserves naturelles situées proches des villages, dans la steppe (R-S-15) et la zone salée (R-ZS-15) (**Figure 5**). En termes de fourniture global de SE et de satisfaction des acteurs, la réserve naturelle dans la zone salée (R-ZS-15) est la plus avantageuse (**Figure 5**). Si nous regardons de plus près la fourniture de chaque SE, nous voyons bien que tous ces scénarios de réserve naturelle empêchent la fourniture des SE d'approvisionnement (**Figure 5**). Pour les

autres SE, c'est bien la réserve naturelle dans la zone salée (R-ZS-15) qui fournit le plus de SE, bien que ce soit la réserve naturelle dans le désert de Muyunkum (R-M-50) qui est la plus intéressante du point de vue de la qualité des sols (plus exactement, leur salinité) (**Figure 5**). Nous pouvons également remarquer qu'une réserve naturelle dans la steppe n'est pas un scénario pertinent du point de vue de tous les critères étudiés (**Figure 5**). Pour les étapes suivantes d'évaluation, nous sélectionnons la réserve naturelle dans le désert de Muyunkum (R-M-50) pour son acceptabilité sociale, et dans la zone salée (R-ZS-15) pour sa fourniture en SE autres que d'approvisionnement.

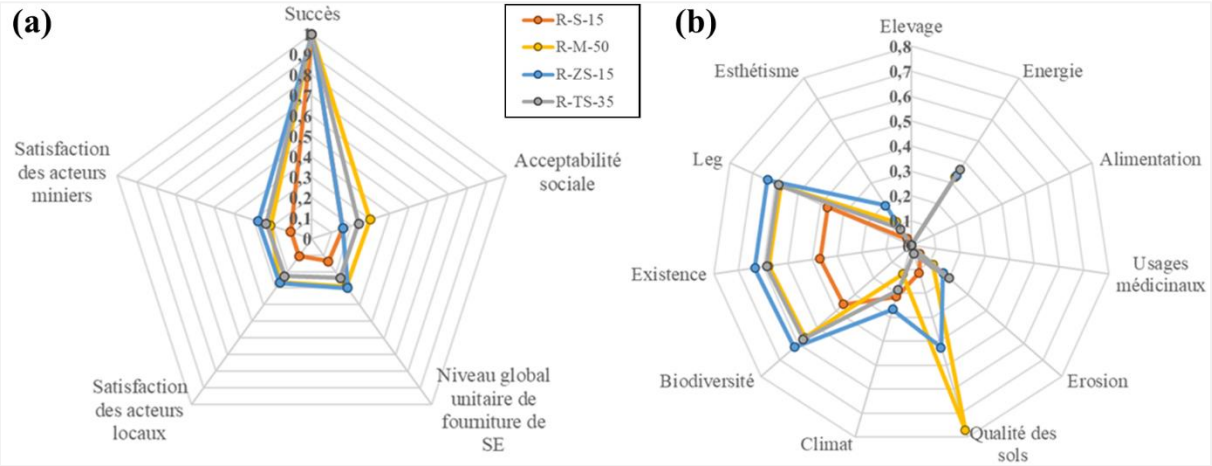


Figure 5. (a) Comparaison multicritère de quatre scénarios de réserve naturelle, dans la steppe à 15 km d'un village (R-S-15), dans le désert de Muyunkum à 50 km (R-M-50), dans la zone salée à 15 km d'un village (R-ZS-15) et dans la zone de transition sableuse à 35 km (R-TS-35). (b) Comparaison du niveau de fourniture des services écosystémiques ciblés dans cette étude, entre ces quatre scénarios de réserve naturelle. Elevage = Animaux élevés et leurs produits, à partir des Plantes sauvages pâturées par les animaux d'élevage ; Energie = Plantes sauvages pour l'énergie ; Alimentation = Plantes sauvages pour l'alimentation ; Usages médicinaux = Fibres et autres parties des plantes sauvages utilisées pour un usage direct ou non (usages médicinaux) ; Erosion = Contrôle des taux d'érosion ; Qualité des sols = Régulation de la qualité des sols (Réduction de la salinité) ; Climat = Régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans ; Biodiversité = Maintien des populations et des habitats ; Existence = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur d'existence ; Leg = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur de leg ; Esthétisme = Caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique

5.3.1.4. Les plantations et leurs différentes modalités

5.3.1.4.1. L'effet des clôtures en fonction de l'unité paysagère

La comparaison de la **Figure 6** et la **Figure 7** montre l'intérêt ou non de la mise en place d'une clôture pour une compensation par plantation, et la nécessité de considérer et d'évaluer l'impact du pâturage. En effet, dans la zone salée où l'impact du pâturage était paramétré comme modéré (voir **partie 1/ de l'Annexe 5.3** et **Annexe 5.5**), il y a certes une légère différence de succès, faiblement supérieur dans le cas de la plantation clôturée (PH-ZS-15-sxnoir-C), toutefois la fourniture de SE ne présente pas de différence notable (**Figure 6**). Par contre, la note

d'acceptabilité sociale est plus basse dans le cas de la plantation clôturée (PH-ZS-15-sxnoir-C) (**Figure 6**). La mise en place d'une clôture ne semble donc pas pertinente dans ce cas-là.

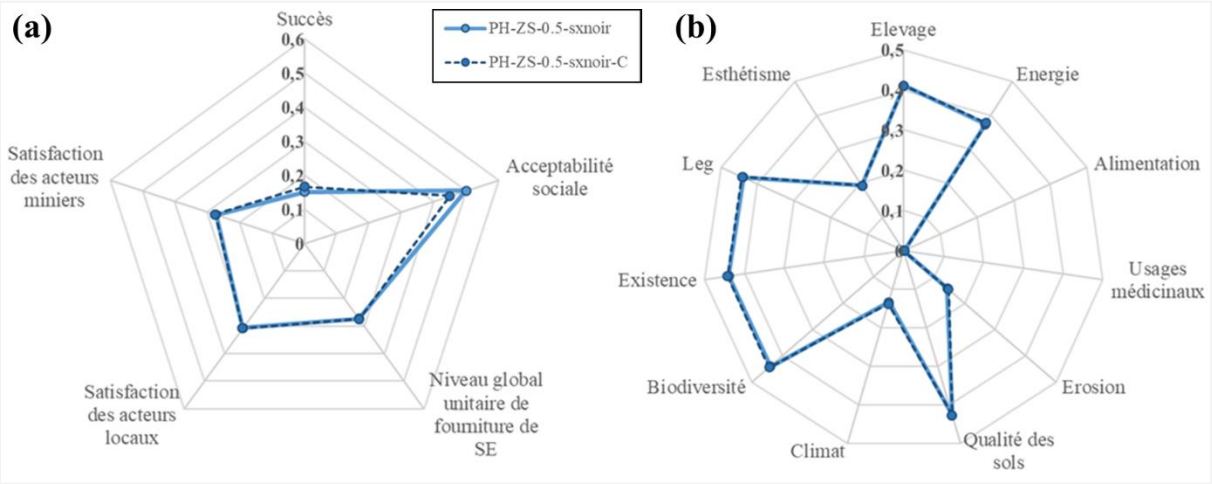


Figure 6. (a) Comparaison multicritère de deux scénarios de plantation de saxaul noirs dans la zone salée avec impact du pâturage modéré, à 0,5 km du village le plus proche, la première non clôturée (PH-ZS-0.5-sxnoir), et la seconde clôturée (PH-ZS-0,5-sxnoir-C). (b) Comparaison du niveau de fourniture des services écosystémiques ciblés dans cette étude entre ces deux scénarios. Elevage = Animaux élevés et leurs produits, à partir des Plantes sauvages pâturées par les animaux d'élevage ; Energie = Plantes sauvages pour l'énergie ; Alimentation = Plantes sauvages pour l'alimentation ; Usages médicinaux = Fibres et autres parties des plantes sauvages utilisées pour un usage direct ou non (usages médicinaux) ; Erosion = Contrôle des taux d'érosion ; Qualité des sols = Régulation de la qualité des sols (Réduction de la salinité) ; Climat = Régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans ; Biodiversité = Maintien des populations et des habitats ; Existence = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur d'existence ; Leg = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur de leg ; Esthétisme = Caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique

Au contraire, dans la steppe, les clôtures pourraient être nécessaires pour la croissance de la plantation et la fourniture des SE associés (**Figure 7**). La steppe avait été paramétrée comme ayant un impact du pâturage fort (voir **partie 1/ de l'Annexe 5.3** et **Annexe 5.5**). La **Figure 7** illustre bien la différence de succès de la plantation dans le cas clôturé (PH-S-5-sxnoir-C) et non clôturé (PH-S-5-sxnoir), plus de deux fois plus important avec clôtures. Par conséquent, la fourniture de certains SE est meilleure également (**Figure 7**). Toutefois, de nouveau, l'acceptabilité sociale est deux fois plus faible avec la mise en place des clôtures (**Figure 7**).

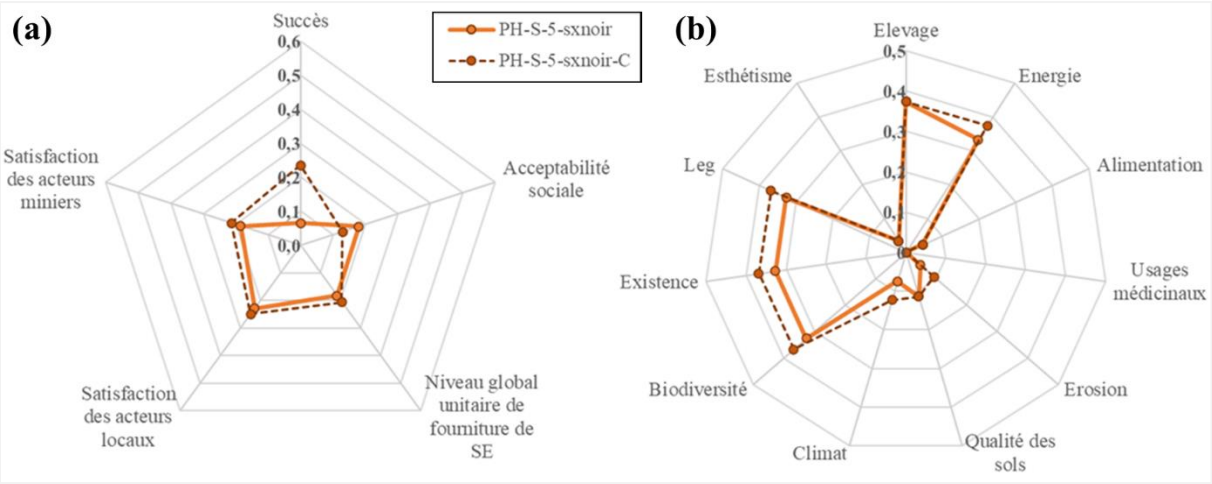


Figure 7. (a) Comparaison multicritère de deux scénarios de plantation de saxaul noirs dans la steppe avec impact du pâturage important, à 5 km du village le plus proche, la première non clôturée (PH-S-5-sxnoir), et la seconde clôturée (PH-S-5-sxnoir-C). (b) Comparaison du niveau de fourniture des services écosystémiques ciblés dans cette étude entre ces deux scénarios. Elevage = Animaux élevés et leurs produits, à partir des Plantes sauvages pâturées par les animaux d'élevage ; Energie = Plantes sauvages pour l'énergie ; Alimentation = Plantes sauvages pour l'alimentation ; Usages médicinaux = Fibres et autres parties des plantes sauvages utilisées pour un usage direct ou non (usages médicinaux) ; Erosion = Contrôle des taux d'érosion ; Qualité des sols = Régulation de la qualité des sols (Réduction de la salinité) ; Climat = Régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans ; Biodiversité = Maintien des populations et des habitats ; Existence = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur d'existence ; Leg = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur de leg ; Esthétisme = Caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique

5.3.1.4.2. Les plantations à grande échelle monospécifiques

Les plantations à grande échelle sont paramétrées sur 10 000 ha. Les cinq types de plantations à grande échelle monospécifiques ont tous un niveau d'acceptabilité sociale nul, à cause de leur grande surface (voir **partie 8/ l'Annexe 5.3** et **Annexe 5.16**). Elles ne pourront donc être différenciées sur ce critère. Le scénario de plantation de saxauls noirs dans la steppe (PHG-S-15-sxnoir) est le moins intéressant du point de vue de tous les critères (**Figure 8**). Dans la zone de transition sableuse, la plantation de saxauls noirs (PHG-TS-35-sxnoir) est un peu plus intéressante que la plantation de saxauls blancs (PHG-TS-35-blancs) : son succès est plus important, et est d'ailleurs le plus haut parmi tous les scénarios de plantations à grande échelle monospécifique (**Figure 8**). En outre, elle permettrait de fournir un bon niveau de SE, comparé aux autres scénarios, notamment pour la fourniture de plantes sauvages pour l'énergie (« Energie »), le contrôle des taux d'érosion (« Erosion ») et la régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans (« Climat ») (**Figure 8**). La plantation de saxauls noirs dans la zone salée (PHG-ZS-15-sxnoir) et de saxauls blancs dans le désert de Muyunkum (PHG-M-50-sxblanc) ont un succès plus faible, même environ quatre fois plus faible pour ce dernier (**Figure 8**), mais sont des scénarios intéressant du point de vue de la fourniture de SE : leur niveau global unitaire de SE sont les deux plus importants (**Figure 8**). La plantation de saxauls blancs

dans le désert de Muyunkum (PHG-M-50-sxblanc) maximise par ailleurs la satisfaction des acteurs locaux et minimise celle des acteurs miniers, tandis que la plantation de saxauls noirs dans la zone salée (PHG-ZS-15-sxnoir) donne lieu à des satisfactions similaires (**Figure 8**). Cette dernière est intéressante pour les SE liés à la biodiversité, les valeurs d'existence et de leg, l'esthétisme, alors que la plantation de saxauls blancs dans le désert de Muyunkum (PHG-M-50-sxblanc) semble plus adaptée pour améliorer le SE lié à l'élevage, mais ne contribue que très peu au SE de régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans (« Climat ») (**Figure 8**). Pour les étapes suivantes, nous sélectionnons la plantation de saxauls noirs dans la zone de transition sableuse (PHG-TS-35-sxnoir), notamment pour son succès, ainsi que la plantation de saxauls noirs dans la zone salée (PHG-ZS-15-sxnoir) et la plantation de saxaul blanc dans le désert de Muyunkum (PHG-M-50-sxblanc) pour explorer au maximum la possibilité de compensation *like-for-like*, puisque la mine est située dans le désert de Muyunkum (pour rappel, compensation *like-for-like* ou *in-kind* : la composition des espèces, la structure des habitats, les fonctions écosystémiques ciblées à travers la compensation sont semblables à celles impactées, et la compensation a lieu proche de la zone d'impact (Bennett et Gallant, 2017)). Les SE fournis par chacune de ces plantations sont plutôt complémentaires et ces trois scénarios pourraient donc également constituer un scénario combiné intéressant.

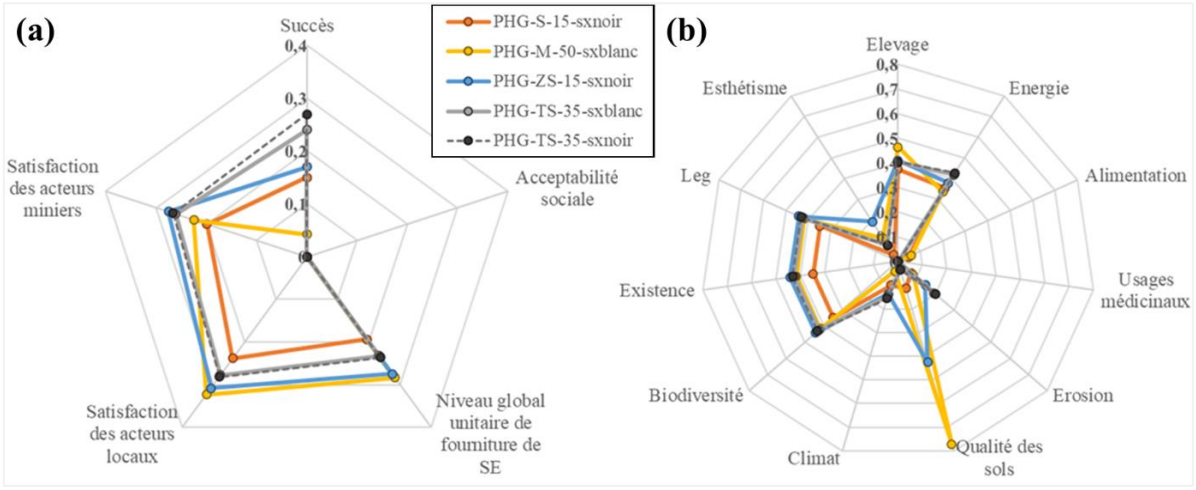


Figure 8. (a) Comparaison multicritère de cinq scénarios de plantation monospécifiques à grande échelle (plusieurs milliers d'hectares) : de saxauls noirs dans la steppe et à 15 km d'un village (PHG-S-15-sxnoir), dans la zone salée à 15 km d'un village (PHG-ZS-15-sxnoir), dans la zone de transition sableuses à 35 km d'un village (PHG-TS-35-sxnoir), et de saxauls blancs dans le désert de Muyunkum à 50 km d'un village (PHG-M-50-sxblanc) et dans la zone de transition sableuse à 35 km (PHG-TS-35-sxblanc). (b) Comparaison du niveau de fourniture des services écosystémiques ciblés dans cette étude entre ces cinq scénarios. Elevage = Animaux élevés et leurs produits, à partir des Plantes sauvages pâturées par les animaux d'élevage ; Energie = Plantes sauvages pour l'énergie ; Alimentation = Plantes sauvages pour l'alimentation ; Usages médicinaux = Fibres et autres parties des plantes sauvages utilisées pour un usage direct ou non (usages médicinaux) ; Erosion = Contrôle des taux d'érosion ; Qualité des sols = Régulation de la qualité des sols (Réduction de la salinité) ; Climat = Régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans ; Biodiversité = Maintien des populations et des habitats ; Existence = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur d'existence ; Leg = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur de leg ; Esthétisme = Caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique

5.3.1.4.3. Les plantations à grande échelle plurispécifique

Les plantations plurispécifiques à grandes échelles sont assez différentes en termes de succès, de SE et de satisfactions des types d'acteur, selon l'unité paysagère dans laquelle elles sont réalisées (**Figure 9**). Encore une fois, due à la surface des plantations à grande échelle, l'acceptabilité sociale est nulle et ne différencie aucun de ces scénarios (**Figure 9**). La plantation plurispécifique dans le désert de Muyunkum (PHG-M-50-mixte) a un succès extrêmement faible, mais peut être intéressante pour la fourniture de plantes sauvages pâturée par le bétail (« Elevage ») et la régulation de la qualité des sols (« Qualité des sols » (**Figure 9**). La plantation plurispécifique dans la zone salée (PHG-ZS-15-mixte) a le meilleur niveau de succès et contribue le plus à tous les autres SE (**Figure 9**). La plantation dans la zone de transition sableuse (PHG-TS-35-mixte) est quant à elle intermédiaire en termes de succès : elle est derrière celle dans la zone salée (PHG-ZS-15-mixte), et en termes de SE ou elle est inférieure aux deux autres (**Figure 9**). Pour les étapes qui suivront, nous sélectionnons donc la plantation plurispécifique dans la zone salée (PHG-ZS-15-mixte) pour son succès et les SE potentiellement fournis, et celle dans le désert de Muyunkum (PHG-M-50-mixte) pour sa fourniture de SE, mais également, encore une fois, essayer au maximum d'intégrer une compensation *like-for-like*.

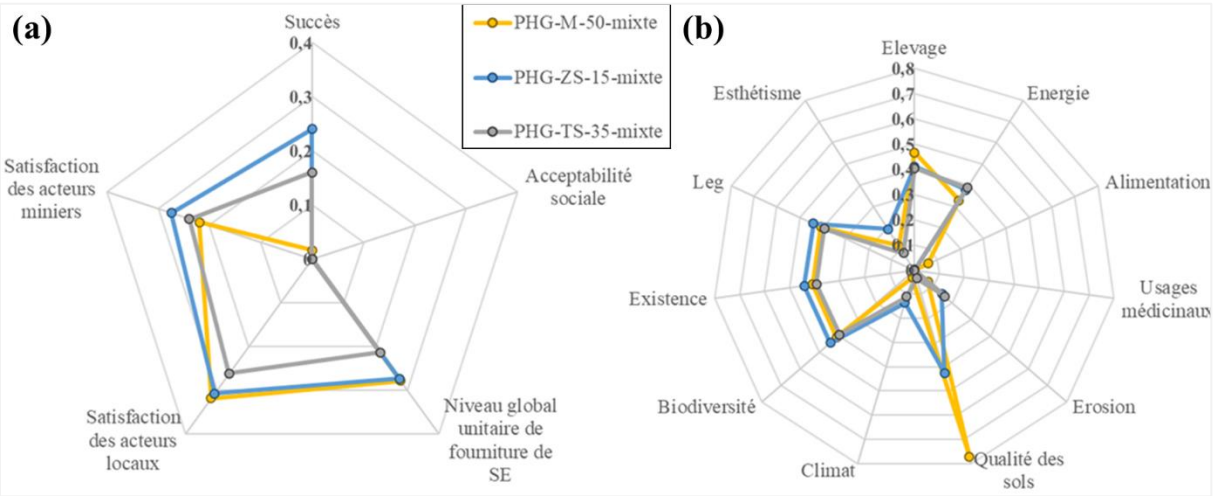


Figure 9. (a) Comparaison multicritère de trois scénarios de plantation plurispécifiques à grande échelle (plusieurs milliers d'hectares) : dans le désert de Muyunkum à 50 km d'un village (PHG-M-50-mixte), dans la zone salée à 15 km d'un village (PHG-ZS-15-mixte) et dans la zone de transition sableuse à 35 km d'un village (PHG-TS-35-mixte). (b) Comparaison du niveau de fourniture des services écosystémiques ciblés dans cette étude entre ces trois scénarios. Elevage = Animaux élevés et leurs produits, à partir des Plantes sauvages pâturées par les animaux d'élevage ; Energie = Plantes sauvages pour l'énergie ; Alimentation = Plantes sauvages pour l'alimentation ; Usages médicinaux = Fibres et autres parties des plantes sauvages utilisées pour un usage direct ou non (usages médicinaux) ; Erosion = Contrôle des taux d'érosion ; Qualité des sols = Régulation de la qualité des sols (Réduction de la salinité) ; Climat = Régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans ; Biodiversité = Maintien des populations et des habitats ; Existence = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur d'existence ; Leg = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur de leg ; Esthétisme = Caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique

5.3.1.4.4. Les plantations à petite échelle monospécifiques

L'acceptabilité sociale de ces plantations à petite échelle (de 10 ha) est meilleure que pour les plantations à grande échelle (**Figure 9**, **Figure 10**). Elles suivent de manière logique le même schéma à travers les différents critères que les plantations à grande échelle selon leur unité paysagère (**Figure 9**, **Figure 10**). En termes comptables, nous nous doutons qu'une plantation à petite échelle ne pourra compenser l'impact de la mise en place d'une mine. Nous sélectionnons tout de même la plantation à petite échelle de saxauls blancs dans le désert de Muyunkum (PHP-M-50-sxblanc) pour tester son intérêt au sein d'un scénario combiné.

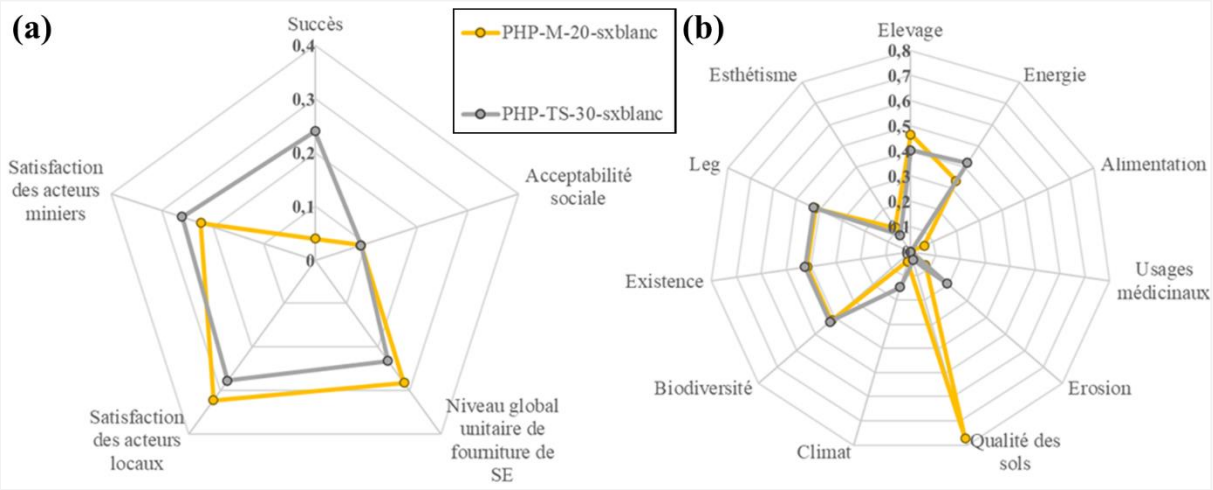


Figure 10. (a) Comparaison multicritère de deux scénarios de plantation monospécifiques de saxauls blancs à petite échelle (10 ha) dans le désert de Muyunkum à 20 km d'un village (PHP-M-20-sxblanc) et dans la zone de transition sableuse à 30 km du village le plus proche (PHP-TS-30-sxblanc). (b) Comparaison du niveau de fourniture des services écosystémiques ciblés dans cette étude entre ces deux scénarios. Elevage = Animaux élevés et leurs produits, à partir des Plantes sauvages pâturées par les animaux d'élevage ; Energie = Plantes sauvages pour l'énergie ; Alimentation = Plantes sauvages pour l'alimentation ; Usages médicinaux = Fibres et autres parties des plantes sauvages utilisées pour un usage direct ou non (usages médicinaux) ; Erosion = Contrôle des taux d'érosion ; Qualité des sols = Régulation de la qualité des sols (Réduction de la salinité) ; Climat = Régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans ; Biodiversité = Maintien des populations et des habitats ; Existence = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur d'existence ; Leg = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur de leg ; Esthétisme = Caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique

5.3.2. Comparaison des pertes et gains de services écosystémiques dus à la mise en place de la mine et à une sélection de scénarios de compensation écologique

De nouveau, les graphiques obtenus dans cette section suivent le code couleur suivant : vert pour les piémonts, orange pour la steppe, gris pour la zone de transition sableuse, jaune pour le désert de Muyunkum et bleu pour la zone salée. En outre, la mine est coloriée en rouge.

En illustrant les pertes et les gains des SE liés à la mine et aux scénarios sélectionnés précédemment (**Figure 11** et **Figure 12**), nous pouvons dès à présent nous rendre compte que certains SE ne pourront pas être compensés. En effet, aucun scénario ne fournit les SE plantes sauvages pour l'alimentation (« Alimentation », graphique (c) de la **Figure 11**) et caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique (« Esthétisme », graphique (i) de la **Figure 12**), tous deux impactés par la mine (**Figure 11** et **Figure 12**). En outre, certains scénarios de compensation peuvent également être responsables de pertes supplémentaires de ces deux SE, par exemple la culture de trèfle (CF-P-5-trf) qui les impacte tous deux négativement (**Figure 11** et **Figure 12**). Par ailleurs, la mine n'impacte pas le SE d'approvisionnement en fibres et autres parties des plantes sauvages pour un usage direct ou non (usages médicinaux) (« Usages médicinaux », graphique (d) de la **Figure 11**), ni la régulation de la qualité des sols (salinité) (« Qualité des sols », graphique (f) de la **Figure 12**). Ces deux SE ne nécessiteront pas d'être compensés par nos scénarios. Toutefois, nous pouvons voir que la réserve naturelle dans la zone salée (R-ZS-15) impacte négativement le SE lié aux usages médicinaux : ainsi, même si la mine n'impacte pas ce SE, l'intégration de ce scénario dans un scénario combiné entraînera la perte de ce SE, et aucun autre scénario ne peut équilibrer cette perte (graphique (d) de la **Figure 11**).

Ainsi, les **Figure 11** et **Figure 12** mettent en lumière les pertes potentielles de SE également causées par les scénarios possibles, et donc la nécessité d'équilibrer ces pertes supplémentaires avec d'autres scénarios. Nous pouvons également remarquer que le SE lié à l'élevage est autant impacté par la mine que par les réserves naturelles (R-M-50 et R-ZS-15) (graphique (a) de la **Figure 11**) : il paraît alors difficilement envisageable d'intégrer l'une ou l'autre dans un scénario de compensation des SE, bien qu'elles semblent efficaces pour compenser les pertes de biodiversité, de valeur d'existence et de leg (graphique (h) de la **Figure 12**). Le graphique (b) de la **Figure 11** montre que de nombreux hectares de plantations seront requis pour compenser la perte de plantes sauvages pour l'énergie, tandis que le graphique (e) de la **Figure 11** et le graphique (g) de la **Figure 12** suggèrent respectivement que le contrôle des taux d'érosion, et la régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans peuvent être plus facilement compensés, et ce par différents scénarios de compensation.

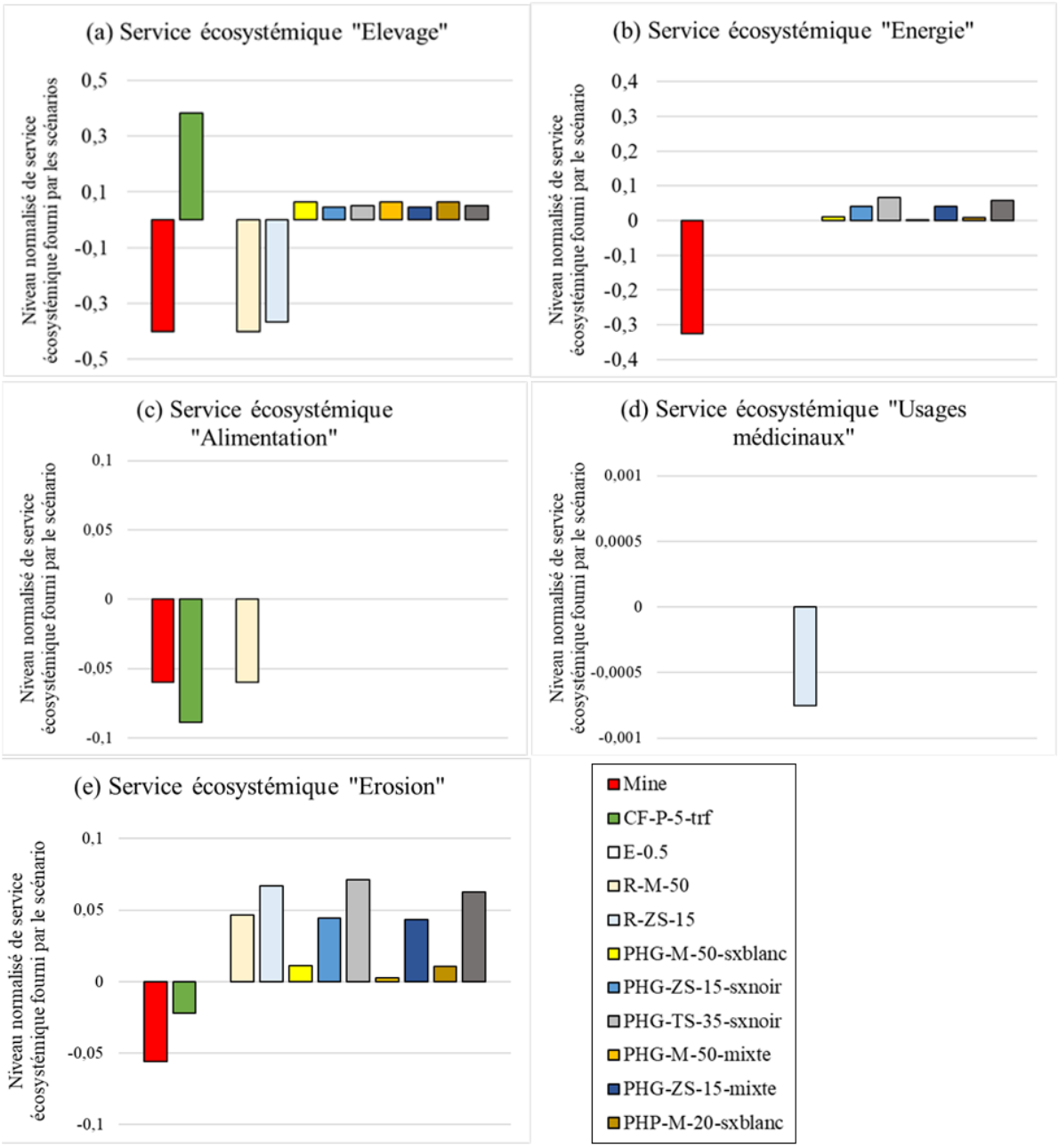


Figure 11. Comparaison des pertes et des gains de services écosystémiques (niveau normalisé) à l'hectare dus à la mine et aux scénarios de compensation écologique sélectionnés – **Partie 1**. Elevage = Animaux élevés et leurs produits, à partir des Plantes sauvages pâturées et plantes cultivées consommées par les animaux d'élevage ; Energie = Plantes sauvages pour l'énergie ; Alimentation = Plantes sauvages pour l'alimentation ; Usages médicinaux = Fibres et autres parties des plantes sauvages utilisées pour un usage direct ou non (usages médicinaux) ; Erosion = Contrôle des taux d'érosion. CF-P-5-trf = Culture de trèfle dans les piémonts à 5 km d'un village ; E-0.5 = point d'eau à 0,5 km d'un village ; R-M-50 = Réserve naturelle dans le désert de Muyunkum à 50 km d'un village ; R-ZS-15 = Réserve naturelle dans la zone salée à 15 km d'un village ; PHG-M-50-sxblanc = Plantation à grande échelle de saxauls blancs dans le désert de Muyunkum, à 50 km d'un village ; PHG-ZS-15-sxnoir = Plantation à grande échelle de saxauls noirs dans la zone salée, à 15 km d'un village ; PHG-TS-35-sxnoir = Plantation à grande échelle de saxauls noirs dans la zone de transition sableuse, à 35 km d'un village ; PHG-M-50-mixte = Plantation à grande échelle plurispécifique dans le désert de Muyunkum, à 50 km d'un village ; PHG-ZS-15-mixte = Plantation à grande échelle plurispécifique dans la zone salée, à 15 km d'un village ; PHP-M-20-sxblanc = Plantation à petite échelle dans le désert de Muyunkum à 20 km d'un village

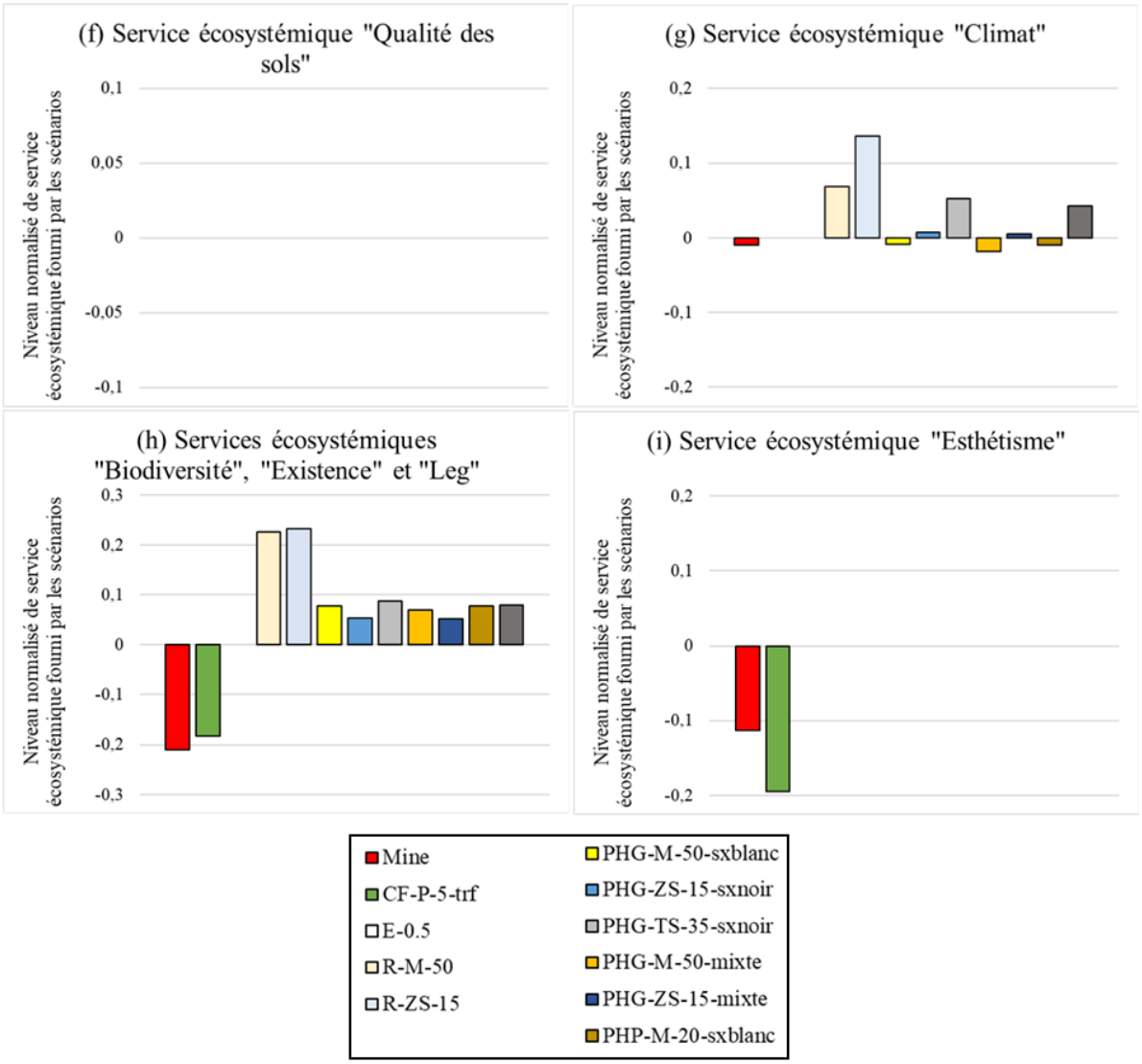


Figure 12. Comparaison des pertes et des gains de services écosystémiques (niveau normalisé) à l'hectare dus à la mine et aux scénarios de compensation écologique sélectionnés – **Partie 2**. Qualité des sols = Régulation de la qualité des sols (Réduction de la salinité) ; Climat = Régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans ; Biodiversité = Maintien des populations et des habitats ; Existence = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur d'existence ; Leg = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur de leg ; Esthétisme = Caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique. CF-P-5-trf = Culture de trèfle dans les piémonts à 5 km d'un village ; E-0.5 = point d'eau à 0,5 km d'un village ; R-M-50 = Réserve naturelle dans le désert de Muyunkum à 50 km d'un village ; R-ZS-15 = Réserve naturelle dans la zone salée à 15 km d'un village ; PHG-M-50-sxblanc = Plantation à grande échelle de saxauls blancs dans le désert de Muyunkum, à 50 km d'un village ; PHG-ZS-15-sxnoir = Plantation à grande échelle de saxauls noirs dans la zone salée, à 15 km d'un village ; PHG-TS-35-sxnoir = Plantation à grande échelle de saxauls noirs dans la zone de transition sableuse, à 35 km d'un village ; PHG-M-50-mixte = Plantation à grande échelle plurispécifique dans le désert de Muyunkum, à 50 km d'un village ; PHG-ZS-15-mixte = Plantation à grande échelle plurispécifique dans la zone salée, à 15 km d'un village ; PHP-M-20-sxblanc = Plantation à petite échelle dans le désert de Muyunkum à 20 km d'un village

5.3.3. Evaluation multicritère d'un scénario de compensation combiné et de compensation écologique classique

5.3.3.1. Construction du scénario combiné

A partir des résultats précédents, nous avons constitué le scénario combiné (**Tableau 3**). La réserve naturelle n'a pas pu être incluse, car elle impactait trop les SE d'approvisionnement (**Figure 11**). Elle pouvait être équilibrée par les plantations à grande échelle, mais celles-ci augmentaient à leur tour les SE liés à la biodiversité et les SE culturels associés, rendant la réserve naturelle inutile. Les plantations à petite échelle n'ont pu être intégrée car ne permettait pas de compenser les SE perdus autrement qu'en multipliant le nombre de fois qu'elle devait être mise en place, devenant dès lors des plantations à grande échelle (Péroches *et al.*, 2022).

Tableau 3. Scénarios de compensation constituant le scénario combiné, surface de compensation par scénario et nombre de fois que chaque scénario doit être mis en place dans le cadre du scénario combiné

Code	Description du scénario	Surface (ha)	Quantité
PHG-M-50-sxblanc	Plantation à grande échelle de saxauls blancs dans le désert de Muyunkum à 50 km d'un village	10 000	1
PHG-TS-35-sxnoir	Plantation à grande échelle de saxauls noirs dans la zone de transition sableuse à 35 km d'un village	10 000	2
PHG-ZS-15-mixte	Plantation plurispécifique à grande échelle dans la zone salée à 15 km d'un village	10 000	1
CF-P-5-trf	Culture de trèfle dans les piémonts à 5 km d'un village	10	5
E-0.5	Point d'eau à 0,5 km d'un village	/	5

5.3.3.2. Evaluation multicritère du scénario combiné et des scénarios de compensation écologique requis

Le scénario de compensation combiné (**Tableau 3**) est évalué avec les scénarios de compensation écologique requis, dit « classique », (**Figure 13**), c'est-à-dire la plantation sur 10 000 ha de saxauls à grande échelle : pour cela, nous avons pris pour référence la plantation de saxauls blancs dans le désert de Muyunkum (« Compensation 1 », PHG-M-50-sxblanc, **Figure 13**), de saxauls noirs dans la zone salée (« Compensation 2 », PHG-ZS-15-sxnoir, **Figure 13**) et dans la zone de transition sableuse (« Compensation 3 », PHG-TS-35-sxnoir, **Figure 13**). La première partie de la **Figure 13**, montre que le scénario combiné corrige le déséquilibre des scénarios de compensation classiques. Le scénario combiné se démarque complètement par son acceptabilité sociale, bien plus importante, et grâce à laquelle son évaluation multicritère est bien plus équilibrée que celle des trois autres scénarios (**Figure 13**). En outre, le scénario combiné fournit

bien plus de SE que les autres scénarios, notamment les SE liés à l'élevage (plus de quatre fois plus), l'énergie (plus de deux fois plus), l'érosion (plus de deux fois plus), le climat (deux fois plus), la biodiversité, les valeurs d'existence et les valeurs de leg (plus de cinq fois plus) (**Figure 13**).

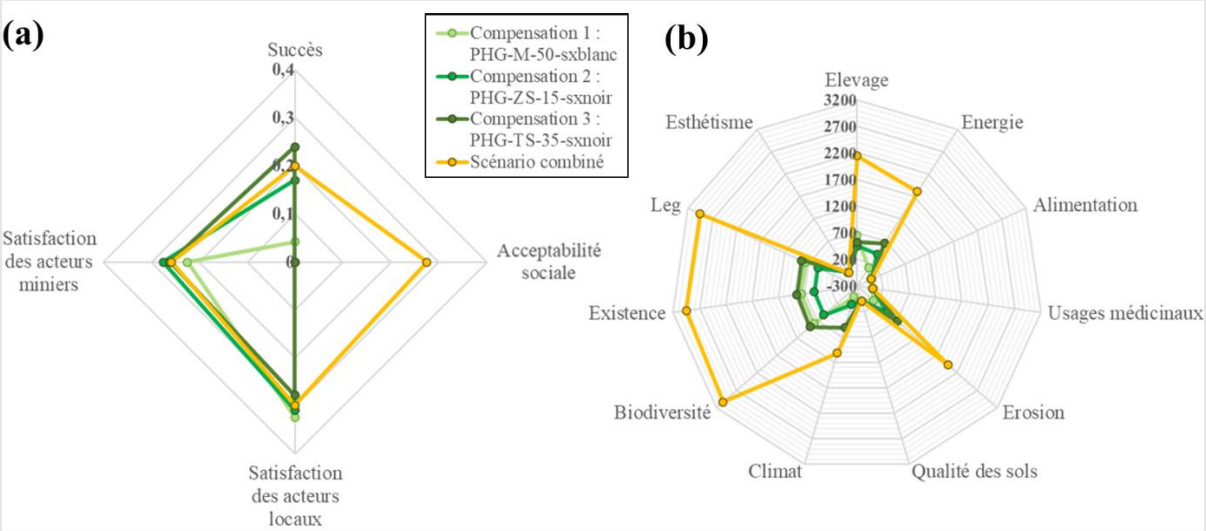


Figure 13. (a) Evaluation multicritère de trois scénarios de compensation écologique sur 10 000 ha : plantation monospécifique de saxauls blancs dans le désert de Muyunkum à 50 km d'un village (Compensation 1 : PHG-M-50-sxblanc), plantation monospécifique de saxauls noirs dans la zone salée à 15 km d'un village (Compensation 2 : PHG-ZS-15-sxnoir) et plantation monospécifique de saxauls noirs dans la zone de transition sableuse à 35 km d'un village (Compensation 3 : PHG-TS-35-sxnoir), avec un scénario de compensation combiné (Scénario combiné). (b) Evaluation du niveau de fourniture des services écosystémiques ciblés dans cette étude entre ces quatre scénarios. Elevage = Animaux élevés et leurs produits, à partir des Plantes sauvages pâturées et plantes cultivées consommées par les animaux d'élevage ; Energie = Plantes sauvages pour l'énergie ; Alimentation = Plantes sauvages pour l'alimentation ; Usages médicinaux = Fibres et autres parties des plantes sauvages utilisées pour un usage direct ou non (usages médicinaux) ; Erosion = Contrôle des taux d'érosion ; Qualité des sols = Régulation de la qualité des sols (Réduction de la salinité) ; Climat = Régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans ; Biodiversité = Maintien des populations et des habitats ; Existence = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur d'existence ; Leg = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur de leg ; Esthétisme = Caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique

5.3.3.3. Vérification de la compensation pour les pertes de services écosystémiques par le scénario combiné et les scénarios de compensation écologique classiques

La **Figure 14** montre que le scénario combiné était nécessaire pour la compensation des SE liés à l'élevage (graphique (a)) et à l'énergie (graphique (b)). Elle compense également pour les pertes des SE liés à la biodiversité et les valeurs d'existence et de leg associées (graphique (h)), l'érosion (graphique (e)) et le climat (graphique (g)). Toutefois, les scénarios de compensation n°2 et n°3 auraient pu compenser la perte des deux derniers types de SE. Par contre, comme prévu dans la section de résultat **5.3.2**, aucun scénario ne peut compenser pour la perte d'esthétisme, de plantes sauvages pour l'alimentation et pour les usages médicinaux (**Figure 11**, **Figure 12** et **Figure 14**). En outre, le scénario combiné, impacte négativement, même si très légèrement, le SE lié à l'alimentation (graphique (c), **Figure 14**) et l'esthétisme (graphique (i), **Figure 14**).

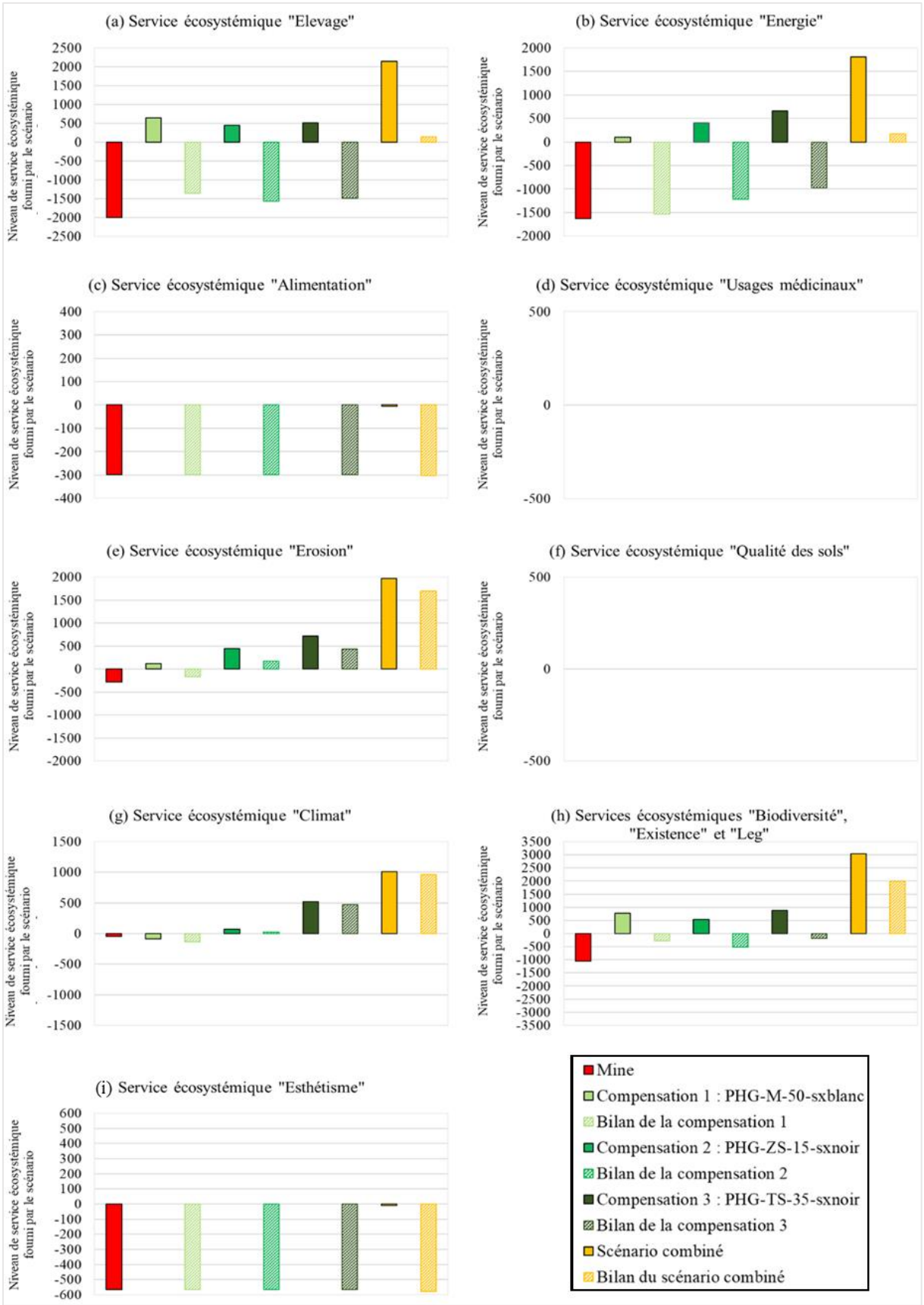


Figure 14. Comparaison des pertes et des gains de services écosystémiques dus à la mine, aux scénarios de compensation écologique classiques et au scénario de compensation combiné. Elevage = Animaux élevés et leurs produits, à partir des Plantes sauvages pâturées et plantes cultivées consommées par les animaux

d'élevage ; Energie = Plantes sauvages pour l'énergie ; Alimentation = Plantes sauvages pour l'alimentation ; Usages médicinaux = Fibres et autres parties des plantes sauvages utilisées pour un usage direct ou non (usages médicinaux) ; Erosion = Contrôle des taux d'érosion. Qualité des sols = Régulation de la qualité des sols (Réduction de la salinité) ; Climat = Régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans ; Biodiversité = Maintien des populations et des habitats ; Existence = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur d'existence ; Leg = Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur de leg ; Esthétisme = Caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique. Mine = scénario d'une mine sur 5 000 ha ; Compensation 1 : PHG-M-50-sxblanc = plantation monospécifique sur 10 000 ha de saxauls blancs dans le désert de Muyunkum à 50 km d'un village ; Compensation 2 : PHG-ZS-15-sxnoir = plantation monospécifique de saxauls noirs sur 10 000 ha dans la zone salée à 15 km d'un village ; Compensation 3 : PHG-TS-35-sxnoir = plantation monospécifique de saxauls noirs sur 10 000 ha dans la zone de transition sableuse à 35 km d'un village ; Scénario combiné = scénario de compensation combiné. Les « bilans » correspondent au gain ou la perte du SE due au scénario considéré ajouté à la perte du SE due à la mine

5.4. Discussion

Dans cette section, nous discuterons de l'OAD développé et des résultats obtenus à travers trois parties : une discussion autour des critères utilisés, puis sur le scénario combiné, notamment sa faisabilité et les limites de l'approche surfacique employée, et enfin, nous discuterons des pistes d'amélioration de l'OAD, de sa paramétrisation et de son utilisation pratique.

5.4.1. Les critères utilisés, leur évaluation et leur pertinence

5.4.1.1. Le succès des scénarios de compensation

Puisque nous avions paramétré des valeurs par défaut de 1 pour le succès des réserves naturelles et des points d'eau (voir **partie 2/ de l'Annexe 5.3** et l'**Annexe 5.6**), ce critère permet surtout de différencier les scénarios comportant des cultures fourragères (**Figure 3**) ou des plantations (**Figures 6 - 10**).

D'ailleurs, comme le montrent les **Figures 6 à 10** et **14**, le critère est peu élevé pour tous les scénarios qui comportent une pratique de type plantation. Or, les taux de survies renseignés dans le paramétrage à partir de la littérature étaient plutôt faibles (voir partie **partie 2/ de l'Annexe 5.3** et **Annexe 5.6**), tout comme la potentialité des zones pour certaines espèces. Par exemple, puisque l'unité paysagère du désert de Muyunkum est composée en partie des cuvettes qui ne comportaient pas de végétation arbustive (**chapitre 4**), sa potentialité pour les espèces arbustive était très faible (voir **Annexe 5.5**). Cela explique notamment le faible succès des scénarios de plantation dans le désert de Muyunkum PHG-M-50-sxblanc, PHG-M-50-mixte et PHP-M-20-sxblanc, par rapport aux autres scénarios de plantation, bien que ces derniers, pour les mêmes raisons, aient aussi des niveaux de succès peu élevés (**Figure 8-10**). Cette sévérité sur l'estimation du succès potentiel n'est pas dénuée de sens. La végétation arbustive était éparse dans le district de Sozak, même dans les zones les plus denses : par exemple, le maximum de

densité inventoriée en zone naturelle était de 1 344 individus/ha (voir **Annexe 4.9** du **chapitre 4**). Il paraît donc pertinent de considérer qu'une plantation de 3 000 individus/ha ne puisse que partiellement s'établir.

La considération du succès permet également de cibler des sites de compensation ayant des propriétés adaptées pour une pratique de compensation donnée (**Figure 3**) et de juger la nécessité de clôturer ou non dans le cadre de pratiques de type plantation (**Figures 6-7**). La mise en place de clôture est parfois estimée nécessaire pour des plantations dans les zones pâturées des déserts (Mülhenberg *et al.*, 2006). Or, des précautions s'imposent vis-à-vis de cette modalité qui supprime l'accès à certains SE importants pour les habitants. Vérifier si elle est indispensable ou non est donc primordial, et même s'il s'avérait que des clôtures devaient être mises en place pour des plantations, des discussions avec les populations s'imposeraient. En effet, les enquêtes réalisées dans le cadre du **chapitre 3** montraient un fort rejet des clôtures dans le cadre d'une plantation compensatoire, comme en témoigne d'ailleurs l'acceptabilité sociale diminuée lors d'une plantation avec clôtures (**Figures 6-7**).

5.4.1.2. L'acceptabilité sociale

L'acceptabilité sociale est un critère nécessaire pour que la compensation atteigne son objectif écologique tout en satisfaisant sa dimension sociale et culturelle (Burton *et al.*, 2017 ; Tupala *et al.*, 2022). Toutefois, pour améliorer l'acceptabilité sociale de la compensation, nous avons dû intégrer au scénario combiné (**Tableau 3**) des scénarios de compensation qui n'avaient que peu d'effet sur la fourniture des SE : le point d'eau n'affecte pas la fourniture des SE étudiés (E-0.5 dans les **Figures 11-12**), et la culture de trèfle impacte certes positivement les SE liés à l'élevage, mais négativement la majorité des autres SE d'intérêt (CF-P-5-trf dans les **Figures 11-12**). Dans le cadre de la compensation dans le district de Sozak, l'acceptabilité sociale n'est donc pas vraiment liée à une meilleure fourniture de SE impactés par la mine, comme nous l'avions déjà discuté dans le **chapitre 3**. Les résultats du présent chapitre concordent avec ce constat.

5.4.1.3. La satisfaction des différents types d'acteurs

La satisfaction des acteurs locaux et des acteurs miniers n'étaient pas très différentes pour un même scénario, excepté pour les cultures fourragères (**Figure 3**) et la plantation à grande échelle de saxauls blancs et plurispécifique dans le désert de Muyunkum (PHG-M-50-sxblanc, **Figure 8** et PHG-M-50-mixte, **Figure 9**), ainsi que la plantation à petite échelle de saxauls blancs dans le désert de Muyunkum (PHP-M-20-sxblanc, **Figure 10**). Pour les deux types de scénarios, ceci est très probablement dû à la fourniture du SE de régulation de la qualité des sols (réduction de la salinité) (« Qualité des sols », **Figures 8-10**), mentionnés par les habitants du district de

Sozak (**Annexe 2.6** du **chapitre 2**), mais pas par les personnes enquêtées de KATCO et d'Orano (voir **résultats complémentaires du chapitre 2**). Or, la régulation de la qualité des sols n'est en fait affectée par aucun des scénarios de compensation (**Figures 12** et **14**). Ainsi, la différence de satisfaction des deux types d'acteur dans l'évaluation de ces quatre scénarios est uniquement liée au niveau de SE initial des sites de compensation. Finalement, la mise en place de ces scénarios ne favoriserait pas les acteurs locaux par rapport aux acteurs miniers.

Ainsi, aucun scénario ne favorise un type d'acteur par rapport à un autre. En outre, ils ont des niveaux assez similaires entre scénarios qui intègrent des types de pratiques de compensation différents. Elles sont situées entre 0,2 et 0,3 pour tous les scénarios (**Figures 3-10**). Dans notre cas d'étude, ce critère n'est donc pas distinctif et il n'a pas guidé nos choix de scénarios pour la composition du scénario combiné.

5.4.1.4. La fourniture de services écosystémiques

La double représentation de la fourniture de SE dans les graphiques en radar (**Figures 3 et 5-10**) est intéressante, car si certains scénarios ont un niveau global peu élevés, ils peuvent en fait se révéler intéressants pour maximiser un type de SE. Par exemple, les deux scénarios de culture de trèfle évalués ont un niveau global unitaire de fourniture des SE faible, mais contribuent presque au maximum du SE lié à l'élevage (**Figure 3**). Par ailleurs, il est nécessaire de ne pas considérer seulement le niveau global de fourniture de SE, pour éviter de remplacer certains des SE perdus avec le développement minier par des SE différents.

La fourniture de SE présente des similitudes et des différences en fonction des types de pratiques. Les scénarios qui impliquent les cultures fourragères et les réserves naturelles sont déséquilibrés, c'est-à-dire qu'ils maximisent certains SE seulement, voir impactent négativement les autres SE (**Figure 3** et **5**, CF-P-5-trf dans la **Figure 11** et R-M-50 et R-ZS-15 dans la **Figure 12**). Les scénarios de type plantation sont quant à eux plus équilibrés. D'après les **Figures 6-10** et **11-12**, ils ne permettent pas d'atteindre les mêmes niveaux de SE liés à l'élevage, la biodiversité ou le climat, par rapport aux deux autres types de scénarios. Toutefois, le niveau fourni n'est pas négligeable, et ils sont à l'origine d'autres SE comme la fourniture de plantes sauvages pour l'énergie (**Figures 6-11**) : ils sont donc intéressants pour tenter d'atteindre une compensation la plus exhaustive possible. Cet équilibre est d'ailleurs ce qui a motivé l'intégration de plusieurs scénarios de plantation dans le scénario combiné (**Tableau 3**).

L'approche employée à travers l'évaluation de la fourniture de SE montre aussi que toutes les pertes des SE ne sont pas compensables (**Figures 11-12** et **14**). Il s'agit d'un résultat important qui montre que nous ne serons pas forcément capables de contrebalancer tous les effets négatifs liés aux projets d'aménagement contrairement à ce qu'un outil comme la compensation peut

laisser entendre. Cela suggère également que les OAD incluant les SE devraient être utilisés en amont des projets d'aménagement, miniers ou non, pour vérifier si les pertes sont compensables (en termes d'équivalence stricte) ou non. Il s'agit d'ailleurs de l'approche employée pour la défriche de la végétation en Australie (en termes de valeur de conservation de l'écosystème et non des SE) via l'outil BioMetric (Gibbons *et al.*, 2009, 2005) décrit en introduction. Ce résultat peut également guider l'élaboration de nouveaux scénarios de compensation alternatifs, autres que ceux étudiés dans ce chapitre. Par exemple, pour tenter de compenser à la fois les pertes des plantes sauvages pour l'alimentation et les caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique : nous pourrions inclure la plantation d'arbres fruitiers dans ou proche des villages dans de futures évaluation multicritères, bien que cela impliquerait le remplacement des plantes sauvages par les plantes cultivées. Il s'agit en outre d'une pratique étudiée du point de vue de l'acceptabilité sociale, et faisant partie des pratiques favorites (**chapitre 3**).

5.4.2. Intérêt et limites du scénario combiné de compensation écologique

5.4.2.1. Faisabilité du scénario combiné

L'intérêt principal du scénario combiné est qu'il permet théoriquement de compenser pour la plupart des SE impactés (**Figure 14**). Toutefois, il est composé en grande partie de plantations à grande échelle, la majeure différence avec les scénarios classiques de compensation étant qu'il requière une surface de plantation quatre fois plus importante (**Tableau 3**). Or, une plantation sur deux fois la surface du permis d'exploitation, théoriquement 10 000 ha dans notre cas d'étude, pouvait déjà représenter un investissement important en termes financiers, mais également de gestion ou encore d'entretien (vis-à-vis des ressources humaines) ou de suivi. Dans le cas du scénario combiné, les efforts entrepris devraient être encore plus considérables. En ce cas, nous pouvons légitimement nous poser la question de la faisabilité d'une telle compensation, et plus généralement d'une compensation efficace et la plus exhaustive possible des SE impactés par un développement miner. Ici, le critère du coût économique aurait été intéressant.

5.4.2.2. L'intégration des scénarios de compensation alternatifs à la plantation

Vis-à-vis des bilans de pertes et de gain de SE, nous n'avions pas pu intégrer de réserve naturelle au scénario combiné (**Figures 11** et **12**, **Tableau 3**). Par ailleurs, la surface de la mine était telle qu'elle ne permettait que peu l'inclusion d'autres scénarios de compensation, comme les plantations à petites échelles, ou encore les cultures fourragères. En effet, pour compenser le SE lié à l'élevage, qui est celui auquel les cultures contribuent vraiment (**Figure 3** et CF-P-5-trf dans la **Figure 11**), il aurait fallu environ 5 000 ha de cultures de trèfles (**Figure 11**). Cela paraît

peu réalisable, d'autant plus que la **Figure 3** montre qu'elles sont plus adaptées dans les zones de piémont, qui, d'après nos entretiens, disposent de peu d'endroits disponibles non privatisés (voir **chapitre 3**). En outre, une telle surface de zones cultivées aurait également impacté négativement d'autres SE, comme ceux liés à l'érosion des sols ou à la biodiversité (**Figures 11** et **12**). Ainsi, notre scénario combiné est majoritairement constitué de scénario semblables à ceux de la compensation écologique classique (**Tableau 3**), et les autres types de scénarios qui le composent bénéficient surtout à l'acceptabilité sociale. Ainsi, bien que les scénarios alternatifs à la compensation classique soient performant pour délivrer certains SE, ils sont peut-être trop spécialisés, trop impactants sur d'autres SE ou encore pas assez performants sur une surface appropriée à leur mise en place.

5.4.2.3. L'approche surfacique dans la fourniture des SE

L'échelle spatiale est une dimension importante dans l'évaluation des SE (Hein *et al.*, 2006). Le changement d'une échelle locale vers une échelle plus large est souvent nécessaire, car les méthodes pour évaluer les SE sont pour beaucoup laborieuses (*European Environment Agency*, 2010) et coûteuses. Le changement d'échelle se base sur une « évaluation primaire », qui estime la valeur des SE à un endroit spécifique (Brander *et al.*, 2010 ; *European Environment Agency*, 2010), transférée à une échelle géographique plus large (Brander *et al.*, 2010).

Or, le passage de la fourniture de SE unitaire (**Figure 11** et **12**) à la surface des scénarios (**Figures 13** et **14**) n'est pas pertinent pour tous les types de SE. Par exemple, le SE lié à l'esthétisme aurait tendance à être affecté positivement par l'hétérogénéité spatiale (Duarte *et al.*, 2018) plutôt que par une modification de surface. En effet, nous pouvons penser que les bénéficiaires préféreraient une petite surface avec une diversité de fleurs et de couleurs (les indicateurs utilisés pour évaluer le SE étaient liés au nombre et à la couverture d'espèces à fleur et/ou fruit coloré, voir **chapitre 4**), à une grande surface peu diversifiée. Les méthodes de changement d'échelle proposées par Brander *et al.* (2010) et l'*European Environment Agency* (2010) sont plus complexes que la multiplication de la fourniture de SE par la surface étudiée, bien qu'elles concernent les valeurs économiques des SE et non les valeurs biophysiques. La multiplication de la fourniture de SE par la surface pour évaluer la fourniture globale (**Figures 13** et **14**) est une approche plus adéquate pour les SE dont l'évaluation unitaire est définie par rapport à une surface (par exemple : le SE de régulation de la composition chimique de l'atmosphère et de l'océan, « Climat », est composé des indicateurs de stock de carbone organique du sol et de carbone stocké dans la biomasse arbustive, tous deux exprimés en kg/ha). Néanmoins, même pour ces SE, cette approche peut sous-estimer leur valeur finale (Brander *et al.*, 2010), ou dans notre cas leur niveau de fourniture globale.

Les écosystèmes fonctionnent et varient à travers une gamme d'échelles spatiales, de la plante à l'échelle mondiale, et de bénéficiaires, de l'individu à l'échelle internationale (Hein *et al.*, 2006). Le changement d'échelle des SE est donc un processus bien plus complexe qu'une approche surfacique. En outre, les processus biophysiques à l'origine des SE varient à travers le paysage, tout comme les bénéfices et les bénéficiaires (Fisher *et al.*, 2013). Au sein d'une plantation compensatoire de 40 000 ha (**Tableau 3**), les processus biophysiques peuvent donc potentiellement varier à travers cette surface considérable, et différer de ceux que nous avons mesurer, impliquant une fourniture des SE différente de celle que nous avons prévue. Avec une telle surface, les plantations pourront également être situées loin des bénéficiaires, qui n'y auront donc plus accès. Sur ce dernier point, il est donc important de rappeler que l'OAD évalue la fourniture potentielle de SE et non effective.

5.4.3. Pistes d'amélioration de l'outil d'évaluation des scénarios de compensation écologique des mines dans les zones arides d'Asie Centrale

5.4.3.1. La fiabilité des différents critères d'évaluation et leur amélioration

5.4.3.1.1. Le succès

Le succès est le critère le moins fiable de l'évaluation. En effet, il aurait par exemple fallu effectuer des suivis de croissance des différentes espèces d'intérêt dans les différentes unités paysagères pour bien paramétrer les variables de survie des espèces (**Annexe 5.6**) et de potentialité des zones pour leur croissance (**Annexe 5.5**). Or, ceci était difficilement réalisable dans le pas de temps d'une thèse sur un terrain éloigné. Nous avons donc priorisé les autres critères. Face à cela, nous avons tout de même pu intégrer des données de la littérature pour les taux de survie (Byambadorj *et al.*, 2021 ; Cao et Song, 2012 ; Fan *et al.*, 2018 ; Mülhenberg *et al.*, 2006 ; Salmukhanbetova *et al.*, 2021 ; Song *et al.*, 2021 ; Zhang *et al.*, 2016 ; Zhu et Jia, 2011). Pour la potentialité de compensation écologique des zones, toutefois, nous nous sommes basés sur un nombre réduit de données terrain par unité paysagère. Pour améliorer le critère succès, la récolte de données nouvelles et supplémentaires serait nécessaire.

5.4.3.1.2. L'acceptabilité sociale

La note initiale d'acceptabilité sociale était directement issue des données d'enquêtes disponibles, nous pouvons donc considérer que cette variable est fiable dans le cas du district de Sozak au Kazakhstan. Pour tout autre cas d'étude, des enquêtes préliminaires devront être effectuées de nouveau pour adapter la note initiale. Néanmoins, nous n'avons pour le moment pas

intégré toutes les modalités d'acceptabilité étudiées dans le **chapitre 3** : dans l'OAD, seules la surface ou la distance au village le plus proche affectent l'acceptabilité sociale initiale (voir **partie 8/ de l'Annexe 5.3** et l'**Annexe 5.16**). Pour pallier cela, nous avons intégré certaines modalités dans la note initiale : par exemple, la note initiale des plantations clôturées est plus basse que celles sans clôtures (voir **Annexe 5.6**). L'outil ne propose pas non plus d'acceptabilité sociale différenciées en fonction des paysages : par exemple, le scénario P-0.5 est très bien accepté (**Figure 4**) car il est proche des villages. Or, il est situé dans les piémonts d'après la zone paramétrée, et les habitants des piémonts étaient ceux qui acceptaient le moins les points d'eau (**chapitre 3**). Toutefois, l'effet des modalités de surface et de proximité au village est intéressant car faciles à paramétrer pour les futurs utilisateurs, et probablement plus facile à prévoir que d'autres, comme le mode de gestion. Elles sont bien intégrées dans l'outil et donnent lieu à des résultats cohérents (voir pour l'effet de la distance au village : **Figures 3** et **5**, et pour l'effet de la surface : **Figures 8** et **10**).

5.4.3.1.3. La satisfaction des différents types d'acteur

Dans notre cas d'étude, ce critère est fiable car repose sur des données d'enquêtes (**chapitre 2**) qui ont pu être complètement intégrées dans le paramétrage de l'outil. Il pourrait néanmoins être amélioré en menant des entretiens avec davantage d'acteurs miniers pour consolider le paramétrage de leur satisfaction vis-à-vis de la fourniture potentielle de SE. Si l'OAD devait être utilisé dans un autre pays, dans un autre contexte, les entretiens avec les deux types de parties prenantes devraient être effectués de nouveau. En outre, dans un autre cas d'étude, des différences de préférences pour les SE pourraient émerger au sein du groupe « acteurs locaux ».

5.4.3.1.4. La fourniture en services écosystémiques

La fiabilité de la fourniture des différents SE augmente avec le nombre d'indicateurs significativement liés aux caractéristiques de la végétation (**chapitre 4**). Dans le district de Sozak, nous étions notamment parvenus à montrer une relation significative entre les caractéristiques de végétation : volume occupée par la strate arbustive (m^3/ha) et couverture de la strate arbustive (%), toutes deux liées à la densité dans la strate arbustive (nombre d'individus/ha), et six indicateurs de SE (**chapitre 4**). Pour rappel, les indicateurs de SE expliqués par ces variables étaient : le houppier moyen de la strate arbustive (m^2), la masse de litière sèche (kg/ha), le carbone stocké dans la biomasse arbustive (kg/ha), le volume de bois (m^3/ha), la couverture des espèces d'intérêt pour l'énergie (%) et le volume moyen de sol retenu par la végétation (cm^3) (**chapitre 4**). L'indicateur nombre d'arbres morts (nombre d'individus/ha) était significativement lié à la composition en *Calligonum* spp. (**chapitre 4**)

Ainsi, la fourniture de SE la mieux prédite par l'OAD est l'approvisionnement en plantes pour l'énergie, dont tous les indicateurs sont expliqués par la végétation (voir **chapitre 4** pour les indicateurs choisis par SE). Elle est donc la plus fiable parmi tous les SE inclus dans notre étude. La régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans et à moitié prédite, grâce à l'indicateur carbone stocké dans la biomasse arbustive (kg/ha). Son second indicateur, le stock de carbone organique des sols, n'était pas lié significativement à la végétation. Le contrôle de l'érosion des sols est également moyennement prédit par l'OAD via les indicateurs masse de litière sèche (kg/ha) et volume moyen de sol retenu par la végétation (cm^3). Notre outil évalue de manière un peu fiable le maintien des populations et des habitats grâce aux indicateurs houppier moyen de la strate arbustive (m^2) et masse de litière sèche (kg/ha), mais qui n'étaient pas considérés comme les meilleurs indicateurs pour ce SE (voir **chapitre 4**). Quant aux SE : animaux élevés et leurs produits (via les plantes sauvages pâturées par les animaux d'élevage et les plantes cultivées pour le fourrage consommé par les animaux d'élevage), plantes sauvages pour l'alimentation, fibres et autres parties des plantes sauvages pour un usage direct ou non (usages médicinaux), régulation de la qualité des sols (réduction de la salinité) et caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique, ils sont pour le moment pauvrement prédits par notre OAD, qui doit considérer le type de pratique plutôt que la végétation pour les évaluer (voir **Annexe 5.8**). Leur évaluation ne peut donc être considérée comme réellement fiable, d'autant plus que les indicateurs de SE non liés aux variables de végétation ne sont donc pas liés au succès des scénarios de compensation : l'évaluation des SE composés de ces indicateurs est donc pour le moment probablement surestimée. Une piste d'amélioration évidente est, comme déjà discutée auparavant dans le **chapitre 4**, d'effectuer des inventaires, mesures, prélèvements et analyses similaires supplémentaires et pour parvenir à déterminer de nouvelles relations entre végétation et indicateurs de SE.

L'agrégation des indicateurs (**Annexe 5.12**) par SE peut quant à elle être considérée fiable car basée sur une méthode statistique (voir **partie 6/ l'Annexe 5.3**) reconnue, conseillée et utilisée dans la littérature (Biswas *et al.*, 2022 ; Blanc *et al.*, 2008 ; Kearney *et al.*, 2019 ; Lolli et Di Girolamo, 2015 ; Nicoletti *et al.*, 2000 ; OECD *et al.*, 2008 ; Silva-Olaya *et al.*, 2022).

5.4.3.2. Améliorer et enrichir le fonctionnement de l'outil

5.4.3.2.1. La récolte de données supplémentaires

Le manque de données quantitatives est souvent mentionné dans la littérature comme une limite dans l'application des SE dans la pratique (Albert *et al.*, 2014), et les sciences biophysiques sont indispensables pour établir un lien entre actions (ici, de compensation) et écosystèmes, puis entre écosystèmes et fourniture SE (Daily *et al.*, 2009) : nous manquons encore de relations

biophysiques quantitatives fiables et significatives. Comme discuté précédemment pour la fiabilité des critères, la récolte de données supplémentaires sera donc indispensable pour améliorer le fonctionnement et les outputs de l'OAD. En effet, le paramétrage nécessitait parfois l'utilisation de données par défaut ou approximatives, appauvrissant notre évaluation générale. Il s'agit d'un outil qui a pour vocation à être enrichi par l'utilisateur au fur et à mesure des campagnes de terrain. Par exemple, il pourra prochainement être amélioré par l'intégration de données d'enquêtes et d'inventaires en Mongolie. En multipliant les données de terrain, le paramétrage sera facilité et les situations de « cas par cas » se raréfieront.

Les espèces d'intérêt pour la plantation autour des villages d'arbres fruitiers et/ou ornementaux ne sont pas ciblées à travers l'outil. Nous aurions bien sûr pu considérer dans les inputs que l'espèce A1 (paramétrage des pratiques, **partie 2/ de l'Annexe 5.3**) était un *Karatal* (Salix spp., espèce d'intérêt pour les plantations autour et dans les villages, **voir chapitre 3**). Néanmoins, nous avions concentré nos inventaires et mesures sur les espèces naturelles et les zones cultivées (**voir chapitre 4**). De nouvelles pratiques alternatives pourraient être paramétrées dans l'OAD, telle que ce type de plantation, enrichissant ainsi son fonctionnement, les outputs possibles et les potentielles compensations. Encore une fois, cela demanderait des récoltes de données supplémentaires.

5.4.3.2.2. Le paramétrage des inputs

L'OAD offre la possibilité dans l'étape de paramétrage des liens entre indicateur de SE et végétation/pratique de paramétrer leur relation pour toutes les unités paysagères confondues, ou par unité paysagère (voir **partie 4/ de l'Annexe 5.3** et l'**Annexe 5.8**). Il est judicieux de paramétrer les relations par unité paysagère, contrairement au paramétrage effectué dans ce chapitre (**Annexe 5.8**). En paramétrant cet input pour toutes les unités paysagères confondues, nous aurions pu avoir des outputs incohérents. Par exemple, si nous avions évalué un scénario de culture fourragère dans la zone salée, l'OAD aurait bien estimé le succès à 0 (potentialité de compensation de la zone salée paramétrée à 0 pour la pratique culture de trèfle, voir **Annexe 5.5**). Cependant, puisque nous n'avons pas antérieurement démontré de relation entre la couverture de trèfle et la fourniture de SE, l'évaluation des indicateurs de SE ne dépend pas du succès de la culture (voir **Annexe 5.8**). En paramétrant sa fourniture d'indicateur de SE toute unité paysagère confondue, nous ne considérons donc plus l'impact spécifique de la zone salée sur la culture de trèfle, et bien que le succès aurait été nul, le scénario aurait quand même fourni des SE potentiels. Dans ce chapitre, nous n'avons pas rencontré ce problème car comme énoncé dans la partie Matériels et Méthodes, nous avons orienté nos choix vers des scénarios probables : nous avions donc, par exemple, uniquement testé la culture de trèfle dans les piémonts et la steppe

(**Tableau 1**). Il faut tout de même tenir compte de cette possibilité, et paramétrer si possible cet input par unité paysagère.

Par ailleurs, la réserve naturelle implique une restriction d'accès, et donc une fourniture des SE d'approvisionnement nulle, même potentielle. Or, les plantes sauvages pour l'énergie sont quand même fournies via ce scénario (« Energie » dans la **Figure 5**). Plus exactement, l'OAD considère que les bénéficiaires ont potentiellement toujours accès au SE initial de plante sauvage pour l'énergie, même après la mise en place de la réserve naturelle : il s'agit en fait d'un impact nul du scénario sur le SE (« Energie » dans **Figure 11**). Ceci est dû au fait que le SE lié à l'énergie est complètement expliqué par les variables de végétation (voir la section de discussion *5.4.3.1.4*). Par conséquent, son évaluation n'est pas dépendant du type de pratique à cause de la méthode de paramétrage de l'input de relation entre indicateur et végétation ou pratique (voir **partie 4/ de l'Annexe 5.3** et l'**Annexe 5.8**). D'une part, il faut tenir compte de cela lors de l'interprétation de l'évaluation, et d'autre part, ce constat pourrait guider l'amélioration de l'OAD vers une meilleure prise en compte des impacts négatifs et dis-services induits par certaines pratiques de compensation écologique.

5.4.3.2.3. La représentation spatiale des SE

L'une des améliorations ultimes de l'OAD serait l'intégration d'une dimension spatiale dans son fonctionnement. Les outils et modèles présentés en introduction, ou décrits dans les revues de Bagstad *et al.* (2013) et Grêt-Regamey *et al.* (2017b), utilisent pour la plupart des données d'entrée spatiales et produisent des cartes en outputs. La cartographie des services est notamment judicieuse pour la représentation de l'offre et de la demande en SE, les compromis, et aider à la prise de décision (Crossman *et al.*, 2013 ; Wainger *et al.*, 2010). Nous avions bien sûr envisagé de construire un outil basé sur des inputs spatiaux (conditions pédoclimatiques, mais également sur la position des villages, etc.), et qui aurait donné lieu à des outputs de type carte pour le succès et la fourniture potentielles des SE. Néanmoins, nous n'avons eu accès à très peu des données spatiales nécessaires pour la détermination de ces deux critères, et cela aurait complexifié son utilisation.

5.4.3.2.4. Calibration et validation du modèle de l'outil

Pour la réalisation de ce chapitre, le modèle de l'OAD a été paramétré avec beaucoup des données issues de nos différents terrains, et n'a donc pas encore été validé. Pour ce faire, nous aurions dû comparer ses outputs par rapport à d'autres résultats observés qui n'auraient pas servi dans son étape de paramétrisation. Son exactitude n'est donc pas encore vérifiée, mais cette étape pourra être effectuée ultérieurement à la récolte de nouvelles données par exemple.

5.5. Conclusion

L'OAD développé et utilisé dans ce chapitre a permis de synthétiser les résultats obtenus dans les trois précédents chapitres. Avec les données dont nous disposons actuellement, et pour le cas d'étude du district de Sozak, les évaluations effectuées suggèrent que la combinaison de plusieurs scénarios de compensation écologique peut compenser la plupart des SE, par rapport à la méthode de compensation actuellement requise au Kazakhstan. Néanmoins, ils montrent également que certains SE ne sont pas compensables, en tout cas via les scénarios de compensation que nous avons étudiés. En outre, pour viser un NNL d'un maximum de SE, le scénario combiné serait probablement bien plus lourd qu'un scénario classique en termes financier, de planification, d'entretien ou encore suivi. Différentes pistes d'amélioration de l'outil ont été émises, et pourront pour la plupart être entreprises facilement grâce à la récolte de nouvelles données.

Références du Chapitre 5

Albert, C., Aronson, J., Fürst, C., Opdam, P., 2014. Integrating ecosystem services in landscape planning: requirements, approaches, and impacts. Landscape Ecol 29, 1277–1285. https://doi.org/10.1007/s10980-014-0085-0

Bagstad, K.J., Semmens, D.J., Waage, S., Winthrop, R., 2013. A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation. Ecosystem Services 5, 27–39. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.07.004

Ball, I., Possingham, H., 2000. Marxan (v1.8.2). Marine Reserve Design using Spatially Explicit Annealing. A Manual Prepared for The Great Barrier Reef Marine Park Authority.

Bennett, G., Gallant, M., 2017. State of Biodiversity Mitigation 2017. Markets and Compensation for Global Infrastructure Development.

Biswas, B., Chakraborty, D., Timsina, J., Bhowmick, U.R., Dhara, P.K., Ghosh (Lkn), D.K., Sarkar, A., Mondal, M., Adhikary, S., Kanthal, S., Patra, K., Sarkar, S., Parsad, R., Ray, B.R., 2022. Agroforestry offers multiple ecosystem services in degraded lateritic soils. Journal of Cleaner Production 365, 132768. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132768

Blanc, I., Friot, D., Margni, M., Jolliet, O., 2008. Towards a new index for environmental sustainability based on a DALY weighting approach. Sust. Dev. 16, 251–260. https://doi.org/10.1002/sd.376

Brander, L.M., Ghermandi, A., Kuik, O., Markandya, A., Nunes, P.A.L.D., Schaafsma, M., Wagtendonk, A., 2010. Scaling Up Ecosystem Services Values: Methodology, Applicability and a Case Study. SSRN Journal. https://doi.org/10.2139/ssrn.1600011

Burton, M., Rogers, A., Richert, C., 2017. Community acceptance of biodiversity offsets: evidence from a choice experiment. Aust J Agric Resour Econ 61, 95–114. https://doi.org/10.1111/1467-8489.12151

Byambadorj, S.-O., Park, B.B., Hernandez, J.O., Dulamsuren, N., Sainbuyan, Z., Altantugs, O., Sharavdorj, K., Seong, I.K., Batkhuu, N.-O., 2021. Optimal Irrigation Regime for Woody Species Potentially Suitable for Effective and Sustainable Afforestation in the Desert Region of Mongolia. Land 10, 212. https://doi.org/10.3390/land10020212

Cao, B., Song, L.H., 2012. Discussion on Afforestaion Techniques in Salt-Alkaline Soil in Northern Ningxia. Advanced Materials Research 518–523, 5276–5280. https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMR.518-523.5276

CICES, 2018. Common International Classification of Ecosystem Services Version 5.1. URL https://cices.eu/ (accessed 1.10.20).

Costantini, E.A.C., Branquinho, C., Nunes, A., Schwilch, G., Stavi, I., Valdecantos, A., Zucca, C., 2016. Soil indicators to assess the effectiveness of restoration strategies in dryland ecosystems. Solid Earth 7, 397–414. https://doi.org/10.5194/se-7-397-2016

Crossman, N.D., Burkhard, B., Nedkov, S., Willemen, L., Petz, K., Palomo, I., Drakou, E.G., Martín-Lopez, B., McPhearson, T., Boyanova, K., Alkemade, R., Egoh, B., Dunbar, M.B., Maes, J., 2013. A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. Ecosystem Services 4, 4–14. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.02.001

Daily, G.C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Mooney, H.A., Pejchar, L., Ricketts, T.H., Salzman, J., Shallenberger, R., 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. Frontiers in Ecology and the Environment 7, 21–28. https://doi.org/10.1890/080025

Duarte, G.T., Santos, P.M., Cornelissen, T.G., Ribeiro, M.C., Paglia, A.P., 2018. The effects of landscape patterns on ecosystem services: meta-analyses of landscape services. Landscape Ecol 33, 1247–1257. https://doi.org/10.1007/s10980-018-0673-5

European Environment Agency, 2010. Scaling up ecosystem benefits : a contribution to The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) study. Office for Official Publications of the European Union, Luxembourg.

Fan, B., McHugh, A.D., Guo, S., Ma, Q., Zhang, J., Zhang, X., Zhang, W., Du, J., Yu, Q., Zhao, C., 2018. Factors influencing the natural regeneration of the pioneering shrub *Calligonum mongolicum* in sand dune stabilization plantations in arid deserts of northwest China. Ecol Evol 8, 2975–2984. https://doi.org/10.1002/ece3.3913

Fisher, B., Bateman, I., Turner, R.K., 2013. Valuing ecosystem services: benefits, values, space and time, in: Kumar, P., Thiaw, I. (Eds.), Values, Payments and Institutions for Ecosystem Management. Edward Elgar Publishing. https://doi.org/10.4337/9781781953693.00009

Gibbons, P., Ayers, D., Seddon, J., Doyle, S., Briggs, S., 2005. BioMetric. Verson 1.8. A Terrestrial Biodiversity Assessment Tool for the NSW Property Vegetation Plan Developer. Operational Manual.

Gibbons, P., Briggs, S.V., Ayers, D., Seddon, J., Doyle, S., Cosier, P., McElhinny, C., Pelly, V., Roberts, K., 2009. An operational method to assess impacts of land clearing on terrestrial biodiversity. ecological indicators.

Gonzalez-Redin, J., Luque, S., Poggio, L., Smith, R., Gimona, A., 2016. Spatial Bayesian belief networks as a planning decision tool for mapping ecosystem services trade-offs on forested landscapes. Environmental Research 144, 15–26. https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.11.009

Grêt-Regamey, A., Altwegg, J., Sirén, E.A., van Strien, M.J., Weibel, B., 2017a. Integrating ecosystem services into spatial planning—A spatial decision support tool. Landscape and Urban Planning 165, 206–219. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.05.003

Grêt-Regamey, A., Sirén, E., Brunner, S.H., Weibel, B., 2017b. Review of decision support tools to operationalize the ecosystem services concept. Ecosystem Services 26, 306–315. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.10.012

Griffiths, V.F., Bull, J.W., Baker, J., Milner-Gulland, E.J., 2019. No net loss for people and biodiversity. Conservation Biology 33, 76–87. https://doi.org/10.1111/cobi.13184

Hein, L., van Koppen, K., de Groot, R.S., van Ierland, E.C., 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. Ecological Economics 57, 209–228. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.04.005

Hou, Y., Burkhard, B., Müller, F., 2013. Uncertainties in landscape analysis and ecosystem service assessment. Journal of Environmental Management 127, S117–S131. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.12.002

Jackson, B., Pagella, T., Sinclair, F., Orellana, B., Henshaw, A., Reynolds, B., Mcintyre, N., Wheater, H., Eycott, A., 2013. Polyscape: A GIS mapping framework providing efficient and spatially explicit landscape-scale valuation of multiple ecosystem services. Landscape and Urban Planning 112, 74–88. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.12.014

Jacob, C., Vaissiere, A.-C., Bas, A., Calvet, C., 2016. Investigating the inclusion of ecosystem services in biodiversity offsetting. Ecosystem Services 21, 92–102. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.07.010

Kearney, S.P., Fonte, S.J., García, E., Siles, P., Chan, K.M.A., Smukler, S.M., 2019. Evaluating ecosystem service trade-offs and synergies from slash-and-mulch agroforestry systems in El Salvador. Ecological Indicators 105, 264–278. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.032

Khaulenbek, A., Ihanbai, Kh., Batkhuu, N., 2018. Saxauls forests in Mongolia. Ecosystem, resource, values. Institute of Geography and Geoecology. Division for Desertification Study, Ulaanbaatar, Mongolia.

Kiesecker, J.M., Copeland, H., Pocewicz, A., Nibbelink, N., McKenney, B., Dahlke, J., Holloran, M., Stroud, D., 2009. A Framework for Implementing Biodiversity Offsets: Selecting Sites and Determining Scale. BioScience 59, 77–84. https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.1.11

Kujala, H., Whitehead, A.L., Morris, W.K., Wintle, B.A., 2015. Towards strategic offsetting of biodiversity loss using spatial prioritization concepts and tools: A case study on mining impacts in Australia. Biological Conservation 192, 513–521. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.08.017

Lê, S., Josse, J., Husson, F., 2008. FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. Journal of Statistical Software 25, 1–18. https://doi.org/10.18637/jss.v025.i01

Lolli, S., Di Girolamo, P., 2015. Principal Component Analysis Approach to Evaluate Instrument Performances in Developing a Cost-Effective Reliable Instrument Network for Atmospheric Measurements. Journal of Atmospheric and Oceanic Technology 32, 1642–1649. https://doi.org/10.1175/JTECH-D-15-0085.1

Maestre, F.T., Benito, B.M., Berdugo, M., Concostrina-Zubiri, L., Delgado-Baquerizo, M., Eldridge, D.J., Guirado, E., Gross, N., Kéfi, S., Le Bagousse-Pinguet, Y., Ochoa-Hueso, R., Soliveres, S., 2021. Biogeography of global drylands. New Phytol 231, 540–558. https://doi.org/10.1111/nph.17395

Mandle, L., Douglass, J., Denu, D., Sharp, R., 2015. OPAL. Offset Portfolio Analyzer and Locator. Version 1.1.0. A tool for integrating biodiversity and ecosystem services into impact assessment and offset portfolio design. User's Guide.

Mandle, L., Douglass, J., Lozano, J.S., Sharp, R.P., Vogl, A.L., Denu, D., Walschburger, T., Tallis, H., 2016. OPAL: An open-source software tool for integrating biodiversity and ecosystem services into impact assessment and mitigation decisions. Environmental Modelling & Software 84, 121–133. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.06.008

Maseyk, F., Barea, L., Stephens, R., Possingham, H., Dutson, G., Maron, M., 2016. A disaggregated biodiversity offset accounting model to improve estimation of ecological equivalency and no net loss. Biological Conservation.

Moilanen, A., Kotiaho, J.S., 2018. Fifteen operationally important decisions in the planning of biodiversity offsets. Biological Conservation 227, 112–120. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.002

Moilanen, A., Kujala, H., Mikkonen, N., 2020. A practical method for evaluating spatial biodiversity offset scenarios based on spatial conservation prioritization outputs. Methods Ecol Evol 11, 794–803. https://doi.org/10.1111/2041-210X.13381

Mülhenberg, M., Batkhishig, T., Dashzeveg, Ts., Drößler, L., Neusel, B., Tsogtbaatar, J., 2006. Lessons From Tree Planting Initatives in Mongolia (Document de travail No. 37795), Mongolia Discussion Papers, East Asia and Pacifi c Environment and Social Development Department. World Bank, Washington, D.C.

Natural Capital Project, 2022. InVEST 3.13. User's Guide.

Nicoletti, G., Scarpetta, S., Boylaud, O., 2000. Summary Indicators of Product Market Regulation with an Extension to Employment Protection Legislation. SSRN Journal. https://doi.org/10.2139/ssrn.201668

Nyelele, C., Kroll, C.N., Nowak, D.J., 2022. A comparison of tree planting prioritization frameworks: i-Tree Landscape versus spatial decision support tool. Urban Forestry & Urban Greening 75, 127703. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127703

OECD, European Union, Joint Research Centre - European Commission, 2008. Handbook on Constructing Composite Indicators: Methodology and User Guide. OECD. https://doi.org/10.1787/9789264043466-en

Péroches, A., Baral, H., Chesnes, M., Lopez-Sampson, A., Lescuyer, G., 2022. Suitability of large-scale tree plantation models in Africa, Asia and Latin America for forest landscape restoration objectives. Bois for. trop. 351, 29–44. https://doi.org/10.19182/bft2022.351.a36870

Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecological Modelling 190, 231–259. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026

R Core Team, 2022. R: A Language and Environment for Statistical Computing.

Republic of Kazakhstan, 2021. Article 54 of Forest Code of Republic of Kazakhstan: Conduction of works in the state forest resources that are not related to forest management and forest use (2003, amended in 2021), Forest Code.

Revelle, W., 2023. psych: Procedures for Psychological, Psychometric, and Personality Research.

Salmukhanbetova, Z.K., Imanalinova, A.A., Dimeyeva, L.A., Zverev, N.E., 2021. State of Saxaul Plantations in the Kazakhstan's Part of the Aral Sea Area. Central Asian Journal of Water Research 7, 128–157.

Schmidt, S., 2017. Spatial Analysis of Conservation Potential in Cold Winter Deserts of Central Asia (No. FINC-report 201701). FINC-Foundation, Greifswald.

Sherrouse, B.C., Clement, J.M., Semmens, D.J., 2011. A GIS application for assessing, mapping, and quantifying the social values of ecosystem services. Applied Geography 31, 748–760. https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.08.002

Silva-Olaya, A.M., Ortíz-Morea, F.A., España-Cetina, G.P., Olaya-Montes, A., Grados, D., Gasparatos, A., Cherubin, M.R., 2022. Composite index for soil-related ecosystem services assessment: Insights from rainforest-pasture transitions in the Colombian Amazon. Ecosystem Services 57, 101463. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2022.101463

Song, C., Li, C., Halik, Ü., Xu, X., Lei, J., Zhou, Z., Fan, J., 2021. Spatial Distribution and Structural Characteristics for Haloxylon ammodendron Plantation on the Southwestern Edge of the Gurbantünggüt Desert. Forests 12, 633. https://doi.org/10.3390/f12050633

Sonter, L.J., Gourevitch, J., Koh, I., Nicholson, C.C., Richardson, L.L., Schwartz, A.J., Singh, N.K., Watson, K.B., Maron, M., Ricketts, T.H., 2018. Biodiversity offsets may miss opportunities to mitigate impacts on ecosystem services. Front Ecol Environ 16, 143–148. https://doi.org/10.1002/fee.1781

Stanturf, J.A., Botman, E., Research Institute of Forestry 2, apt.17, Darkhan village, Tashkent region, Zanghiota district 111104, Uzbekistan, Kalachev, A., Altai Branch of the Kazakh Research Institute of Forestry and Agroforestmelioration, East Kazakhstan region, Ridder, Ostrovskii str., House 13/A, Republic of Kazakhstan, Borissova, Y., Department of Forest Resources and Game Management, Faculty of Forest, Soil Resources and Phytosanitary, Kazakh National Agrarian University, Abay av. 8, Almaty 050010, Republic of Kazakhstan, Kleine, M., International Union of Forest Research Organizations (IUFRO), Marxergasse 2, A-1030 ViennaAustria, Rajapbaev, M., Forest Institute of National Academy of Sciences, Karagachevaya Roscha 15, 720015 Bishkek Kyrgyz Republic, Chyngozhoev, N., Forest Institute of National Academy of Sciences, Karagachevaya Roscha 15, 720015 Bishkek Kyrgyz Republic, Nyam-Osor, B., Department of Environmental and Forest Engineering, National University of Mongolia, Ulaanbaatar 14201, P.O. Box 412, Mongolia, 2020. Dryland Forest Restoration Under a Changing Climate in Central Asia and Mongolia. Mong. J. Biol. Sci. 18, 3–18. https://doi.org/10.22353/mjbs.2020.18.11

Tölgyesi, C., Török, P., Hábenczyus, A.A., Bátori, Z., Valkó, O., Deák, B., Tóthmérész, B., Erdős, L., Kelemen, A., 2020. Underground deserts below fertility islands? Woody species desiccate lower soil layers in sandy drylands. Ecography 43, 848–859. https://doi.org/10.1111/ecog.04906

Tupala, A.-K., Huttunen, S., Halme, P., 2022. Social impacts of biodiversity offsetting: A review. Biological Conservation 267, 109431. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109431

Vinogradovs, I., Villoslada, M., Nikodemus, O., Ruskule, A., Veidemane, K., Gulbinas, J., Morkvenas, Ž., Kasparinskis, R., Sepp, K., Järv, H., Klimask, J., Zariņa, A., Brūmelis, G., Dotas, A., Kryžanauskas, A., 2020. Integrating ecosystem services into decision support for management of agroecosystems: Viva Grass tool. OE 5, e53504. https://doi.org/10.3897/oneeco.5.e53504

Vorstius, A.C., Spray, C.J., 2015. A comparison of ecosystem services mapping tools for their potential to support planning and decision-making on a local scale. Ecosystem Services 15, 75–83. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.07.007

Wainger, L.A., King, D.M., Mack, R.N., Price, E.W., Maslin, T., 2010. Can the concept of ecosystem services be practically applied to improve natural resource management decisions? Ecological Economics 69, 978–987. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.12.011

Zhang, J.G., Lei, J.Q., Wang, Y.D., Zhao, Y., Xu, X.W., 2016. Survival and growth of three afforestation species under high saline drip irrigation in the Taklimakan Desert, China. Ecosphere 7. https://doi.org/10.1002/ecs2.1285

Zhang, Y., Zhang, D., Li, W., Li, Y., Zhang, C., Guan, K., Pan, B., 2020. Characteristics and utilization of plant diversity and resources in Central Asia. Regional Sustainability 1, 1–10. https://doi.org/10.1016/j.regsus.2020.08.001

Zhu, Y., Jia, Z., 2011. Soil water utilization characteristics of Haloxylon ammodendron plantation with different age during summer. Acta Ecologica Sinica 31, 341–346. https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2011.09.004

Chapitre 6 - Discussion générale

Ce dernier chapitre a pour but de discuter nos travaux de thèse, d'abord par la discussion de nos résultats vis-à-vis de nos objectifs spécifiques. Puis, à partir de la discussion du cadre méthodologique développé par rapport à notre objectif général, nous proposons des pistes d'amélioration de la méthode utilisée dans cette thèse pour l'intégration des services écosystémiques dans les mesures compensatoires et des protocoles mis en place au Kazakhstan. La seconde partie rappelle certaines limites de la compensation écologique, décrites dans le **chapitre 1**, et les discute sous l'angle de l'intégration des services écosystémiques.

6.1. Discussion générale des résultats

Cette première partie n'a pas pour but de répéter toutes les discussions des **chapitres de résultats 2**, **3**, **4** et **5**. Toutefois nous tenons à la débuter par un court rappel des éléments apportés par nos résultats au regard de nos objectifs spécifiques et de nos questions sous-jacentes. Dans un second temps, nous cherchons à prendre du recul sur la manière dont nous avons répondu à notre objectif général, en discutant de la pertinence et de la réplicabilité de notre cadre méthodologique. Dès lors, nous proposons des pistes d'amélioration, dont certaines qui permettraient d'optimiser les protocoles d'entretien et de mesure de la végétation mis en œuvre en Asie Centrale.

6.1.1. L'application du cadre méthodologique dans le district minier de Sozak au Kazakhstan

Dans cette sous-partie, nous reprenons, point par point, les quatre étapes du cadre méthodologique pour l'intégration des SE dans la compensation écologique. Pour rappel, les étapes étaient : **(i)** l'identification des SE d'intérêt à inclure dans la compensation écologique, qui s'appuie sur les perceptions et les préférences des différentes parties prenantes et sur une échelle paysagère ; **(ii)** l'évaluation de l'acceptabilité sociale des compensations écologiques basées sur la fourniture de SE, afin d'assurer la durabilité de la compensation écologique, et d'éliminer les potentielles sources d'inégalités et de conflits sociaux ; **(iii)** l'identification des leviers pratiques pour améliorer la fourniture des SE à travers la compensation écologique, puis la détermination de la relation levier - SE, afin d'estimer l'apport potentiel des scénarios de compensation, tout en privilégiant une évaluation non monétaire ; et **(iv)** l'évaluation multicritère de différents scénarios de compensation écologique en fonction de leur réussite potentielle (vérification de la faisabilité des scénarios en fonction des conditions environnementales et socioéconomiques), leur fourniture potentielle de SE, les préférences des différentes parties prenantes, l'acceptabilité

sociale avec l'aide d'un OAD. A partir de ces quatre étapes et de leur application dans le district de Sozak au Kazakhstan, nous vérifions si nous avons atteint nos objectifs spécifiques qui en étaient issus, et comment nos résultats se positionnent par rapport aux différentes hypothèses que nous avions émises (pour l'interprétation détaillée des résultats, et la comparaison à la littérature et aux travaux existants, se référer aux discussions des **chapitres 2** à **5**).

6.1.1.1. Etape (i) : l'identification des services écosystémiques d'intérêt

Le **chapitre 2** a permis d'identifier une diversité de SE fournis dans le district de Sozak, qu'il s'agisse de SE d'approvisionnement, de régulation et maintenance ou culturels, répondant ainsi à la question « quelle est la vision des différents acteurs sur la fourniture des SE dans le district de Sozak ? » (**Q1**). Il a également confirmé l'importante de l'échelle paysagère dans l'étude des SE (Bennett et Gallant, 2017 ; McKenney et Kiesecker, 2010 ; Souza *et al.*, 2021 ; Tallis *et al.*, 2015 ; Vialatte *et al.*, 2019), ces derniers ayant naturellement été décrits par les personnes enquêtées à travers différentes unités paysagères (UP). De plus, certains SE étaient spécifiques à certaines UP, comme prévu par notre hypothèse **H1.2** (Cifuentes-Espinosa *et al.*, 2021 ; Sinare *et al.*, 2016 ; Vialatte *et al.*, 2019). Ces liens ont été essentiels dans l'identification des SE fournis par le désert de Muyunkum, potentiellement impactés par les activités minières. Toutefois, au sein des habitants du district, les catégories d'acteurs et le genre n'influençaient pas l'identification des SE, allant ainsi à l'encontre de notre hypothèse **H1.1** selon laquelle différents groupes de bénéficiaires pouvaient avoir différentes perceptions de la fourniture de SE (Stringer et Dougill, 2016 ; Tallis *et al.*, 2015). En outre, les SE mentionnés par Orano et KATCO (**résultats complémentaires** du **chapitre 2**) ne différaient pas vraiment des SE perçus par les résidents locaux. Toutefois, le SE de régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans avait été cité un certain nombre de fois lors de ces entretiens avec les acteurs miniers, contrairement aux enquêtes avec les habitants du district de Sozak, confirmant l'intérêt d'Orano pour cette question. Finalement, bien que les résultats du **chapitre 2** ne suivent pas notre hypothèse **H1.1**, nous avons su répondre à l'objectif spécifique **O1**, qui était d'identifier les SE d'intérêt produits par les paysages du district de Sozak selon la vision de différentes parties prenantes. Des entretiens supplémentaires, afin d'augmenter notre échantillonnage et consolider nos données et résultats, seraient judicieux, que ce soit auprès des acteurs locaux (cela pourrait peut-être, finalement, mettre en lumière des différences de perception entre catégories d'acteurs), et auprès des acteurs miniers.

6.1.1.2. Etape (ii) : l'évaluation de l'acceptabilité sociale des compensations écologiques basées sur la fourniture des services écosystémiques

A partir des SE fournis par le désert de Muyunkum, identifiés dans le **chapitre 2**, nous avons pu établir un ensemble de pratiques de compensation écologique qui permettraient potentiellement leur fourniture. Vis-à-vis de la question sous-jacente **Q2** « quelle est l'acceptabilité sociale des parties prenantes locales pour différentes pratiques de compensation basées sur les SE ? », le **chapitre 3** a montré que les habitants du district de Sozak présentent une forte acceptabilité de certaines pratiques liées à l'élevage (point d'eau, cultures fourragères), mais pas pour toutes. Par exemple, les compensations telles que la régénération naturelle de la végétation des pâturages était fortement rejetée, notamment à cause de la nécessité de mise en défens. Par ailleurs, la pratique de banque fourragère ligneuse était également rejetée, *a priori* car méconnue ou non habituelle dans cette région. Ainsi, toutes les pratiques liées à l'élevage, l'amélioration des ressources pastorales ou fourragères ne sont pas nécessairement acceptées, contrairement à ce que prévoyait notre hypothèse **H2.1**. Toutefois, nos résultats démontrent bien le rejet de la pratique « réserve naturelle », qui impliquerait une exclusion totale des pâturages. En outre, les résultats du **chapitre 3** suggèrent que la localisation des villages au sein des différentes UP du district (Taukent dans les piémonts, Shu au bord de la rivière Shu, etc.) pourrait avoir une influence sur l'acceptabilité et les préférences envers des pratiques. Dès lors, une compensation écologique basée sur la fourniture de SE devrait potentiellement être différenciée en fonction des UP où elle prend place. Ainsi, nous sommes parvenus à répondre à notre objectif spécifique **O2**, qui était d'évaluer l'acceptabilité sociale des pratiques de compensation basées sur la fourniture de SE. Cependant, nous avons mis en lumière que les SE attendus à travers ces mesures étaient différents des SE potentiellement impactés par les activités minières dans le désert de Muyunkum, rejetant ainsi notre hypothèse **H2.2**. En effet, les habitants du district de Sozak, outre les SE liés à l'élevage, percevaient à travers la compensation écologique la possibilité d'améliorer les conditions de vie locale, au village, par exemple par l'apport d'esthétisme et d'ombrage par la verdure. Finalement, pour la mise en œuvre d'une compensation écologique acceptée socialement, un compromis devra probablement être trouvé : pour tenter d'atteindre le NNL de SE via une compensation *in-kind* (donc, ciblant les SE impactés par les implantations minières), tout en mettant en œuvre des compensations locales maximisant l'acceptabilité sociale.

6.1.1.3. Etape (iii) : l'identification des leviers pratiques pour améliorer la fourniture des services écosystémiques, et détermination de la relation levier – services écosystémiques

A travers le **chapitre 1**, nous avons déterminé que le levier principal pour cibler les SE à travers la compensation écologique était la végétation naturellement présente dans le district. Afin de répondre à la question sous-jacente **Q3** « quelle est la relation entre végétation naturelle et fourniture de services écosystémiques ? », nous avons donc ciblé des espèces végétales clés vis-à-vis des SE, identifiées grâce au **chapitre 2** (dont **Annexes 2.4**, **2.6,** et **2.8** notamment). Pour caractériser la végétation, nous avons également déterminé plusieurs VIV (pour rappel, Variables Indicatrices de Végétation) telles que la densité (nombre d'individus/ha) et la couverture végétale (%) dans les différentes strates de végétation, ainsi que la composition (%) et la diversité en espèces clés, et le volume occupé par la strate arbustive (m^3/ha). Concernant les SE étudiés, nous avons ciblé grâce au **chapitre 2** les services potentiellement fournis par le désert de Muyunkum et ceux perçus par un grand nombre de bénéficiaires. Nous avons également inclus le SE de régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans, sur demande spécifique d'Orano. Par le contexte disciplinaire de cette thèse (**chapitre 1**), nous nous sommes par ailleurs limités aux SE que nous pouvions évaluer à travers l'étude de la végétation et des sols. Afin d'évaluer ces services, nous nous sommes appuyés sur un grand nombre d'indicateurs de SE. Ainsi, pour répondre à la question **Q3**, nous avons évalué les relations entre VIV et indicateurs de SE. Finalement, les résultats du **chapitre 4** montraient que les VIV choisies n'avaient pas d'effet sur la majorité des indicateurs de SE. Ainsi, la densité, la couverture et/ou la diversité de la végétation n'agissai(en)t pas nécessairement, que ce soit positivement ou négativement, sur ces indicateurs de SE, et donc par prolongation sur la fourniture de SE, contrairement à ce que prévoyait notre hypothèse **H3**. Finalement, à travers la réalisation de l'objectif **O3**, qui était d'évaluer la fourniture de SE par la végétation, et selon les données dont nous disposions, nos résultats suggèrent d'une part que seule une compensation écologique basée sur la végétation arbustive pourrait agir sur la fourniture de SE. D'autre part, cette compensation agirait seulement sur les SE directement liés à la strate arbustive, par exemple l'approvisionnement en plantes sauvages pour l'énergie. Outre ces résultats, le **chapitre 4** montrait également un fort effet du paysage sur les VIV et les indicateurs de SE, démontrant, une nouvelle fois, l'importance de l'échelle paysagère dans l'étude des SE (Bennett et Gallant, 2017 ; McKenney et Kiesecker, 2010 ; Souza *et al.*, 2021 ; Tallis *et al.*, 2015 ; Vialatte *et al.*, 2019).

6.1.1.4. Etape (iv) : l'évaluation multicritère de scénarios de compensation écologique

Nous nous étions posées la question sous-jacente finale **Q4** « finalement, quel(s) scénario(s) pourrai(en)t compenser la perte des services écosystémiques liée aux activités minières, tout en étant accepté(s) socialement et faisable(s) techniquement et économiquement ? » (pour rappel, nous n'avons pas pu réaliser d'étude économique des pratiques de compensation écologique : ainsi, le critère économique existe, mais n'a pas été inclus dans le **chapitre 5**). Nous pouvons répondre, d'après les données dont nous disposons actuellement, qu'un scénario combinant plantations forestières à grande échelle d'une part, et cultures fourragères et points d'eau localisés d'autre part, permettrait de compenser la majorité des SE potentiellement impactés par les implantations minières, tout en satisfaisant équitablement les différents acteurs et en étant assez accepté socialement (**chapitre 5**). Néanmoins, ce scénario de compensation des SE nécessite des plantations forestières sur 40 000 ha (**chapitre 5**). Nous nous questionnons donc sur la faisabilité technique et économique d'un tel scénario. Vis-à-vis de notre objectif spécifique **O4**, nous sommes parvenus, grâce à l'OAD développé, à évaluer et à comparer différents scénarios de compensation écologique en fonction du succès, du NNL de SE, de la satisfaction des différents acteurs et de l'acceptabilité sociale. Par ailleurs, nous avons atteint en partie seulement la dernière partie de l'objectif **O4**, qui était de trouver un compromis, le cas échéant, entre ces critères. En effet, puisque le succès du scénario de compensation des SE était plutôt faible, nous avions dû augmenter les surfaces compensatoires, rendant ce scénario probablement lourd en termes de planification, de ressources humaines et certainement de ressources financières.

6.1.2. Pertinence et réplicabilité du cadre méthodologique développé pour intégrer les services écosystémiques dans la compensation écologique

L'objectif général de cette thèse était de développer un cadre méthodologique fiable et adéquat pour l'intégration durable des SE dans la compensation écologique, dont les étapes ont été rappelées dans la section précédente. Dans la présente sous-partie, nous souhaitons discuter de la pertinence de ce cadre vis-à-vis de notre objectif général, mais également de sa réplicabilité dans les zones arides d'Asie Centrale, et au-delà de cette zone géographique.

6.1.2.1. Pertinence du cadre méthodologique

Pour répondre à la question « comment intégrer les SE dans la compensation écologique ? » et atteindre notre objectif général, nous nous étions appuyés sur divers éléments méthodologiques apportés par la littérature (**section 1.3.3.** du **chapitre 1** et **encart n°8**). Dans

un second temps, le cadre méthodologique ainsi développé a été testé dans notre cas d'étude, le district de Sozak dans le sud du Kazakhstan. D'une part, la combinaison de la littérature scientifique et des recommandations internationales fiabilise le cadre proposé, et d'autre part, sa vérification à travers un cas d'étude concret permet de tester cette fiabilité, ainsi que sa pertinence vis-à-vis de l'intégration efficace des SE dans la compensation écologique.

Premièrement, l'étape (i) (**chapitre 2**) est essentielle pour l'ensemble du cadre méthodologique proposé. L'identification des SE est le point d'entrée pour leur intégration dans les mesures compensatoires, et est à l'origine des méthodes employées pour les étapes (ii) et (iii). En effet, à partir des résultats du **chapitre 2**, nous avons distingué les différentes UP à l'origine des SE, nous avons établi un ensemble de pratiques de compensation écologiques adéquates par rapport à la fourniture de SE potentiellement impactés par les activités minières (dans le **chapitre 3**), et nous avons ciblé un bouquet de SE à évaluer à travers différentes UP (dans le **chapitre 4**). Cette étape est donc extrêmement pertinente au sein d'une méthodologie pour intégrer les SE dans la compensation écologique. En outre, elle permet la construction fiable et chiffrée du critère de satisfaction des différents acteurs vis-à-vis de la fourniture de SE dans l'étape (iv).

Par la suite, l'étape (ii) (**chapitre 3**) est également judicieuse, car elle permet d'affiner nos interprétations des préférences et des perceptions des résidents locaux. En effet, dans notre cas d'étude, nous pensions, au regard des résultats du **chapitre 2**, que toutes pratiques liées à l'élevage seraient bien accueillies. Or, ce n'était pas nécessairement le cas. L'étape (ii) permet donc d'aller plus loin dans la compréhension de l'usage du territoire et des habitudes culturelles, qu'il est essentiel de prendre en compte pour assurer la durabilité de la compensation écologique. En outre, elle donne lieu à une base crédible, car issue d'un classement, pour le critère d'acceptabilité sociale dans l'évaluation multicritère en étape (iv).

L'étape (iii) (**chapitre 4**) est primordiale : sans elle la fourniture potentielle de SE apportée par la compensation écologique ne peut être évaluée et ni prédite. Dans le district de Sozak, nous nous sommes concentrés sur la végétation, mais dans d'autres contextes, les leviers pratiques pourraient être la macrofaune, ou même, finalement, une multitude de composantes permettant de considérer de manière élargie les écosystèmes : la végétation, la macrofaune et la microfaune, les premiers cm du sol mais également les horizons plus profondes, l'eau, etc. Il est donc essentiel que le cadre méthodologique laisse la liberté de déterminer les leviers pratiques, utilisables à travers la compensation écologique et à partir desquels la fourniture des SE est évaluée. Par ailleurs, dans le district de Sozak, nous avons utilisé des indicateurs biophysiques de SE, comme recommandé dans l'étape (iii) du cadre méthodologique. Toutefois, la littérature académique conseillait également de mobiliser une approche qualitative, notamment pour les SE

culturels intangibles (Griffiths *et al.*, 2019). Le cadre méthodologique n'empêche en rien d'utiliser une telle approche : en fait, l'étape (iii) précise simplement qu'il est préférable de privilégier une évaluation non-monétaire. Néanmoins, l'approche quantitative biophysique peut paraître plus simple, au détriment d'une approche qualitative. A l'issue de l'énoncé de l'étape (iii), nous pourrions également proposer une liste de différentes méthodes d'évaluation non-monétaires, afin d'encourager la combinaison de différentes approches pour évaluer les SE. Par exemple, Teff-Seker et Orenstein (2019) ont utilisé une méthode d'entretien « *walking-focusing* » pour l'évaluation de SE culturels dans une zone désertique en Israël. Cette méthode implique de marcher aux côtés des participants (*walking*) et de leur demander de se concentrer (*focusing*) sur leur ressenti physique, mental et cognitif lors de leur marche dans ce désert. Par ailleurs, notons que, bien que notre méthodologie se concentre sur une évaluation non-monétaire des SE, une approche économique sera peut-être nécessaire *a posteriori* pour des discussions avec des décideurs, afin de témoigner de l'importance de la prise en compte des SE dans de nouvelles initiatives (Schild *et al.*, 2018), comme leur intégration dans les mécanismes compensatoires. Enfin, les résultats du **chapitre 4** ont montré que de nombreuses mesures sont nécessaires pour fiabiliser le critère de fourniture potentielle des SE dans l'étape (iv), pouvant ainsi entraîner des protocoles lourds et complexes à mettre en œuvre.

Enfin, il peut être difficile de synthétiser les informations issues de l'application des étapes (i), (ii) et (iii) pour la prise de décision concernant la compensation des SE. Ainsi, l'étape (iv) (**chapitre 5**) est également appropriée. Par la mobilisation d'un OAD, des données nombreuses peuvent être analysées et traitées. Toutefois, malgré la pertinence de cette étape, le développement de tels outils peut s'avérer complexe. En outre, l'un des critères de cette évaluation multicritère est le succès, qui bien qu'adéquat, n'est pas aisé à estimer. Dans notre cas, par exemple, une évaluation fiable du succès des plantations forestières aurait exigé de nombreuses années de suivi, comme expliqué dans la discussion du **chapitre 5**. Ainsi, l'étape (iv) est importante et doit être effectuée, mais l'utilisateur doit être transparent sur les limites de sa réalisation.

6.1.2.2. Réplicabilité du cadre méthodologique

Après discussion de la pertinence et de la fiabilité de l'application de notre cadre méthodologique, nous nous posons la question suivante : est-il réplicable, y compris par des non-spécialistes ?

Pour une utilisation par Orano, et en Asie Centrale, la réponse serait positive. En effet, chaque chapitre de cette thèse correspond à une étape du cadre méthodologique. Ainsi, les protocoles de collecte et d'analyse des données (au sein des chapitres, et de leurs annexes) de

chacune d'entre elles sont suffisamment détaillés pour permettre leur compréhension par des non-spécialistes, et ainsi leur réplicabilité. Evidemment, la compensation écologique des sites d'Orano en Mongolie et en Ouzbékistan ne devra pas forcément cibler les mêmes SE que ceux identifiés dans le district de Sozak. Grâce à la généricité et l'ouverture de la méthode d'entretien mobilisée dans le **chapitre 2**, les SE d'intérêt du désert de Gobi et Mongolie et du désert de Karakum en Ouzbékistan pourront être identifiés (étape (i)), orientant les pratiques de compensation écologique basées sur la fourniture de SE et évaluées sous le prisme de l'acceptabilité sociale (étape (ii)), ainsi que les indicateurs de SE à mesurer (étape (iii)). Sur ce dernier point, il pourrait donc être judicieux d'établir, à partir de la typologie CICES, une liste d'indicateurs et des protocoles associés pour leur mesure. Richter *et al.* (2021) ont déjà réalisé une grande partie de ce travail : nous pourrions donc nous appuyer sur leur étude, d'autant plus que celle-ci porte sur les prairies et inclut les zones pâturées. Cependant, certains de nos protocoles étaient assez lourds : traitement de données qualitatives dans le **chapitre 2**, mesures conséquentes de la végétation dans le **chapitre 4**, etc., et mériteraient d'être optimisées.

En outre, la plupart des méthodologies employées laissent assez de liberté pour les adapter à d'autres contextes d'étude, hors zones arides d'Asie Centrale. Ainsi, notre cadre méthodologique semble mobilisable pour l'intégration des SE dans la compensation écologique en dehors de cette région. Premièrement, le questionnaire du **chapitre 2** pour l'identification des SE (étape (i)) devrait être adapté au contexte de la zone d'étude considérée, mais par la suite, les méthodes de collecte et d'analyse des données seraient les mêmes. Les pratiques de compensation étudiées devraient évidemment être modifiées selon les SE ainsi identifiés et le contexte réglementaire de la zone d'étude. Mais, par la suite, la même logique que la nôtre pourrait être suivie pour évaluer l'acceptabilité sociale de ces pratiques, et pour identifier les consensus et les dissensus autour de leur modalités (étape (ii)), etc. Les étapes (iii) et (iv) sont également mobilisables dans d'autres contextes d'étude, toutefois, ces-derniers peuvent nécessiter le développement de protocoles qui leurs sont propres, si la compensation écologique n'est pas basée sur la végétation par exemple. Par ailleurs, notre OAD n'est pas complètement exportable en dehors des zones arides d'Asie Centrale, notamment car il permet de paramétrer un nombre réduit d'espèces clés (**chapitre 5**). Or, dans un contexte tropical par exemple, plus de quatre espèces arborées ou arbustives pourraient être ciblées à travers la compensation. Ainsi, il serait également intéressant de déterminer quels OAD et outils existants (voir **section 1.3.3.9** du **chapitre 1**, et notamment les études de Bagstad *et al.* (2013) et Grêt-Regamey *et al.* (2017)) pourraient être utilisés pour effectuer l'étape (iv).

6.1.3. Limites de notre cadre méthodologique, et pistes d'amélioration et d'optimisation de son application

6.1.3.1. Optimisation des protocoles de collecte et de traitement des données pour favoriser la réplicabilité du cadre méthodologique

Notre cadre méthodologique présente plusieurs limites qui pourraient restreindre son utilisation et limiter sa réplicabilité. Comme abordé dans la section précédente, les protocoles de collecte et de traitement des données peuvent être longs et parfois lourds, et nécessitent donc d'être optimisés pour favoriser la systématicité de l'application du cadre méthodologique pour intégrer les SE dans la compensation écologique.

En mai-juin 2023, les étapes (i), (ii) et (iii) ont été mise en œuvre en Mongolie, dans le cadre de la suite de la collaboration entre l'UMR Selmet et Orano. Des améliorations ont déjà été apportées à nos protocoles, afin de les alléger sans perdre d'informations. Par exemple, la collecte de la plupart des données d'entretiens (étapes (i) et (ii)) s'est faite grâce à l'application KoBoCollect, donc directement sur smartphone et/ou tablette tactile. L'application intègre directement les données dans un serveur, et celles-ci sont téléchargeables directement en ligne sous la forme d'un tableur. Dès lors, la phase de traitement de données n'est plus nécessaire, ou au moins considérablement réduite. Par exemple, pour l'étape (i), KoBoCollect permet d'obtenir des tableaux croisés UP – SE directement. Toutefois, cela n'empêche en rien d'approfondir certaines questions et certains SE à l'oral, puisque les entretiens pouvaient être enregistrés lorsque les participants y consentaient.

Concernant l'étape (iii), nous avons vérifié en amont du terrain en Mongolie si les équations allométriques (utilisées pour estimer la biomasse aérienne et souterraine des espèces végétales, afin d'évaluer par la suite le carbone contenu dans la biomasse (kg/ha)), spécifiques aux espèces arbustives clés : voir l'indicateur « Carbone stocké dans la biomasse arbustive (kg/ha) » dans l'**Annexe 4.8** du **chapitre 4**) donnaient des résultats significativement différents par rapport à l'utilisation d'équations allométriques mixtes (également en **Annexe 4.8** du **chapitre 4**), issues de l'étude de Yang *et al.* (2017). Les résultats n'étant pas significativement différents, l'étude en Mongolie a pu s'appuyer sur ces équations mixtes, qui ne nécessitent pas la mesure du diamètre des tiges. Or, ces mesures sur une dizaine de tiges d'une dizaine d'individu par espèce (voir **section 4.2.2.3.3** du **chapitre 4**) étaient très chronophages. L'utilisation de ces équations mixtes représente donc un gain de temps considérable pour le protocole de mesure des indicateurs de SE. Par ailleurs, des drones ont été utilisés pour estimer les densités d'individus dans la strate arbustive (nombre d'individus/ha), permettant également de réduire le temps passé sur chaque placette d'inventaire.

6.1.3.2. La question des disservices écosystémiques

En outre, alors que nous avions défini les disservices écosystémiques (dis-SE) (Shackleton *et al.*, 2016) dans notre **chapitre 1** (**section 1.2.2.4**), nous n'avons finalement que peu mobilisé ce concept dans nos travaux. Il pourrait être intéressant de mieux les intégrer dans de futures utilisations du cadre méthodologique, en les caractérisant par exemple dès l'étape (i). Les dis-SE seraient alors intégrés comme critère dans l'évaluation des scénarios de compensation écologique (iv). Par exemple, d'après une étude que nous avions mené en Mongolie en 2019, les saxauls favorisent certes l'installation d'autres espèces, mais abritent également des tiques qui peuvent transmettre des maladies aux animaux d'élevage et à l'homme. Ce type d'information peut donc influencer la construction des scénarios pour la compensation des SE.

6.2. Limites persistantes des mesures compensatoires

La prise en compte systématique des SE dans la compensation écologique serait une avancée, au regard des éléments de la littérature autour des bénéfices qui découleraient d'une telle intégration (**section 1.3.5** du **chapitre 1** et **encart n°10**). Néanmoins, la compensation des SE, tout comme la compensation de la biodiversité, ne pourra être complètement efficace et appropriée tant que les limites théoriques et pratiques de la compensation écologique persisteront. Celles-ci ont été exposées dans la **section 1.1.4** du **chapitre 1** (et dans l'**encart n°3**) de ce manuscrit. Dans cette partie, nous nous penchons notamment sur l'adhérence à la hiérarchie d'atténuation et les seuils de compensation, ainsi que sur l'incertitude des résultats de la compensation et les pertes temporelles, que nous discutons sous l'angle de l'intégration des SE dans les mécanismes compensatoires en général, et dans les zones arides d'Asie Centrale.

6.2.1. Le manque d'adhérence à la hiérarchie d'atténuation

Nous avons vu dans le **chapitre 1** (**section 1.1.4.1**) que le manque d'adhérence à la hiérarchie d'atténuation donnait lieu à des compensations écologiques non appropriées aux impacts sur la biodiversité (Maron *et al.*, 2016 ; McKenney et Kiesecker, 2010). Or, ceci sera également le cas pour les SE, puisque l'atténuation des impacts sur ces derniers doit aussi s'inscrire dans la séquence ER(R)C (Ekstrom *et al.*, 2015 ; Griffiths *et al.*, 2019 ; Landsberg *et al.*, 2013) (voir la **section 1.3.3.3** du **chapitre 1**). Actuellement, la réglementation kazakhe sur la compensation écologique (*Republic of Kazakhstan*, 2021) ne considère pas les mesures antérieures d'évitement, de réduction et de réhabilitation pour concevoir les mesures compensatoires. Cette limite était ressortie des entretiens auprès des acteurs miniers. Par exemple, KATCO avait entrepris des actions de réduction : les pistes principales étaient

maintenues, afin de ne pas ouvrir de nouvelles pistes pour l'exploitation, limitant ainsi la fragmentation des habitats et la défriche de la végétation. Or, cela n'avait pas été pris en compte pour le choix de la surface des plantations compensatoires, le nombre de plants, etc.

6.2.1.1. Importance pour la faisabilité de la compensation des services écosystémiques

Pourtant, pour l'atténuation des impacts sur la biodiversité et les SE, il est essentiel de mettre en place rigoureusement l'évitement et la réduction, afin d'éviter les échecs techniques des de la réhabilitation et de la compensation écologique (Ekstrom *et al.*, 2015). Par exemple, dans notre **chapitre 5**, nous avons considéré la compensation écologique comme outil unique pour atténuer les impacts sur les SE. Or, les résultats montraient que la compensation élaborée pour viser un NNL de SE serait probablement peu faisable, notamment d'un point de vue financier et de ressources humaines. Si nous avions pris en compte, en amont, les mesures de réduction réalisées, ainsi que les mesures de réhabilitation planifiées, le scénario de compensation des SE aurait peut-être été plus réalisable. Néanmoins, nous ne disposions pas d'assez d'information sur toutes les mesures entreprises.

6.2.1.2. Importance pour les seuils de compensation des services écosystémiques

Comme décrit dans la **section 1.1.4.1** du **chapitre 1**, l'adhérence à la hiérarchie d'atténuation permet d'établir des seuils au-delà desquels la compensation écologique n'est pas appropriée. Lorsque nous intégrons les SE dans les mesures compensatoires, il faut garder à l'esprit que tous les SE ne peuvent pas être compensés. Bien que ce ne fut pas nécessairement le cas dans le district de Sozak, si un projet d'aménagement impacte par exemple des services tels que la valeur culturelle, spirituelle ou encore historique d'un lieu spécifique, ces derniers ne pourront pas être compensés (Griffiths *et al.*, 2019).

6.2.1.3. Comment élaborer les mesures d'évitement et de réduction des impacts sur les services écosystémiques ?

Tallis *et al.* (2015) proposent un cadre pour éviter les impacts sur les SE. Celui-ci s'appuie sur l'échelle paysagère, l'irremplaçabilité des SE, et la vulnérabilité des bénéficiaires (Tallis *et al.*, 2015). Les auteurs affirment par exemple que l'évitement doit être mis en place si : le lieu prévu pour l'aménagement fournit des SE spécifiques à ce site, ou qu'il comporte des espèces ou des habitats qui fournissent des SE qui leur sont propres ; si les résidents locaux dépendent de ces SE ; et si la zone à l'origine de ces SE est peu étendue (Tallis *et al.*, 2015). Ce sont les critères liés à l'irremplaçabilité des services. En termes de vulnérabilité, les mesures d'évitement doivent être mises en œuvre si les bénéficiaires n'ont pas accès à d'autres alternatives, et s'il est prévu que la demande pour les SE potentiellement impactés augmente (Tallis *et al.*, 2015).

En termes de réduction des impacts, Tallis *et al.* (2015) mettent en avant le fait que peu de recherches se sont penchées sur cette question. Néanmoins, ils considèrent que la réduction des impacts pourrait être facilement mises en œuvre pour les SE (Tallis *et al.*, 2015). Par exemple, à partir d'installations tels que des systèmes de filtration et de traitement de l'eau, des impacts sur la qualité de l'eau pourraient être atténués hors site (Tallis *et al.*, 2015). Or, cette approche montre en fait les dérives possibles de l'application du concept des SE. Poussé à l'extrême, celui-ci peut induire le remplacement des composantes naturelles des écosystèmes par des composantes anthropiques : Jacob *et al.* (2016) notamment avertissaient sur ce point (voir la **section 1.3.4.1** du **chapitre 1**, et l'**encart n°9**). Ainsi, les méthodes d'intégration des SE aux mesures de réduction, sans tomber dans les dérives du concept des SE, ne sont pas encore bien établies.

6.2.2. Les incertitudes en termes de résultats

Notre cadre conceptuel mettait également en lumière les incertitudes de la compensation en termes de résultats écologiques (Bull *et al.*, 2013 ; Maron *et al.*, 2012 ; Quétier et Lavorel, 2011) (voir la **section 1.1.4.6** du **chapitre 1**). Nous pouvons logiquement penser que ces incertitudes pèsent également sur la compensation des SE.

6.2.2.1. Les incertitudes dues à la difficulté des plantations en zone aride

L'approche exigée par le code forestier kazakh (*Republic of Kazakhstan*, 2021) et le scénario de compensation des SE élaboré dans le **chapitre 5** (le « scénario combiné ») se traduisent principalement par des plantations forestières dans des zones arides. Or, celles-ci font face à de nombreuses limites, notamment vis-à-vis de la survie et de l'établissement des semis plantés (Yirdaw *et al.*, 2017). Par conséquent, une réelle incertitude pèse sur les résultats de tels scénarios de compensation.

Au Kazakhstan par exemple, bien que les plantation de saxauls noirs (*Haloxylon ammodendron* (C.A. Mey) Bunge) soient courantes, les taux de survie sont souvent faibles, généralement de 25 à 30% (Stanturf *et al.*, 2020). Dans le désert de Gobi en Mongolie, Mülhenberg *et al.* (2006) ont étudié des plantations de saxauls effectuées à partir de semis ou de plants. Ils ont estimé des taux de survie des individus d'abord de 60 à 75% un an après plantation, mais de 0 à 8% après la première année (Mülhenberg *et al.*, 2006). Enfin, dans une étude menée dans la zone désertique du bassin de Junggar en Chine, Song *et al.* (2021) ont relevé des taux de survie de 30%, 18% et 56% dans des plantations de saxauls noirs de 15, 22 et 36 ans, respectivement. Outre le saxaul, Fan *et al.* (2018) ont étudié les taux de survie de *Calligonum mongolicum* Turcz, utilisé dans des programmes de restauration des déserts du nord-ouest de la Chine. Leurs résultats montrent

qu'après semis et levée des semis, les taux de survie des individus étaient extrêmement faibles, de 1% maximum (Fan *et al.*, 2018).

Les faibles taux de survie des plantations de saxauls dans les zones arides d'Asie Centrale sont parfois dus aux gelées printanières (Stanturf *et al.*, 2020), mais également au pâturage des herbivores, dont les animaux d'élevage (Mülhenberg *et al.*, 2006). Par ailleurs, il semblerait, en Mongolie, que la croissance de la racine pivotante du saxaul était limitée par les contenants utilisés en pépinière : par conséquent, les plants meurent dès que l'irrigation s'arrête (Mülhenberg *et al.*, 2006), par exemple après sortie de la pépinière. Par ailleurs, l'établissement de ces plantations dépend fortement du site de plantation choisi (Mülhenberg *et al.*, 2006), notamment du type de sol, de la salinité et du niveau de la nappe phréatique (Kleine *et al.*, 2009 ; Stanturf *et al.*, 2020). Concernant *C. mongolicum*, Fan *et al.* (2018) expliquent les faibles taux de survie par l'abondance d'herbacées dans certaines dunes de sables stabilisées, qui épuisent l'humidité de la couche superficielle du sol et qui aurait été nécessaire à l'établissement des semis après levée.

Bien que Song *et al.* (2021) montrent que les taux de survie puissent atteindre 50% dans le cas de plantation de saxauls noirs, toutes ces études démontrent finalement la réelle incertitude vis-à-vis des plantations compensatoires dans les zones arides d'Asie Centrale, et donc de potentiels scénarios pour la compensation des SE.

6.2.2.2. La restauration passive comme méthode de compensation alternative pour la fourniture de services écosystémiques ?

Outre les méthodes dites de restauration active, dont la compensation par plantation fait partie, l'approche de restauration passive est également mobilisée dans les zones arides (Yirdaw *et al.*, 2017). Elle est réalisée via des zones d'exclusion, par la régénération naturelle assistée, ou encore par la rotation des pâturages (Yirdaw *et al.*, 2017).

D'ailleurs, en Ouzbékistan, la régénération naturelle par protection de zones forestières est parfois préférée à la plantation vis-à-vis du coût et des ressources humaines élevés et nécessaires pour cette dernière (Stanturf *et al.*, 2020). Dans le désert de Gobi, Mülhenberg *et al.* (2006) recommandent une protection des ressources forestières existantes plutôt que les plantations de saxauls, qui ont peu de chance de s'établir. Dans les conditions des zones arides d'Asie Centrale, la restauration passive pourrait donc être plus efficace pour parvenir à des résultats de compensation. Toutefois, la régénération naturelle et la protection des ressources impliquent nécessairement l'exclusion du bétail par des clôtures (Mülhenberg *et al.*, 2006 ; Stanturf *et al.*, 2020), ainsi que la restriction de la coupe par les populations pour le bois de chauffage (Mülhenberg *et al.*, 2006). La compensation par restauration passive semble donc difficilement compatible avec la fourniture de SE. En outre, dans le district de Sozak, nous avions

démontré un rejet des pratiques impliquant des clôtures et la restriction des zones de pâturage (**chapitre 3**). Or, l'acceptabilité sociale est un paramètre important pour la durabilité de la compensation écologique.

En outre, la restauration passive n'est pas nécessairement appropriée dans les zones arides d'Asie Centrale (Stanturf *et al.*, 2020), où l'augmentation probable de l'aridité dans les années à venir impliquera probablement une utilisation des zones forestières pour l'élevage, limitant les possibilités de régénération naturelle (Stanturf *et al.*, 2020). Les résultats d'une compensation par restauration passive sont donc également incertains.

6.2.2.3. Les incertitudes dues à la surface requise pour la compensation

La compensation écologique basée sur les SE présente d'autres sources d'incertitudes. Par exemple, dans notre **chapitre 5**, d'après les données dont nous disposions, le scénario de compensation des SE exigeait principalement des plantations forestières à grande échelle, sur 40 000 ha, pour tenter d'atteindre le NNL de SE. Or, l'une des origines des incertitudes des résultats de la compensation écologique est la disponibilité d'assez de surface pour la mettre en œuvre (Bull *et al.*, 2013). Par conséquent, l'étendue considérable du scénario de compensation des SE issu du **chapitre 5** pourrait menacer sa mise en œuvre et les résultats en termes de gains de SE.

6.2.3. Les pertes temporelles de services écosystémiques

Enfin, la compensation écologique implique également des pertes temporelles (Bennett et Gallant, 2017 ; Bull *et al.*, 2013 ; McKenney et Kiesecker, 2010 ; Regnery, 2013) (voir **section 1.1.4.7** du **chapitre 1**). Or, une compensation intégrant les SE présentera également ce type de pertes. Ceci est d'autant plus vrai dans les zones arides, où les processus écologiques sont lents, et via un scénario de compensation qui intègre des plantations forestières.

Dans le district de Sozak, les quelques indicateurs de SE effectivement expliqués par les caractéristiques de la végétation étaient notamment liés au volume occupé par la strate arbustive (m^3/ha) (**chapitre 4**). Or, si nous prenons l'exemple du saxaul noir, cette VIV mettrait des années à atteindre un niveau qui permette une fourniture de SE suffisante. Par exemple, Zhaglovskaya *et al.* (2017), qui ont mené une étude au Kazakhstan au sud du lac Balkash et à l'est du désert de Muyunkum, ont montré que les hauteurs moyennes et maximum (m) du saxaul noir (la hauteur participe au calcul du volume) qui se rapprochent le plus des hauteurs mesurées dans le district de Sozak (**Annexe 4.9** du **chapitre 4**) sont atteintes dans les peuplements de 7 à 15 ans. Bien que cette étude ait été menée dans des écosystèmes différents, deltaïques et ripariens (Zhaglovskaya *et al.*, 2017), elle suggère qu'une dizaine, voire une quinzaine d'années, seraient nécessaires après

plantation compensatoire, avant que les caractéristiques de la végétation puissent fournir un niveau de SE équivalent aux SE produits initialement par les écosystèmes du district de Sozak.

Face à cela, nous pouvons penser aux « taux », communément utilisés pour pallier les pertes temporelles (Bull *et al.*, 2013 ; Maron *et al.*, 2012 ; McKenney et Kiesecker, 2010 ; Regnery, 2013) (voir **section 1.1.4.7** du **chapitre 1**). Toutefois, au regard de la surface déjà considérable du scénario de compensation des SE (**chapitre 5**), la surdimensionner ne paraît pas un choix approprié. Et, finalement, cela augmenterait potentiellement les incertitudes liées à la surface de compensation, comme décrit dans la **section 6.3.2.3**.

Références du Chapitre 6

Bagstad, K.J., Semmens, D.J., Waage, S., Winthrop, R., 2013. A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation. Ecosystem Services 5, 27–39. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.07.004

Bennett, G., Gallant, M., 2017. State of Biodiversity Mitigation 2017. Markets and Compensation for Global Infrastructure Development.

Bull, J.W., Suttle, K.B., Gordon, A., Singh, N.J., Milner-Gulland, E.J., 2013. Biodiversity offsets in theory and practice. Oryx 47, 369–380. https://doi.org/10.1017/S003060531200172X

Cifuentes-Espinosa, J.A., Feintrenie, L., Gutiérrez-Montes, I., Sibelet, N., 2021. Ecosystem services and gender in rural areas of Nicaragua: Different perceptions about the landscape. Ecosystem Services 50, 11. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101294

Ekstrom, J., Bennun, L., Mitchell, R., 2015. A cross-sector guide for implementing the Mitigation Hierarchy. https://doi.org/10.1163/9789004322714_cclc_2015-0013-003

Fan, B., McHugh, A.D., Guo, S., Ma, Q., Zhang, J., Zhang, X., Zhang, W., Du, J., Yu, Q., Zhao, C., 2018. Factors influencing the natural regeneration of the pioneering shrub *Calligonum mongolicum* in sand dune stabilization plantations in arid deserts of northwest China. Ecol Evol 8, 2975–2984. https://doi.org/10.1002/ece3.3913

Grêt-Regamey, A., Altwegg, J., Sirén, E.A., van Strien, M.J., Weibel, B., 2017. Integrating ecosystem services into spatial planning—A spatial decision support tool. Landscape and Urban Planning 165, 206–219. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.05.003

Griffiths, V.F., Bull, J.W., Baker, J., Milner-Gulland, E.J., 2019. No net loss for people and biodiversity. Conservation Biology 33, 76–87. https://doi.org/10.1111/cobi.13184

Jacob, C., Vaissiere, A.-C., Bas, A., Calvet, C., 2016. Investigating the inclusion of ecosystem services in biodiversity offsetting. Ecosystem Services 21, 92–102. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.07.010

Kleine, M., Colak, A.H., Kirca, S., Sagheb-Talebi, K., Orozumbekov, A., Lee, D.K., 2009. Rehabilitating forest landscapes in West and Central Asia. A synthesis, in: Lee, D.K., Kleine, M. (Eds.), Keep Asia Green. Vienna, Austria.

Landsberg, F., Treweek, J., Stickler, M.M., Henninger, N., Venn, O., 2013. Weaving ecosystem services into impact assessment. World Resources Institute.

Maron, M., Hobbs, R.J., Moilanen, A., Matthews, J.W., Christie, K., Gardner, T.A., Keith, D.A., Lindenmayer, D.B., McAlpine, C.A., 2012. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. Biological Conservation 155, 141–148. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.003

Maron, M., Ives, C.D., Kujala, H., Bull, J.W., Maseyk, F.J.F., Bekessy, S., Gordon, A., Watson, J.E.M., Lentini, P.E., Gibbons, P., Possingham, H.P., Hobbs, R.J., Keith, D.A., Wintle, B.A., Evans, M.C., 2016. Taming a Wicked Problem: Resolving Controversies in Biodiversity Offsetting. BioScience 66, 489–498. https://doi.org/10.1093/biosci/biw038

McKenney, B.A., Kiesecker, J.M., 2010. Policy Development for Biodiversity Offsets: A Review of Offset Frameworks. Environmental Management 45, 165–176. https://doi.org/10.1007/s00267-009-9396-3

Mülhenberg, M., Batkhishig, T., Dashzeveg, Ts., Drößler, L., Neusel, B., Tsogtbaatar, J., 2006. Lessons From Tree Planting Initatives in Mongolia (Document de travail No. 37795), Mongolia Discussion Papers, East Asia and Pacifi c Environment and Social Development Department. World Bank, Washington, D.C.

Quétier, F., Lavorel, S., 2011. Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. Biological Conservation 144, 2991–2999. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.09.002

Regnery, B., 2013. Les mesures compensatoires pour la biodiversité. Conception et perspectives d'application. (Ecologie). Université Pierre et Marie Curie, Paris.

Republic of Kazakhstan, 2021. Article 54 of Forest Code of Republic of Kazakhstan: Conduction of works in the state forest resources that are not related to forest management and forest use (2003, amended in 2021), Forest Code.

Richter, F., Jan, P., El Benni, N., Lüscher, A., Buchmann, N., Klaus, V.H., 2021. A guide to assess and value ecosystem services of grasslands. Ecosystem Services 52, 101376. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101376

Schild, J.E.M., Vermaat, J.E., de Groot, R.S., Quatrini, S., van Bodegom, P.M., 2018. A global meta-analysis on the monetary valuation of dryland ecosystem services: The role of socio-economic, environmental and methodological indicators. Ecosystem Services 32, 78–89. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.06.004

Shackleton, C.M., Ruwanza, S., Sinasson Sanni, G.K., Bennett, S., De Lacy, P., Modipa, R., Mtati, N., Sachikonye, M., Thondhlana, G., 2016. Unpacking Pandora's Box: Understanding and Categorising Ecosystem Disservices for Environmental Management and Human Wellbeing. Ecosystems 19, 587–600. https://doi.org/10.1007/s10021-015-9952-z

Sinare, H., Gordon, L.J., Enfors Kautsky, E., 2016. Assessment of ecosystem services and benefits in village landscapes – A case study from Burkina Faso. Ecosystem Services 21, 141–152. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.08.004

Song, C., Li, C., Halik, Ü., Xu, X., Lei, J., Zhou, Z., Fan, J., 2021. Spatial Distribution and Structural Characteristics for Haloxylon ammodendron Plantation on the Southwestern Edge of the Gurbantünggüt Desert. Forests 12, 633. https://doi.org/10.3390/f12050633

Souza, B.A., Rosa, J.C.S., Siqueira-Gay, J., Sánchez, L.E., 2021. Mitigating impacts on ecosystem services requires more than biodiversity offsets. Land Use Policy 105, 105393. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105393

Stanturf, J.A., Botman, E., Research Institute of Forestry 2, apt.17, Darkhan village, Tashkent region, Zanghiota district 111104, Uzbekistan, Kalachev, A., Altai Branch of the Kazakh Research Institute of Forestry and Agroforestmelioration, East Kazakhstan region, Ridder, Ostrovskii str., House 13/A, Republic of Kazakhstan, Borissova, Y., Department of Forest Resources and Game Management, Faculty of Forest, Soil Resources and Phytosanitary, Kazakh National Agrarian University, Abay av. 8, Almaty 050010, Republic of Kazakhstan, Kleine, M., International Union of Forest Research Organizations (IUFRO), Marxergasse 2, A-1030 ViennaAustria, Rajapbaev, M., Forest Institute of National Academy of Sciences, Karagachevaya Roscha 15, 720015 Bishkek Kyrgyz Republic, Chyngozhoev, N., Forest

Institute of National Academy of Sciences, Karagachevaya Roscha 15, 720015 Bishkek Kyrgyz Republic, Nyam-Osor, B., Department of Environmental and Forest Engineering, National University of Mongolia, Ulaanbaatar 14201, P.O. Box 412, Mongolia, 2020. Dryland Forest Restoration Under a Changing Climate in Central Asia and Mongolia. Mong. J. Biol. Sci. 18, 3–18. https://doi.org/10.22353/mjbs.2020.18.11

Stringer, L.C., Dougill, A.J., 2016. Drylands, in: Potschin, M., Haines-Young, R., Fish, R., Turner, R.K. (Eds.), Routledge Handbook of Ecosystem Services. New-York, NY.

Tallis, H., Kennedy, C.M., Ruckelshaus, M., Goldstein, J., Kiesecker, J.M., 2015. Mitigation for one & all: An integrated framework for mitigation of development impacts on biodiversity and ecosystem services. Environmental Impact Assessment Review 55, 21–34. https://doi.org/10.1016/j.eiar.2015.06.005

Teff-Seker, Y., Orenstein, D.E., 2019. The 'desert experience': Evaluating the cultural ecosystem services of drylands through walking and focusing. People and Nature 1, 234–248. https://doi.org/10.1002/pan3.28

Vialatte, A., Barnaud, C., Blanco, J., Ouin, A., Choisis, J.-P., Andrieu, E., Sheeren, D., Ladet, S., Deconchat, M., Clément, F., Esquerré, D., Sirami, C., 2019. A conceptual framework for the governance of multiple ecosystem services in agricultural landscapes. Landscape Ecol 34, 1653–1673. https://doi.org/10.1007/s10980-019-00829-4

Yang, H., Wang, Z., Tan, H., Gao, Y., 2017. Allometric models for estimating shrub biomass in desert grassland in northern China. Arid Land Research and Management 31, 283–300. https://doi.org/10.1080/15324982.2017.1301595

Yirdaw, E., Tigabu, M., Monge, A., 2017. Rehabilitation of degraded dryland ecosystems – review. Silva Fenn. 51. https://doi.org/10.14214/sf.1673

Zhaglovskaya, A.A., Chlachula, J., Thevs, N., Myrzagaliyeva, A.B., Aidossova, S.S., 2017. Natural Regeneration Potential of the Black Saxaul Shrubforests in Semi-Deserts of Central Asia - the Ili River Delta Area, SE Kazakhstan. Polish J. of Ecology 65, 352–368. https://doi.org/10.3161/15052249PJE2017.65.3.004

Conclusion et perspectives

Nos travaux de thèse ont permis de développer un cadre méthodologique en quatre temps pour l'intégration des services écosystémiques (SE) dans la compensation écologique, et de l'appliquer dans un cas d'étude, le district minier de Sozak au Kazakhstan. En nous appuyant sur la littérature pour son élaboration, et sur un cas concret et pertinent pour sa vérification, nos travaux proposent ainsi une méthodologie fiable et adéquate. Notamment, nos travaux mettent en évidence l'aspect crucial d'une identification large et la plus exhaustive possible des SE fournis par les territoires, selon une approche paysagère et selon la vision des bénéficiaires. D'une part, c'est à partir de cette identification que des mesures compensatoires appropriées pourront être construites et proposées. D'autre part, cette étape permet de cibler les SE dits d'intérêt, dont il faudra tenter d'associer la fourniture avec les leviers pratiques de la compensation écologique : dans le cas du Kazakhstan, il s'agissait de la végétation naturelle. Nos travaux mettent également en lumière l'importance de la considération de l'acceptabilité sociale des pratiques de compensation écologique au sein de notre cadre méthodologique. En effet, celle-ci peut révéler des attentes et des préférences qui ne sont pas nécessairement compatibles avec la compensation des SE d'intérêt initialement identifiés. Cela démontre de l'importance d'une évaluation multicritère des mesures compensatoires, afin d'établir un ou plusieurs scénarios qui permettent potentiellement d'atteindre un *No Net Loss* de SE, tout en étant acceptés socialement. L'étape finale de notre cadre méthodologique incite justement à la comparaison multicritère de scénarios de compensation écologique, selon leur succès, le niveau de SE apportés, la satisfaction des différentes parties prenantes par rapport aux services fournis, et l'acceptabilité sociale. Ainsi, notre cadre méthodologique promeut la combinaison de données socioculturelles et écologiques, primordiale pour la conception de mesures compensatoires intégrant les SE, adaptées aux conditions environnementales locales, et tenant compte des préférences, habitudes et usages du territoire des résidents locaux.

Outre l'objectif général de notre thèse, si nous considérons chacune des étapes méthodologiques proposées, sans le terme de compensation écologique, nous pouvons remarquer qu'elles pourraient être mobilisées dans le contexte d'autres types d'aménagement du territoire qui cherche à inclure les SE. Nous clôturons ainsi cette thèse par quelques perspectives d'application de ce cadre méthodologique au-delà de la compensation écologique.

En termes de perspectives concrètes, nous avons, en 2022, appliqué les méthodes d'entretien des étapes (i) et (ii) dans le cadre du projet CaSSECS[42, 43] dans la région du Ferlo au Sénégal, à proximité de la zone de reforestation de la Grande Muraille Verte. Nous avons rencontré et enquêté des éleveurs vivant aux alentours des sites de reboisement, afin d'identifier les SE perçus et importants (étape (i)), ainsi que pour évaluer l'acceptabilité sociale de différentes pratiques de reforestation et discuter de modalités telles que les choix d'espèces, la localisation des sites de plantation, et les modes de gestion (étape (ii)).

Finalement, ce cadre méthodologique pourrait également être mobilisé pour des projets de restauration des terres et des ressources naturelles, ou encore pour la mise en place de parcs au sein et aux abords des villes, etc. Nous pouvons aussi imaginer l'utilisation de notre cadre dans le contexte de la transition agroécologique : l'identification et l'évaluation des SE pourraient constituer des informations précieuses sur les bénéfices qui en résulteraient (Thiesen *et al.*, 2022), et également pour orienter les stratégies de transition (Dendoncker *et al.*, 2018 ; Simon-Rojo, 2023). Dans cette optique, l'étape (ii) permettrait de déterminer dans quelle mesure les changements de pratique seraient acceptés, par quels groupes d'acteurs, ou encore dans quelles zones géographiques d'un territoire.

[42] Projet CaSSECS : Elevage sahélien et bilan carbone - https://www.cassecs.org/
[43] CaSSECS sur la Grande Muraille Verte : visite de terrain sur les pratiques d'aménagement du territoire et de gestion de ressources sylvopastorales - https://www.cassecs.org/productions/actualites/une-equipe-du-cassecs-a-la-grande-muraille-verte

Références de la conclusion et des perspectives

Dendoncker, N., Boeraeve, F., Crouzat, E., Dufrêne, M., König, A., Barnaud, C., 2018. How can integrated valuation of ecosystem services help understanding and steering agroecological transitions? Ecology and Society 23.

Simon-Rojo, M., 2023. The role of ecosystem services in the design of agroecological transitions in Spain. Ecosystem Services 61, 101531. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2023.101531

Thiesen, T., Bhat, M.G., Liu, H., Rovira, R., 2022. An Ecosystem Service Approach to Assessing Agro-Ecosystems in Urban Landscapes. Land 11, 469. https://doi.org/10.3390/land11040469

ANNEXES

Table des annexes

Chapitre 2 - Identification des services écosystémiques fournis par les paysages arides du district de Sozak

Annexe 2.1. Matériel supplémentaire de l'article *Improving Biodiversity Offset Schemes through the Identification of Ecosystem Services at a Landscape Level - Table S1* : Guide d'entretien pour l'identification des services écosystémiques 316

Annexe 2.2. Matériel supplémentaire de l'article *Improving Biodiversity Offset Schemes through the Identification of Ecosystem Services at a Landscape Level - Table S2* : p-value des 13 test du χ^2 réalisés sur les matrices de croisement services écosystémiques – unités paysagères. Une p-value < 0,05 rejette l'hypothèse H0 (indépendance entre les services écosystémiques à chaque niveau de la CICES et les unités paysagères), et montre que deux variables sont liées 337

Annexe 2.3. Matériel supplémentaire de l'article *Improving Biodiversity Offset Schemes through the Identification of Ecosystem Services at a Landscape Level - Table S3* : Liens entre les classes (C) de services écosystémiques (ou groupe (G) lorsque la contribution de la classe aux axes n'est pas suffisante) et unités paysagères, selon les contributions respectives de chaque variable aux dimensions (axes) et leur position relative sur les axes contribués de l'analyse en composantes multiples (ACM) effectuée. La Table S3 résume les résultats de 6 ACM réalisées (groupes des services écosystémiques d'approvisionnement et unités paysagères ; groupes des services écosystémiques de régulation et maintenance et unités paysagères ; groupes des services écosystémiques culturels et unités paysagères ; classes des services écosystémiques d'approvisionnement et unités paysagères ; classes des services écosystémiques de régulation et maintenance et unités paysagères ; classes des services écosystémiques culturels et unités paysagères) 338

Annexe 2.4. Classes de services écosystémiques d'approvisionnement biotiques identifiés à travers les paysages du district de Sozak (jaune * : non présent initialement dans la CICES).... 340

Annexe 2.5. Classes de services écosystémiques d'approvisionnement abiotiques identifiés à travers les paysages du district de Sozak (jaune* : non présent initialement dans la CICES) 345

Annexe 2.6. Classes de services écosystémiques de régulation et maintenance biotiques identifiés à travers les paysages du district de Sozak 347

Annexe 2.7. Classes de services écosystémiques de régulation et maintenance abiotiques identifiés à travers les paysages du district de Sozak (jaune* : non présent initialement dans la CICES) 351

Annexe 2.8. Classes de services écosystémiques culturels biotiques identifiés à travers les paysages du district de Sozak 352

Annexe 2.9. Classes de services écosystémiques culturels abiotiques identifiés à travers les paysages du district de Sozak (* : non présent dans la CICES initialement) 354

Annexe 2.10 Fonctions des participants aux entretiens destinés aux entreprises KATCO et Orano pour la description de la compensation écologique et l'identification des services écosystémiques d'intérêt 355

Annexe 2.11 Guide d'entretien utilisé auprès des personnes travaillant chez KATCO et Orano sur la compensation écologique et l'identification des services écosystémiques d'intérêt 356

Chapitre 3 - Acceptabilité sociale de pratiques de compensation écologique et services écosystémiques attendus : le cas du district minier de Sozak au Kazakhstan

Annexe 3.1. Guide d'entretien utilisé dans le district de Sozak pour l'évaluation de l'acceptabilité sociale des pratiques de compensation écologique et l'identification des services écosystémiques attendus 364

Annexe 3.2. Classement moyen des pratiques de compensation écologique en fonction des attributs des participants. Les couleurs sur chacun des histogrammes réfèrent aux couleurs de la légende en haut de la figure, qui reviennent chacune à un niveau d'acceptabilité spécifique. Pour les catégories d'acteur : Autorité = Autorité locale ou son adjoint ; Eleveur = Eleveur agriculteur ; Mère = Mère de familles nombreuses ; Social = Secteur social et santé 385

Annexe 3.3. Ellipses de confiance autour des attributs de genre, d'unité paysagère (paysage), de catégorie d'acteur (acteur) et de catégorie d'âge (age). Les points sont les itinéraires proposés par les enquêtés. Comment les regarder ? Par exemple, si l'ellipse autour de la catégorie genre_M (homme) et de la catégorie genre_F (femme) se superposent dans la case de l'attribut genre, alors les femmes ne proposent pas d'itinéraires vraiment différents des hommes du point de vue des modalités des itinéraires 389

Chapitre 4 - Effet des caractéristiques de la végétation naturelle sur la fourniture de services écosystémiques à travers les paysages arides du district de Sozak dans le sud du Kazakhstan

Annexe 4.1. Photographies (crédit photo : Annaêl Barnes), description, variables indicatrices de végétation et indicateurs de services écosystémiques dans les unités paysagères piémont, mine et culture 392

Annexe 4.2. Formulaire KoBoCollect n°1 pour la description des placettes 400

Annexe 4.3. Formulaire KoBoCollect n°2 pour les inventaires et prélèvements dans les quadrats de 1 m^2 404

Annexe 4.4. Formulaire KoBoCollect n°3 pour les inventaires dans les sous-placettes de 9 m^2. La partie « Inventaire » (indiquée avec la flèche rouge) était réitérée jusqu'à ce qu'il n'y ait plus de nouvelle espèce dans la sous-placette 405

Annexe 4.5. Formulaire KoBoCollect n°4 pour les inventaires forestiers dans la placette de 625 m^2. La partie « Description des individus » (indiquée avec la flèche rouge) était réitérée jusqu'à ce qu'il n'y ait plus de nouvel individu à mesurer dans la placette (pour rappel : 10 individus maximum mesurés par espèce) 408

Annexe 4.6. Formules utilisées pour calculer les variables indicatrices de végétation. Les formules sont colorées en vert pour plus de clarté 415

Annexe 4.7. Formules utilisées pour calculer les coefficients de pondération par strate de végétation pour l'agrégation des indicateurs de services écosystémiques par strate. Les formules sont colorées en bleu pour plus de clarté 417

Annexe 4.8. Formules utilisées pour calculer les indicateurs de services écosystémiques. Les formules sont colorées en orange pour plus de clarté. Les indicateurs de SE sont présentés par ordre alphabétique 418

Annexe 4.9. Moyenne, écart type, minimum et maximum des variables indicatrices de végétation et des indicateurs de service écosystémiques sur les trente placettes étudiées dans le chapitre 428

Annexe 4.10. Boxplot pour la comparaison de la composition en *Haloxylon persicum* (CpHP) en fonction des unité paysagère (UP) 431

Annexe 4.11. Relations linéaires entre variables indicatrices de végétation explicatives et indicateurs de services écosystémiques, expliqués d'après l'analyse canonique des correspondances, dont les relations sont significatives d'après les tests de Kendall. En vert est indiquée la meilleure relation que nous avons gardée dans le corps principal du chapitre, sachant que la composition en *Tamarix* spp. peut être le meilleur modèle, mais ne peut être sélectionné car la régression n'est réalisée qu'à partir de trois points. La probabilité de l'ordonnée à l'origine calculée (Pr) est renseignée par R lors de la régression linéaire. Si la probabilité pour l'ordonnée à l'origine Pr > 0,1, nous pouvons considérer que l'ordonnée à l'origine est de 0. Les codes des significativités de la régression linéaire sont : *** = p-value <0,001 ; ** = p-value <0,01 ; * = p-value < 0,5 ; . = p-value < 0,1. « NS » signifie « non significatif » 432

Annexe 4.12. Nuages de points pour le carbone dans la biomasse arbustive (kg/ha) (CarboneBA), le volume moyen de sol retenu au pied de la végétation (cm^3) (CaptRetS) et le volume de bois (m^3/ha) (VB) en fonction de la composition en *Tamarix* spp. (%) (CpT), et régressions linéaires. Les points sont colorés par unité paysagère. Se référer à l'Annexe 4.11 pour les équations 435

Annexe 4.13. Relations linéaires entre densité (nombre d'individu/ha) (Darb), couverture (%) (CvArb) et volume (m3/ha) (VA) de la strate arbustive et graphiques des régressions linéaires 437

Références des annexes du Chapitre 4 439

Chapitre 5 - Evaluation multicritère de scénarios de compensation écologique d'implantations minières dans les zones arides d'Asie Centrale

Annexe 5.1. Codes R de l'outil d'évaluation de scénarios de compensation écologique, développés par S. Taugourdeau (CIRAD) 440

Annexe 5.2. Description détaillée du fonctionnement de l'outil d'évaluation des scénarios de compensation écologique et de ses modules de calculs 445

Annexe 5.3. Paramétrage des données d'entrée de l'outil d'évaluation des scénarios de compensation écologique 451

Annexe 5.4. Moyenne, écart type, minimum et maximum des variables indicatrices de végétation et des indicateurs de services écosystémiques par unité paysagère steppe, plantation, transition sableuse, cuvette, haut de dune et pente, Muyunkum (cuvette + haut de dune et pente) et zone salée 468

Annexe 5.5. Paramétrage des zones dans l'outil d'évaluation des scénarios de compensation écologique 475

Annexe 5.6. Paramétrage des pratiques dans l'outil d'évaluation des scénarios de compensation écologique 476

Annexe 5.7. Paramétrage des indicateurs de services écosystémiques initiaux des zones de compensation 477

Annexe 5.8. Paramétrage des liens entre services écosystémiques et végétation, ou entre services écosystémiques et pratiques 479

Annexe 5.9. Résultats des tests de Student effectués sur certains indicateurs de services écosystémiques (SE) pour la comparaison des unités paysagères culture et piémont, puis culture et steppe 484

Annexe 5.10. Résultats des tests de Student effectués sur certains indicateurs de services écosystémiques (SE) pour la comparaison des unités paysagères steppe et plantation 485

Annexe 5.11. Paramétrage du minimum et du maximum de chaque indicateur de service écosystémique pour leur normalisation 486

Annexe 5.12. Paramétrage des poids des indicateurs pour leur agrégation par service écosystémique 487

Annexe 5.13. Valeurs propres et variances par ACP pour déterminer le nombre d'axes factoriels à retenir dans le cadre de la pondération des indicateurs de services écosystémiques pour les services suivants : maintien des populations et des habitats, plantes sauvages pour l'énergie, contrôle des taux d'érosion et plantes sauvages pâturées par les animaux d'élevage (et le cas échéant, plantes cultivées consommées par les animaux d'élevage) pour le service final animaux élevés et leurs produits. Les dimensions retenues sont en gras 489

Annexe 5.14. Calculs des poids des indicateurs grâce à l'ACP après rotation. RC = composantes principales après rotation. Les charges factorielles après rotation, au carré et ramenées à la somme unitaire utilisées pour le calcul des poids sont en gras 490

Annexe 5.15. Paramétrage des poids des services écosystémique pour leur agrégation par type d'acteur 494

Annexe 5.16. Paramétrage des effets des modalités distance et surface sur l'acceptabilité sociale des pratiques de compensation écologique 495

Références des annexes du Chapitre 5 496

ANNEXES DU CHAPITRE 2 - Identification des services écosystémiques fournis par les paysages arides du district de Sozak

Annexe 2.1. Matériel supplémentaire de l'article *Improving Biodiversity Offset Schemes through the Identification of Ecosystem Services at a Landscape Level - Table S1* : Guide d'entretien pour l'identification des services écosystémiques

Table S1 : interview guide for the identification of ecosystem services

I. The participant

Interview n°	
Date	
Time	
Surname	
First name	
Gender	
Age	
Village	
Occupation and activity	

1

Interview n° :

II. First mapping

1. General use and perception of the area

Instruction : Map the areas used, considered or perceived as important by the participant (from any point of view: professional, personal, etc.)

Questions : what uses or interactions, why important, resources, management, access, etc.

Interview n° :

III. Perception of ecosystem services

Instructions: section by section, validate or not each point with the participant. If the ES is validated, indicate or draw on the map the area concerned and discuss about the ecosystem services details and benefits

A. Provisioning section

For each of the components identified with the participant, describe the service group concerned. Examples of questions:

- Which uses: food, fodder, medicinal, energy, raw material (construction...), agricultural, industrial...
- Which species in the case of plant or animal species? What other components?
- What period of the year?
- Which trend (increase, stable, decrease) and why ?
- What access to the resources and ecosystem services?

Interview n° :

CICES group or class of ES	Area n°	Description
Cultivated plants		
Wild plants		

Interview n° :

CICES group or class of ES	Area n°	Description
Genetic materials from plants		
Reared animals		

Interview n° :

CICES group or class of ES	Area n°	Description
Wild animals		
Genetic materials from animals		

Interview n° :

CICES group or class of ES	Area n°	Description
Surface water		
Groundwater		

Interview n° :

CICES group or class of ES	Area n°	Description
Mineral substances Examples: salt, pigment, uranium		
Non-mineral substances Examples: solar, wind		

Interview n° :

B. Regulation & maintenance section

For each of the components identified with the participant, describe the ecosystem services details and benefits. Example of questions:

- Which species in the case of plant or animal species? Which component of the area (abiotic also)?
- What time of year?
- What trend (increasing, stable, decreasing)? Why?

Interview n° :

CICES group or class of ES	Area n°	Description
Mediation of waste or toxic substances (Dust filtration, decomposition by plants, algae, etc.)		
Control of erosion rate		

Interview n° :

CICES group or class of ES	Area n°	Description
Wind protection		
Hydrological cycle and water flow regulation		

Interview n° :

CICES group or class of ES	Area n°	Description
Water condition (Controlling the chemical quality of freshwater)		
Pollination and seeds dispersal		

Interview n° :

CICES group or class of ES	Area n°	Description
Maintaining nusery population and habitats		
Pest and disease control		

Interview n° :

CICES group or class of ES	Area n°	Description
Regulation of soil quality		
Regulation of temperature and humidity, including ventilation and transpiration (Regulating the physical quality of air for people)		

Interview n° :

CICES group or class of ES	Area n°	Description
Regulation of chemical composition of atmosphere and oceans (Regulating our global climate)		

Interview n° :

C. Cultural section

For each of the components identified with the participant, describe and detail the ecosystem services involved and the benefits. Examples of questions:

- Which species in the case of plant or animal species?
- Which other component, if any (mountain, landscape element...)?
- What time of year?
- Which trend (increasing, stable, decreasing)?
- Why this trend?

Interview n° :

CICES group or class of ES	Area n°	Description
Physical and experiential interactions with natural environment (health, recuperation, enjoyment, recreation, tourism)		
Scientific investigation or the creation of traditional ecological knowledge (Researching nature)		

Interview n° :

CICES group or class of ES	Area n°	Description
Characteristics of living systems that enable education and training (Studying nature)		
Important in terms of culture or heritage		

Interview n° :

CICES group or class of ES	Area n°	Description
Aesthetic experiences		
Symbolic meaning		

Interview n° :

CICES group or class of ES	Area n°	Description
Sacred or religious meaning		

335

Interview n° :

Other ES mentioned (if not in the box + check at the end of the interview if any other place, resource, landscape, component of nature is important for the interviewee)

Annexe 2.2. Matériel supplémentaire de l'article *Improving Biodiversity Offset Schemes through the Identification of Ecosystem Services at a Landscape Level - Table S2* : *p-value* des 13 test du χ^2 réalisés sur les matrices de croisement services écosystémiques – unités paysagères. Une *p-value* < 0,05 rejette l'hypothèse H0 (indépendance entre les services écosystémiques à chaque niveau de la CICES et les unités paysagères), et montre que deux variables sont liées

Table S2. *p*-value of the 13 χ^2 test performed on the ecosystem services and landscape units matrix tables. A *p*-value < 0.05 rejects the H0 hypothesis (independence between ecosystem services at each level of CICES and landscape unit) and shows that the two variables are related.

CICES level of ecosystem services	p-value
Section	< 2.2e-16
Division	< 2.2e-16
Group	< 2.2e-16
Class	< 2.2e-16
Division – provisioning section	3.457e-06
Division – regulation & maintenance section	1.041e-05
Division – cultural section	< 2.2e-16
Group – provisioning section	< 2.2e-16
Group – regulation & maintenance section	< 2.2e-16
Group – cultural section	< 2.2e-16
Class – provisioning section	< 2.2e-16
Class – regulation & maintenance section	< 2.2e-16
Class – cultural section	< 2.2e-16

Annexe 2.3. Matériel supplémentaire de l'article *Improving Biodiversity Offset Schemes through the Identification of Ecosystem Services at a Landscape Level - Table S3* : Liens entre les classes (C) de services écosystémiques (ou groupe (G) lorsque la contribution de la classe aux axes n'est pas suffisante) et unités paysagères, selon les contributions respectives de chaque variable aux dimensions (axes) et leur position relative sur les axes contribués de l'analyse en composantes multiples (ACM) effectuée. La *Table S3* résume les résultats de 6 ACM réalisées (groupes des services écosystémiques d'approvisionnement et unités paysagères ; groupes des services écosystémiques de régulation et maintenance et unités paysagères ; groupes des services écosystémiques culturels et unités paysagères ; classes des services écosystémiques d'approvisionnement et unités paysagères ; classes des services écosystémiques de régulation et maintenance et unités paysagères ; classes des services écosystémiques culturels et unités paysagères)

Table S3. Links between ecosystem services class (C) (or group (G) when class contribution to the axes is not sufficient) and landscape units, according to the respective contributions of each variable to dimensions (axes) and their relative position on the contributed axes of the performed correspondence analysis. Table S3 summarizes the results of 6 correspondence analysis (Group of provisioning ecosystem services and landscape units; group of regulation & maintenance ecosystem services and landscape units; group of cultural ecosystem services and landscape units; class of provisioning ecosystem services and landscape units; class of regulation & maintenance ecosystem services and landscape units; class of cultural ecosystem services and landscape units)

Landscape unit	Ecosystem service
	Provisioning
Mountains	Wild plants for nutrition (C) Wild plants grazed by reared animals (C) Surface water for drinking (C) Surface water for irrigation (C)
Foothills	Cultivated plants (G)
Steppe	Cultivated plants for nutrition (C) Cultivated plants for fodder (C) Material from wild plants (medicinal use) (C)
Lakes	Wild plants grazed by reared animals (C) Surface water as a material (for health) (C)
Sand	Wild plants grazed by reared animals (C) Groundwater for drinking (C) Mineral substance for energy (uranium) (C)
River	Wild plants grazed by reared animals (C) Surface water as a material (for health) (C)
Betpak-Dala	Wild plants grazed by reared animals (C) Groundwater for drinking (C) Mineral substance for energy (uranium) (C)
Village	Reared animals for nutrition (C) Reared animals for energy (manure) (C) Groundwater for irrigation (C)
No landscape frontier	None
None	Wild plants for energy Wild animals for nutrition Surface water for watering animals Groundwater for watering animals
	Regulation & maintenance
Mountains	Maintenance and regulation of temperature and humidity (abiotic) (C)
Foothills	None
Steppe	Control of erosion rate (C)

Landscape unit	Ecosystem service
Lakes	Maintenance of physical, chemical, abiotic conditions (G)
Sand	Control of erosion rate (C)
River	None
Betpak-Dala	None
Village	Decomposition and fixing processes and their effect on soil quality (C)
No Landscape frontier	Maintaining nursery population and habitat (C) Seed dispersal (C)
None	Wind protection Pollination Regulation of temperature and humidity (biotic) Filtration/sequestration/storage/accumulation by plants
	Cultural
Mountains	Characteristics of living systems that enable aesthetic experiences (C) Natural, abiotic characteristics of nature that enable intellectual and representative interaction: aesthetic experience (C)
Foothills	Characteristics of living systems that that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through active or immersive interactions (C)
Steppe	Physical and experiential interactions with natural environment (G) Intellectual and representative interactions with natural environment (G)
Lakes	Natural, abiotic characteristics of nature that enable spiritual, symbolic and other interaction (C)
Sand	Characteristics of living systems that that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through active or immersive interactions (C)
River	Natural, abiotic characteristics of nature that enable active or passive physical and experiental interactions promoting health, recuperation or enjoyment (C)
Betpak-Dala	None
Village	Natural, abiotic characteristics of nature that enable intellectual and representative interaction: aesthetic experience (C)
No Landscape frontier	Characteristics or features of living systems that have an existence value (C) Characteristics or features of living systems that have an option or bequest value (C)
None	None

Annexe 2.4. Classes de services écosystémiques d'approvisionnement biotiques identifiés à travers les paysages du district de Sozak (jaune * : non présent initialement dans la CICES)

Ecosystem service class	Mountains	Foothills	Sozak steppes (south of Shu river)	Lakes, ponds and likesides	Shu river and riverbanks	Sandy area	Betpak-Dala (north of Shu river)	Village	Number of respondents
1.1.1.1 : Cultivated terrestrial plant grown for nutritional purposes	**0**	**10**	**28**	**0**	**1**	**0**	**0**	**26**	**34**
Fruits and vegetables grown for villagers		***9***	***26***		***1***			***1***	***5***
Apple tree		*2*	*2*		*0*			*1*	*2*
Apricot tree		*0*	*1*		*0*			*1*	*2*
Carrot		*1*	*0*		*1*			*0*	*3*
Cherry		*0*	*2*		*0*			*1*	*1*
Cucumber		*0*	*1*		*0*			*0*	*1*
Lemon		*0*	*1*		*0*			*0*	*1*
Lettuce		*0*	*1*		*0*			*0*	*18*
Melons		*3*	*14*		*1*			*0*	*1*
Onions		*0*	*0*		*1*			*0*	*1*
Peach trees		*0*	*0*		*0*			*1*	*1*
Pear trees		*0*	*0*		*0*			*1*	*7*
Potatoes		*3*	*5*		*0*			*0*	*1*
Pumpkin		*0*	*1*		*0*			*0*	*1*
Raidshes		*0*	*1*		*0*			*0*	*18*
Watermelons		*3*	*14*		*1*			*0*	*8*
Fruits		*0*	*8*		*0*			*0*	*2*
Fruit trees		*1*	*1*		*0*			*0*	*13*
Vegetables		*1*	*12*		*0*			*0*	***29***
Private vegetable gardens and ochards		*2*	*2*		***0***			***26***	
1.1.1.3 : Cultivated plant grown as a source of energy	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**9**	*9*
Dried, dead or fallen wood								*7*	*7*
Dried, dead or fallen wood from Karatal (Salix spp. : maybe Salix tenuijulis Ledeb. ?)								*2*	*2*
1.1.1.4 : Cultivated terrestrial plant grown for livestock *	**0**	**12**	**24**	**0**	**0**	**0**	**0**	**4**	
Clover grown for winter fodder		*12*	*23*					*3*	*32*
Maize grown for winter fodder		*5*	*13*					*1*	*13*
Oats grown for winter fodder		*4*	*2*					*0*	*4*
Wheat grown for winter fodder		*3*	*4*					*0*	*6*
Crops grown for winter fodder		*1*	*0*					*0*	*1*
1.1.3.1 : Animal reared for nutritional purposes	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**52**	
Dairy products from camels								*6*	*6*
Dairy products from cows								*44*	*44*
Dairy product from goats								*4*	*4*
Dairy products from mares								*13*	*13*
Dairy product from sheep								*1*	*1*
Eggs from hens								*3*	*3*
Meat from camels								*15*	*15*
Meat from chickens								*3*	*3*
Meat from cows								*29*	*29*
Meat from goats								*16*	*16*
Meat from horses								*35*	*35*
Meat from sheep								*38*	*38*
Dairy products from reared animals								*2*	*2*
Meat from reares animals								*2*	*2*

Ecosystem service class	Mountains	Foothills	Sozak steppes (south of Shu river)	Lakes, ponds and likesides	Shu river and riverbanks	Sandy area	Betpak-Dala (north of Shu river)	Village	Number of respondents
1.1.3.2 : Fibres and other materials from reared animals for direct use or processing	**0**	**0**	**2**	**0**	**0**	**0**	**0**	**6**	
Mare's milk good for health			*2*					*2*	4
Goat's milk good for health			*0*					*2*	2
Horse's meat good for health			*0*					*1*	1
Local meat and dairy products good for health			*0*					*1*	1
Camel's milk good for health: sale to Chinese			*0*					*1*	1
1.1.3.3 : Animals reared to provide energy	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**14**	
Cows manure								*7*	7
Sheep manure								*10*	10
Horses to transport disabled people								*1*	1
1.1.5.1 : Wild plants used for nutrition	**11**	**5**	**4**	**0**	**1**	**0**	**0**	**0**	
Daisies for herbal tea	*0*	*0*	*1*		*0*				1
Dolana (hawthorn) fruits eaten, used for herbal tea, tea or jam	*6*	*1*	*0*		*0*				6
Herbs consumed, used for herbal tea or tea	*4*	*2*	*0*		*1*				5
Jantak (Alhagi pseudalhagi (MB) Desv.) flowers used for herbal tea	*0*	*0*	*1*		*0*				1
Kiikot (Ziziphora tenuior L.) used for herbal tea, tea or in kumis (mare's milk)	*5*	*3*	*0*		*0*				6
Jalbuz (mint) consumed, used for herbal tea or tea	*3*	*1*	*1*		*0*				5
Mia	*1*	*0*	*1*		*0*				2
Padaroshnik (Plantago spp. ?) consumed	*0*	*0*	*1*		*0*				1
Rosehip fruits used for jam	*1*	*0*	*0*		*0*				1
Wild apples eaten	*1*	*0*	*0*		*0*				1
Wild cherries eaten	*4*	*0*	*0*		*0*				4
Wild currants eaten	*2*	*0*	*0*		*0*				2
Wild pears eaten	*1*	*0*	*0*		*0*				1

Ecosystem service class	Mountains	Foothills	Sozak steppes (south of Shu river)	Lakes, ponds and likesides	Shu river and riverbanks	Sandy area	Betpak-Dala (north of Shu river)	Village	Number of respondents
1.1.5.2 : Fibres and other materials from wild plants for direct use or processing	**14**	**15**	**28**	**0**	**1**	**2**	**1**	**0**	
Adrespan (Peganum harmala L.)	*7*	*7*	*23*	*0*	*0*	*0*	*0*		23
Bayalich (Salsola arbuscula Pall.)	*1*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*		1
Djingil (Tamarix hispida Willd)	*0*	*0*	*1*	*0*	*1*	*0*	*0*		1
Dolana (hawthorn) fruits	*3*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*		3
Jantak (Alhagi pseudalhagi (MB) Desv.)	*2*	*4*	*8*	*0*	*0*	*0*	*0*		8
Jusan (Artemisia spp.)	*1*	*1*	*5*	*0*	*0*	*0*	*0*		5
Kiikot (Ziziphora tenuior L.)	*3*	*3*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*		3
Kokemaral (Ziziphora spp. ?)	*4*	*3*	*2*	*0*	*0*	*0*	*0*		5
Kyzyl-mia (Glycyrrhiza glabra L. : licorrice)	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*		1
Mia	*1*	*1*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*		1
Jalbuz (mint)	*1*	*1*	*2*	*0*	*0*	*0*	*0*		3
Rosehip	*1*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*		1
Osharan	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*		1
Saxaul (Haloxylon spp.)	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*2*	*0*		2
Wild cherries	*1*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*		1
Wild chicory	*2*	*2*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*		2
Wild thym	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*		1
Wild plants	*1*	*1*	*2*	*0*	*0*	*0*	*1*		4
1.1.5.3 : Wild plants used as a source of energy	**2**	**9**	**33**	**2**	**6**	**13**	**3**	**0**	
Bayalich (Salsola arbuscula Pall.)	*1*	*9*	*24*	*0*	*0*	*0*	*2*		29
Cut herbs	*0*	*0*	*1*	*1*	*0*	*0*	*0*		2
Djingil (Tamarix hispida Willd)	*0*	*0*	*15*	*1*	*6*	*0*	*0*		15
Dry wood	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*		1
Jusan (Artemisia spp.)	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*		1
Karabarak (Halostachys caspica (Pall) CAM.)	*0*	*0*	*0*	*2*	*0*	*0*	*0*		2

Ecosystem service class	Mountains	Foothills	Sozak steppes (south of Shu river)	Lakes, ponds and likesides	Shu river and riverbanks	Sandy area	Betpak-Dala (north of Shu river)	Village	Number of respondents
1.1.5.4 : Wild plants eaten by reared animals *	**15**	**12**	**49**	**1**	**21**	**24**	**19**	**0**	
Pastures in general	*9*	*11*	*47*	*1*	*17*	*4*	*10*		53
Winter pastures	*3*	*2*	*11*	*0*	*4*	*23*	*3*		33
Spring pastures	*5*	*0*	*20*	*0*	*2*	*2*	*5*		28
Summer pastures	*8*	*3*	*26*	*0*	*7*	*1*	*9*		37
Autumn pastures	*5*	*0*	*10*	*0*	*2*	*0*	*4*		17
Cut and stored herbs for winter	*0*	*1*	*15*	*0*	*1*	*0*	*1*		16
Cut and stored reeds for winter	*0*	*0*	*0*	*0*	*10*	*0*	*0*		10
List of grazed species									
Adrespan (Peganum harmala L.)	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	1
Ajerak	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	1
Arselan	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	1
Bayalich (Salsola arbuscula Pall.)	*0*	*0*	*7*	*0*	*0*	*1*	*3*	*0*	9
Chup malga	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	1
Djingil (Tamarix spp.)	*0*	*0*	*4*	*1*	*1*	*0*	*1*	*0*	4
Ebelek (Ceratocarpus arenarius L. ?)	*0*	*0*	*8*	*0*	*0*	*2*	*3*	*0*	10
Erkek (Agropyron desertorum (Fisch.) Schult	*0*	*0*	*3*	*0*	*0*	*3*	*0*	*0*	4
Iran chup	*0*	*0*	*2*	*0*	*1*	*0*	*1*	*0*	2
Izen (Kochia prostata (L) Schrad	*1*	*1*	*5*	*0*	*0*	*3*	*0*	*0*	6
Jantak (Alhagi pseudalhagi (MB) Desv.)	*1*	*4*	*22*	*0*	*3*	*1*	*4*	*0*	25
Jusan (Artemisia spp.)	*1*	*6*	*33*	*0*	*4*	*2*	*6*	*0*	39
Kararchup	*0*	*0*	*1*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	1
Kiikot (Ziziphora tenuior L.)	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	1
Kikre	*0*	*0*	*3*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	3
Konir bas (Poa bulbosa L. ?)	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	1
Kurkashash	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	1
Kuruk	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*1*	*1*	*0*	2
Mia	*0*	*0*	*5*	*0*	*1*	*1*	*0*	*0*	5
Oran	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	1
Snowdrop	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	1
Reeds (Phragmites spp.)	*0*	*0*	*0*	*0*	*10*	*0*	*0*	*0*	10
Saran	*0*	*0*	*5*	*0*	*0*	*1*	*1*	*0*	5
Sassyr (Ferula spp. ?)	*2*	*1*	*2*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	4
Saxaul (Haloxylon spp.)	*0*	*0*	*5*	*0*	*0*	*3*	*2*	*0*	6
Saz chup	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	1
Tierksen	*0*	*0*	*3*	*0*	*0*	*1*	*1*	*0*	3
Tobolre	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	1
Japurak (Rheum turkestanicum Janisch. ?)	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	2
Tulips	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	1
Undo	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	1
Vioun	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	1

Ecosystem service class	Mountains	Foothills	Sozak steppes (south of Shu river)	Lakes, ponds and likesides	Shu river and riverbanks	Sandy area	Betpak-Dala (north of Shu river)	Village	Number of respondents
1.1.6.1 : Wild animals used for nutritional purposes	**6**	**1**	**9**	**1**	**8**	**1**	**0**	**0**	
Duck	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*			1
Fish	*1*	*1*	*0*	*1*	*6*	*1*			9
Hare	*5*	*0*	*8*	*0*	*0*	*0*			12
Keklik (partridge)	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*			1
Pheasant	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*			1
Wild boar	*2*	*0*	*1*	*0*	*2*	*0*			5
Wild boar: sale to Russians	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*			1
1.1.6.2 : Fibres and other materials from wild animals for direct use or processing	**1**	**0**	**3**	**0**	**0**	**0**	**2**	**0**	
Beaver fat for massages against the cold	*1*		*1*				*0*		1
Wolf fat good for health	*0*		*0*				*1*		1
Fox fur for making hat	*0*		*1*				*0*		1
Wolf fur	*0*		*1*				*0*		1
Saïgas horns used in remedies: sale to Chinese	*0*		*0*				*1*		1
1.2.1.2 : Higher and lower plants (whole organism) used to breed new strains or varieties	**0**	**0**	**1**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	1
Clover and maize selection for production improving			1						1
1.2.2.1 : Animal material collected for the purpose of maintaining or establishing a populatio	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**3**	
Genetic improvement of cows for meat production								*2*	2
Genetic improvement of cows for milk production								*1*	1
Genetic improvement of reared animals								*1*	1

Annexe 2.5. Classes de services écosystémiques d'approvisionnement abiotiques identifiés à travers les paysages du district de Sozak (jaune* : non présent initialement dans la CICES)

Ecosystem service class and details	Mountains	Foothills	Sozak steppes (south of Shu river)	Lakes, ponds and likesides	Shu river and riverbanks	Sandy area	Betpak-Dala (north of Shu river)	Village	Number of respondents
4.2.1.1 : Surface water for drinking	**7**	**9**	**0**	**1**	**0**	**0**	**0**	**0**	
Good quality	*3*	*7*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	9
Salty	*1*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	2
Filtration and purification systems: 6									6
Enough quantity	*1*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	2
4.2.1.2 : Surface water used as a material (non-drinking purpose) - for health	**0**	**1**	**0**	**3**	**4**	**0**	**0**	**0**	
Curative bath	*0*	*1*	*0*	*3*	*4*	*0*	*0*	*0*	8
4.2.1.2 : Surface water used as a material (non-drinking purpose) : for irrigation	**16**	**7**	**4**	**6**	**0**	**0**	**0**	**3**	
Irrigation of village's trees	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	1
Irrigation of cultivated plants	*14*	*6*	*3*	*6*	*0*	*0*	*0*	*1*	22
Irrigation of private gardens	*5*	*2*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*2*	8
Good quality	*4*	*2*	*1*	*1*	*0*	*0*	*0*	*2*	6
Filtration and purification systems: 4									4
Enough quantity	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	1
Not enough quantity	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	1
Too much quantity	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	1
4.2.1.5 : Surface water for watering reared animals *	**4**	**5**	**1**	**0**	**3**	**0**	**0**	**0**	
Good quality	*1*	*4*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	4
Enough quantity	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	1
4.2.2.1 : Groundwater for drinking	**0**	**1**	**25**	**0**	**0**	**1**	**6**	**7**	
Bad quality	*0*	*0*	*5*	*0*	*0*	*0*	*5*	*0*	9
Good quality	*0*	*1*	*14*	*0*	*0*	*0*	*1*	*2*	18
Salty	*0*	*0*	*14*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	14
Filtration and purification systems: 21									21
Enough quantity	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	1

Ecosystem service class and details	Mountains	Foothills	Sozak steppes (south of Shu river)	Lakes, ponds and likesides	Shu river and riverbanks	Sandy area	Betpak-Dala (north of Shu river)	Village	Number of respondents
4.2.2.2 : Groundwater used as material (non-drinking purpose) - for irrigation	**0**	**1**	**15**	**0**	**0**	**0**	**2**	**21**	
Irrigation of cultivated plants	*0*	*0*	*13*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	13
Irrigation of private gardens	*0*	*1*	*6*	*0*	*0*	*0*	*2*	*20*	25
Irrigation of village's trees	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	1
Bad quality	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*2*	*0*	2
Good quality	*0*	*0*	*3*	*0*	*0*	*0*	*1*	*1*	4
Salty	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	1
Filtration and purification systems: 2									2
Enough quantity	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	1
Not enough quantity	*0*	*0*	*11*	*0*	*0*	*0*	*3*	*3*	14
4.2.2.4 : Groundwater for watering reared animals *	**0**	**0**	**7**	**0**	**0**	**1**	**2**	**0**	
Good quality	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	1
Salty	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	1
Not enough quantity	*0*	*0*	*1*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	2
4.3.1.1 : Mineral substances used for nutritional purposes	**0**	**0**	**2**	**0**	**0**	**1**	**0**	**0**	
Salt - operation and sale	*0*	*0*	*2*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	3
4.3.1.2 : Mineral substance used for material purpose - construction	**0**	**0**	**1**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	
Clay quarry	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	1
4.3.1.2 : Mineral substances used for material purpose - health	**0**	**0**	**2**	**3**	**0**	**1**	**0**	**0**	
Clay/mud for skin	*0*	*0*	*0*	*3*	*0*	*0*	*0*	*0*	3
Salt for skin and feet	*0*	*0*	*2*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	2
4.3.1.2 : Mineral substance used for material purpose - other	**0**	**0**	**1**	**0**	**0**	**1**	**0**	**0**	
Silver	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	1
Gold - operation and sale	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	1
4.3.1.3 : Mineral substance used for as an energy source	**0**	**0**	**1**	**0**	**0**	**4**	**4**	**0**	
Uranium - operation and sale	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*4*	*4*	*0*	9
4.3.2.3 : Wind energy	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**1**	**0**	
Wind energy - potential	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	1
4.3.2.6 : Gas energy *	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**1**	**0**	**0**	
Gas energy: potential	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	1

Annexe 2.6. Classes de services écosystémiques de régulation et maintenance biotiques identifiés à travers les paysages du district de Sozak

Ecosystem service class	Mountains	Foothills	Sozak steppes (south of Shu river)	Lakes, ponds and likesides	Shu river and riverbanks	Sandy area	Betpak-Dala (north of Shu river)	Village	No landscape frontier	Number of respondents
2.1.1.2 : Filtration, or sequestration, or storage, or accumulation by micro-organisms, algae, plants, and animals										
Perceived air purification	**3**	**2**	**2**	**0**	**1**	**2**	**1**	**18**	**0**	**22**
Fruit trees that purifies the air	*3*	*2*	*1*	*0*	*0*	*1*	*1*	*18*	*0*	*21*
Jide (Elaegnus angustifolia L.) that purify the air	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*5*	*0*	*5*
Karagash (Ulmus spp., maybe Ulmus densa Litv. or Ulmus pumila L.) that purify the air	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*6*	*0*	*6*
Karatal (Salix spp., maybe Salix tenuijulis Ledeb.) that purifies the air	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*6*	*0*	*7*
Natural vegetation that purifies the air	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*9*	*0*	*9*
Resinous trees that purify the air	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*1*
Sambatal (Salix spp., type of weeping willow, maybe Salix babylonica L. or Salix alba, L.) that purify the air	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*1*
Saxaul (Haloxylon spp.) that purifies the air	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*1*
Terek (Populus spp.) that purifies the air	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*4*	*0*	*4*
Trees that purify the air	*3*	*2*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*5*	*0*	*6*
Tuyas (Thuja spp.) that purifies the air	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*1*
Perceived dust limitation	***0***	***0***	***1***	***0***	***1***	***1***	***0***	***2***	***0***	***4***
Djingil (Tamarix hispida Willd) that stop the dust	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*1*
Saxauls (Haloxylon spp.) that stop the dust	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*1*	*0*	*1*	*0*	*2*
Trees that stop the dust	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*
Air quality is good	**3**	**1**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**21**	**0**	**21**
Ecosystem service not perceived : air quality is bad	***0***	***0***	***2***	***0***	***1***	***1***	***0***	***5***	***0***	***5***
2.2.1.1 : Control of erosion rate	**0**	**0**	**10**	**0**	**2**	**11**	**1**	**4**	**0**	**17**
Djingil (Tamarix hispida Willd) - reduce soil erosion	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*1*
Djingil - (Tamarix hispida Willd) - stop the movement of sand	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*1*	*1*	*1*	*0*	*2*
Natural vegetation - fixes the soil	*0*	*0*	*0*	*0*	*2*	*0*	*0*	*0*	*0*	*2*
Planting trees - reduce soil erosion	*0*	*0*	*2*	*0*	*0*	*0*	*0*	*2*	*0*	*2*
Saxaul (Haloxylon spp.) - reduce soil erosion	*0*	*0*	*5*	*0*	*0*	*6*	*0*	*0*	*0*	*9*
Saxaul (Haloxylon spp.) - stop the movement of sand	*0*	*0*	*4*	*0*	*0*	*5*	*1*	*1*	*0*	*7*
Vegetable cover under fruit trees - retains the soil	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*1*
There is no erosion problem										***13***
Ecosystem service not perceived	***2***	***2***	***11***	***3***	***1***	***4***	***2***	***0***	***0***	***16***
There are erosion problems	*2*	*2*	*9*	*3*	*1*	*2*	*2*	*0*	*0*	*14*
The sands move	*0*	*0*	*2*	*0*	*0*	*2*	*0*	*0*	*0*	*2*
2.2.1.2 : Buffering and attenuation of mass movement	**0**	**0**	**1**	**0**	**0**	**1**	**0**	**0**	**0**	**1**
Saxaul (Haloxylon spp.) - retains snow during winter	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*1*
2.2.1.3 : Hydrological cycle and water flow regulation (Including flood control, and coastal protection)	**0**	**0**	**1**	**0**	**0**	**0**	**1**	**1**	**0**	**2**
Karatal (Salix spp., maybe Salix tenuijulis Ledeb.) whose roots retain soil moisture	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*1*
Saxaul (Haloxylon spp.) that retains water in the soil	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*2*
Water quantities are good an/or hydrological cycle is functioning	***2***	***3***	***2***	***0***	***1***	***0***	***0***	***1***	***0***	***7***
Ecosystem service not perceived	***0***	***2***	***11***	***0***	***0***	***0***	***3***	***3***	***0***	***16***
Hydrological cycle is disturbed	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*
Water flows are not regular	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*
Water quantities are not sufficient	*0*	*0*	*11*	*0*	*0*	*0*	*3*	*3*	*0*	*14*

Ecosystem service class	Mountains	Foothills	Sozak steppes (south of Shu river)	Lakes, ponds and likesides	Shu river and riverbanks	Sandy area	Betpak-Dala (north of Shu river)	Village	No landscape frontier	Number of respondents
2.2.1.4 : Wind protection	**0**	**3**	**3**	**0**	**0**	**3**	**1**	**13**	**0**	**18**
Fruit trees	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*5*	*0*	*5*
Jide (Elaegnus angustifolia L.)	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*2*	*0*	*3*
Djingil (Tamarix hispida Willd)	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*1*
Karagash (Ulmus spp., maybe Ulmus densa Litv. or Ulmus pumila L.)	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*3*	*0*	*3*
Karatal (Salix spp., maybe Salix tenuijulis Ledeb.)	*0*	*3*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*5*	*0*	*7*
Sambatal (Salix spp., type of weeping willow, maybe Salix babylonica L. or Salix alba, L.)	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*2*	*0*	*2*
Saxaul (Haloxylon spp.)	*0*	*0*	*3*	*0*	*0*	*3*	*0*	*0*	*0*	*3*
Terek (Populus spp.)	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*3*	*0*	*3*
Trees in general	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*3*	*0*	*4*
Tuyas (Thuja spp.)	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*1*
Ecosystem service not perceived : 42	***0***	***5***	***9***	***0***	***17***	***1***	***17***	***42***	***0***	***42***
Problem of wind bringing dust	*0*	*0*	*2*	*0*	*8*	*1*	*0*	*11*	*0*	*11*
Problems of snowstorms during winter	*0*	*1*	*0*	*0*	*3*	*0*	*2*	*6*	*0*	*6*
The area is very windy	*0*	*4*	*8*	*0*	*15*	*0*	*7*	*38*	*0*	*38*
2.2.2.1 : Pollination	0	0	0	0	0	0	0	1	6	*7*
Insects including bees do the pollination	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*6*	*6*
Chrysanthemums to attract pollinators	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*1*
Ecosystem service not perceived : : no more bee and insect	***0***	***0***	***0***	***0***	***0***	***0***	***0***	***1***	***0***	***1***
2.2.2.2 : Seed dispersal	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**1**	**1**
Birds do the seed dispersal	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*1*
2.2.2.3 : Maintaining nursery populations and habitats (Including gene pool protection)	**2**	**1**	**15**	**0**	**5**	**3**	**3**	**0**	**32**	**41**
Because biodiversity is important for environment	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*2*	*2*
Because biodiversity is important for health	*0*	*0*	*3*	*0*	*0*	*0*	*2*	*0*	*1*	*4*
Because biodiversity is important for people life and uses	*0*	*0*	*2*	*0*	*1*	*2*	*0*	*0*	*2*	*5*
Because biodiversity is the treasure of the country	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*2*	*2*
Because biodiversity should be preserved for future generation	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*8*	*10*
Because biodiversity was created by God	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*2*	*2*
Because flora is important to livestock	*0*	*1*	*10*	*0*	*5*	*1*	*1*	*0*	*0*	*10*
Because nature and biodiversity are beautiful	*1*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*2*	*3*
Because of life cycle, each specie has its place and role in nature, the balance and equilibrium of nature are important	*0*	*0*	*4*	*0*	*1*	*1*	*1*	*0*	*9*	*12*
Because the links between people and nature are important	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*1*
Because wildlife and flore are components of nature, have as much right to exist as we do	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*12*	*12*
Opinion about preservation measures and natural reserve										
Against the nature reserve as it removes grazing land	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*2*
Animal population is increasing thank to the natural reserve and national protection	*1*	*0*	*1*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*5*
National protection can be negative because we cannot use saxaul (Haloxylon spp.) and Djingil (Tamarix hispida Willd) for fuelwood anymore	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*11*	*0*	*0*	*0*	*11*
Natural reserve can be negative because arkar (Ovis ammon) cannot be hunt but it is in competition with livestock for grazing	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*
Natural reserve can be negative because we cannot hunt anymore (nutrition)	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*
Natural reserve is important for biodiversity preservation	*2*	*0*	*1*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*4*
Vegetation is increasing thank to national protection	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*1*

Ecosystem service class	Mountains	Foothills	Sozak steppes (south of Shu river)	Lakes, ponds and likesides	Shu river and riverbanks	Sandy area	Betpak-Dala (north of Shu river)	Village	No landscape frontier	Number of respondents
2.2.3.1 : Pest control (including invasive species)	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**1**		**1**
Ricin that keeps unwanted insects away	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*		*1*
There is no pest problem : 8	***0***	***1***	***2***	***0***	***3***	***0***	***0***	***2***	***0***	***8***
Ecosystem service not perceived : 28	***1***	***8***	***22***	***0***	***0***	***2***	***1***	***4***	***0***	***28***
Boars that eat maize crops	*0*	*2*	*2*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*		***2***
Caterpillars after the rains	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*		***1***
Chinese bird	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*		***1***
Flies that eat the inside of melons	*0*	*0*	*3*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*		***3***
Foxes that attack reared animals	*1*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*		***1***
Grasshoppers and locusts that eat crops	*0*	*4*	*4*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*		***8***
Insect pests	*0*	*4*	*2*	*0*	*0*	*0*	*1*	*1*		***6***
Jackals that attack reared animals	*0*	*0*	*2*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*		***2***
Kolorad beetle that eats potatoes' flowers	*0*	*2*	*3*	*0*	*0*	*0*	*0*	*2*		***6***
Mice that are pest	*0*	*2*	*3*	*0*	*0*	*1*	*0*	*2*		***5***
Wolfs that attack reared animals	*0*	*0*	*6*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*		***7***
Worms in apple	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*		***1***
2.2.3.2 : Disease control	**0**	**0**	**2**	**0**	**0**	**1**	**1**	**1**	**0**	
Adrespan (Peganum harmala L.) smoke - keeps mosquitoes away	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*1*
Predators (fox, wolf) - prey on animals that can transmit diseases	*0*	*0*	*2*	*0*	*0*	*1*	*1*	*0*	*0*	*2*
There is no disease problem	***0***	***0***	***1***	***0***	***3***	***0***	***0***	***1***	***0***	***5***
Ecosystem service not perceived	***3***	***4***	***6***	***0***	***16***	***1***	***2***	***25***	***0***	***32***
Bats transmit diseases	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*1*
Fox transmit disease	*2*	*0*	*2*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*2*
Horsefly that bites	*0*	*0*	*1*	*0*	*3*	*0*	*0*	*2*	*0*	*4*
Karakurt (widow spider) is dangerous	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*1*	*0*	*1*
Mice that transmit disease	*0*	*2*	*2*	*0*	*0*	*0*	*0*	*3*	*0*	*3*
Moskitos that bites	*0*	*0*	*1*	*0*	*14*	*0*	*0*	*2*	*0*	*14*
Scorpions are dangerous	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*2*	*0*	*0*	*3*
Snakes that are dangerous	*0*	*2*	*0*	*0*	*1*	*0*	*1*	*0*	*0*	*4*
Ticks that transmit disease	*1*	*1*	*2*	*0*	*6*	*0*	*0*	*21*	*0*	*24*
2.2.4.2 : Decomposition and fixing processes and their effect on soil quality	**1**	**4**	**2**	**0**	**0**	**0**	**1**	**16**	**0**	**19**
Clover plantations to strengthen the soil	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*1*
Cow manure for fertilising cultivated vegetables (crops for villagers)	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*
Cow manure for fertilising vegetable gardens	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*1*
Horse manure for vegetable garden fertilisation	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*1*
Manure from raised animals for fertilisation	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*2*	*0*	*3*
Plantation in private garden that decreases soil salinity	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*1*
Sheep manure for fertilising cultivated fruit and vegetables (crops for villagers)	*0*	*1*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*2*
Sheep manure for fertilising vegetable gardens	*1*	*2*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*13*	*0*	*14*
Soil quality is good	***0***	***4***	***5***	***0***	***2***	***1***	***0***	***5***	***0***	***13***
Ecosystem service not perceived	***0***	***2***	***12***	***0***	***8***	***2***	***6***	***6***	***0***	***27***
Soil are too sandy	*0*	*0*	*6*	*0*	*2*	*1*	*0*	*1*	*0*	*7*
Soil is too salty	*0*	*1*	*7*	*0*	*7*	*1*	*3*	*4*	*0*	*18*
Soil is too stony	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*1*
Soil quality is bad	*0*	*1*	*3*	*0*	*2*	*0*	*6*	*2*	*0*	*11*

Ecosystem service class	Mountains	Foothills	Sozak steppes (south of Shu river)	Lakes, ponds and likesides	Shu river and riverbanks	Sandy area	Betpak-Dala (north of Shu river)	Village	No landscape frontier	Number of respondents
2.2.5.1 : Regulation of the chemical condition of freshwaters by living processes	**0**	**0**	**0**	**0**	**1**	**0**	**0**	**0**	**0**	**1**
Algae that purify water	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*
Water is good quality	***7***	***8***	***16***	***1***	***0***	***1***	***0***	***5***	***0***	***31***
Ecosystem service not perceived	***3***	***0***	***14***	***1***	***1***	***0***	***6***	***0***	***0***	***23***
Water is bad quality	*2*	*0*	*4*	*0*	*0*	*0*	*6*	*0*	*0*	*10*
Water is salty	*2*	*0*	*11*	*1*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*15*
2.2.6.1 : Regulation of chemical composition of atmosphere and oceans	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**1**	**0**	**1**
Karagash (Ulmus spp., maybe Ulmus densa Litv. or Ulmus pumila L.) that regulates climate	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*1*
2.2.6.2 : Regulation of temperature and humidity, including ventilation and transpiration	**0**	**2**	**5**	**1**	**1**	**2**	**1**	**16**	**0**	**21**
Perceived cold protection for livestock	***0***	***0***	***2***	***0***	***0***	***1***	***0***	***0***	***0***	***2***
Saxauls (Haloxylon spp.) that protect livestock against the cold	*0*	*0*	*2*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*2*
Perceived shadow and coolness	***0***	***2***	***4***	***1***	***1***	***2***	***1***	***16***	***0***	***20***
Fruit trees	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*3*	*0*	*3*
Jide (Elaegnus angustifolia L.)	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*2*	*0*	*3*
Jyngle (Tamarix hispida Willd)	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*1*
Karagash (Ulmus spp., maybe Ulmus densa Litv. or Ulmus pumila L.)	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*2*	*0*	*2*
Karatal (Salix spp., maybe Salix tenuijulis Ledeb.)	*0*	*2*	*1*	*0*	*0*	*1*	*0*	*10*	*0*	*12*
Saxaul (Haloxylon spp.)	*0*	*0*	*2*	*0*	*0*	*2*	*0*	*1*	*0*	*2*
Terek (Populus spp.)	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*1*
Trees in general	*0*	*0*	*2*	*1*	*1*	*0*	*1*	*5*	*0*	*7*
Vines (Vitis spp.)	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*1*
Ecosystem service not perceived	***0***	***1***	***4***	***0***	***5***	***3***	***4***	***0***	***0***	***11***
Air temperature is warm because of the sand	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*2*	*0*	*0*	*0*	*2*
High heat in summer	*0*	*1*	*2*	*0*	*2*	*2*	*1*	*0*	*0*	*4*
There are drought problems	*0*	*1*	*3*	*0*	*3*	*1*	*3*	*0*	*0*	*7*
Very harsh winter	*0*	*1*	*3*	*0*	*2*	*1*	*1*	*0*	*0*	*4*

Annexe 2.7. Classes de services écosystémiques de régulation et maintenance abiotiques identifiés à travers les paysages du district de Sozak (jaune* : non présent initialement dans la CICES)

Ecosystem service class	Mountains	Foothills	Sozak steppes (south of Shu river)	Lakes, ponds and likesides	Shu river and riverbanks	Sandy area	Betpak-Dala (north of Shu river)	Village	No landscape frontier	Number of respondents
5.2.1.1 : Regulation of baseline flows and extreme events - Mass flows	**0**	**0**	**0**	**0**	**1**	**0**	**0**	**0**	**0**	**1**
Stop dust and sand thank to Shu river	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*
5.2.1.3 : Regulation of baseline flows and extreme events - Gaseous flows	**0**	**0**	**0**	**0**	**2**	**0**	**0**	**0**	**0**	**2**
Stop wind thank to lake	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*
Stop wind thanks to Shu river	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*
5.2.2.1 : Maintenance and regulation by inorganic natural chemical and physical processes - soil quality	**1**	**0**	**1**	**1**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**2**
Maintenance of soil quality thank to surface water temperature	*1*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*
Maintenance of soil quality thanks to groundwater temperature	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*
Stop soil salinization thank to water	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*
5.2.2.1 : Maintenance and regulation by inorganic natural chemical and physical processes - temperature, humidity, air quality	**7**	**2**	**1**	**1**	**2**	**0**	**0**	**4**	**0**	**12**
Cool temperature thanks to Shu river	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*
Cool temperature thank to the wind	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*2*	*0*	*2*
Pure air and cool temperature thanks to the mountains	*7*	*2*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*2*	*0*	*8*
Wet and cool air thanks to the lake	*0*	*0*	*1*	*1*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*2*
5.3.1.1 : Seed dispersal *	**0**	**0**	**1**	**0**	**0**	**1**	**0**	**0**	**8**	**10**
Seed dispersal by wind	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*8*	*10*

Annexe 2.8. Classes de services écosystémiques culturels biotiques identifiés à travers les paysages du district de Sozak

Ecosystem service class	Mountains	Foothills	Sozak steppes (south of Shu river)	Lakes, ponds and likesides	Shu river and riverbanks	Sandy area	Betpak-Dala (north of Shu river)	Village	No landscape frontier	Number of respondents
3.1.1.1 : Characteristics of living systems that that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through active or immersive interactions	**1**	**7**	**5**	**1**	**5**	**2**	**0**	**4**	**1**	
Farm-oasis to rest, to go with your relatives, to picnic		*5*	*1*			*1*				7
Mare's milk drunk among friends			*2*							2
Natural places to picnic			*2*							2
Picnic area under the trees								*1*		1
Private garden and farm enjoyed		*2*						*1*		2
Public garden and park enjoyed								*2*		2
Recreational fishing	*1*	*1*		*1*	*5*	*1*				9
Recreational hunting			*1*		*1*	*1*			*1*	4
3.1.1.2 : Characteristics of living systems that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through passive or observational interactions	**0**	**0**	**1**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	
Smell of mugwort appreciated			*1*							1
scientific investigation or the creation of traditional ecological knowledge	**1**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**2**	
Family transmission of botanical knowledge	*1*								*1*	2
Masculine knowledge about pasture species									*1*	1
3.1.2.2 : Characteristics of living systems that enable education and training	**1**	**0**	**1**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	
Nature trip with students	*1*		*1*							2
3.1.2.3 : Characteristics of living systems that are resonant in terms of culture or heritage	**0**	**0**	**1**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**2**	
Attachment and historical connection to livestock									*2*	2
Attachment to an old farm, its landscape, its fauna and flora			*1*							1

Ecosystem service class	Mountains	Foothills	Sozak steppes (south of Shu river)	Lakes, ponds and likesides	Shu river and riverbanks	Sandy area	Betpak-Dala (north of Shu river)	Village	No landscape frontier	Number of respondents
3.1.2.4 : Characteristics of living systems that enable aesthetic experiences	**6**	**1**	**6**	**0**	**1**	**1**	**1**	**11**	**2**	
Flowers that beautify the landscape	***2***	***0***	***4***	***0***	***0***	***0***	***1***	***3***	***0***	8
Flowers in general	*1*		*4*					*3*		7
Poppies	*1*		*1*							1
Snowdrops							*1*			1
Tulips	*1*		*1*							1
Nature that is beautiful	***4***	***0***	***0***	***0***	***0***	***0***	***0***	***0***	***2***	6
Oasis farm appreciated for its picturesque character	***0***	***1***	***0***	***0***	***0***	***0***	***0***	***0***	***0***	1
Trees that beautify and green the landscape	***1***	***0***	***0***	***0***	***0***	***0***	***0***	***6***	***0***	7
Trees in general	*1*							*4*	*1*	5
Fruits trees								*3*		3
Karagach (Ulmus spp.)								*1*		1
Karatal (Salix spp)								*2*		2
Poplar trees (Populus spp.)								*1*		1
Resinous trees								*2*		2
Tuyas								*1*		1
Vines								*2*		2
Wild animals that you can see	***1***	***0***	***0***	***0***	***0***	***0***	***0***	***0***	***2***	3
3.2.1.1 : Elements of living systems that have symbolic meani	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**3**	
The fauna and flora are the treasure of the country									*3*	3
3.2.1.2 : Elements of living systems that have sacred or religious meaning	**0**	**0**	**0**	**3**	**1**	**0**	**0**	**2**	**2**	
Flower that opens at the time of morning and evening prayer								*1*		1
Importance and protection of the holy fish in the Mausoleum pond				*3*						3
Legend of the sheep - cutting off the head to ask for rain								*1*		1
Swans herald a good omen for the coming year					*1*					1
The preservation of flora is important because it has been created by God									*1*	1
The preservation of wildlife is important because it was created by God									*2*	2
3.2.2.1 : Characteristics or features of living systems that have an existence value	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**19**	
Debt to animals that have been hunted									*1*	1
Flora has an existence value									*8*	8
Wildlife has an existence value									*18*	18
3.2.2.2 : Characteristics or features of living systems that have an option or bequest value	**1**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**9**	
Preservation of flora is important for future generations	*1*								*6*	7
Wildlife conservation is important for future generations	*1*								*9*	10

Annexe 2.9. Classes de services écosystémiques culturels abiotiques identifiés à travers les paysages du district de Sozak (* : non présent dans la CICES initialement)

Ecosystem service class	Mountains	Foothills	Sozak steppes (south of Shu river)	Lakes, ponds and likesides	Shu river and riverbanks	Sandy area	Betpak-Dala (north of Shu river)	Village	No landscape function	Number of respondents
6.1.1.1 : Natural, abiotic characteristics of nature that enable active or passive physical and experiental interactions	**11**	**12**	**4**	**6**	**14**	**0**	**0**	**0**	**0**	
Natural places that people can visit	*8*	*3*	*1*	*2*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	12
Natural water point for swimming	*2*	*2*	*0*	*2*	*6*	*0*	*0*	*0*	*0*	11
Picnic in natural place with mountainous characteristics or reliefs	*4*	*6*	*2*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	12
Picnic next to water area	*0*	*4*	*0*	*2*	*11*	*0*	*0*	*0*	*0*	16
Resting in natural place with mountainous characteristics or reliefs	*2*	*2*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	4
Resting next to water area	*0*	*2*	*1*	*1*	*6*	*0*	*0*	*0*	*0*	9
6.2.1.1 : Natural, abiotic characteristics of nature that enable spiritual, symbolic and other interaction	**2**	**0**	**1**	**6**	**0**	**0**	**0**	**1**	**0**	
Attachment to the lake because of family origin	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	1
Famous princess legend about mountains peaks	*2*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	2
Local legend about hills	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	1
Local legend about Kyzylkol lake origin	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	1
Sacred lake and source of Babaata, legend about the water origin	*0*	*0*	*0*	*5*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	5
Windy area because God decided it	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	1
6.1.2.1 : Natural, abiotic characteristics of nature that enable intellectual and representative interaction - aesthetic experience *	**8**	**0**	**0**	**0**	**4**	**0**	**0**	**0**	**0**	
Falls that are beautiful	*4*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	4
Mountains landscapes, pittoresc	*6*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	6
Shu river is a beautiful landscape	*0*	*0*	*0*	*0*	*4*	*0*	*0*	*0*	*0*	4

Annexe 2.10 Fonctions des participants aux entretiens destinés aux entreprises KATCO et Orano pour la description de la compensation écologique et l'identification des services écosystémiques d'intérêt

Date	Entreprise	Fonction
25 mai 2022	KATCO	*Health, Safety, Environment and Radiation protection manager*
25 mai 2022	KATCO	Directeur général
27 mai 2022	KATCO	*Project manager*
31 mai 2022	KATCO	*Corporate Social Responsability manager*
13 juillet 2022	Orano	Expert en prévention des risques, santé et environnement
01 août 2022	KATCO	Juriste
02 décembre 2022	Orano	Responsable de la communication éditoriale et des projets internes
02 décembre 2022	Orano	Directeur des opérations
04 janvier 2023	Orano	Représentant du groupe Orano auprès du gouvernement mongol
18 janvier 2023	Orano	Expert environnement
27 février 2023	Orano	Vice-président chargé de la responsabilité, la communication et l'engagement

Annexe 2.11 Guide d'entretien utilisé auprès des personnes travaillant chez KATCO et Orano sur la compensation écologique et l'identification des services écosystémiques d'intérêt

Entretien n°

Nursultan - Compensation écologique et services écosystémiques

Entretien n°	Lieu	Date	Heure

1. Introduction (5 min)

Je me présente

Je présente mon sujet de thèse et comment les différents terrains au Kazakhstan s'y insèrent. **Attention** : demander si le participant est familier avec le terme de service écosystémique. Explication si besoin.

Je présente le but de l'entretien

Je présente le déroulement de l'entretien (les parties et le timing)

Je demande si je peux enregistrer l'entretien

2. Le participant (5 min)

Nom	
Prénom	
Age	
Genre	
Fonction	

- Pouvez-vous expliquer votre fonction ?

1

Entretien n°

3. La compensation écologique (25 min)

Pouvez-vous définir la compensation écologique et ses objectifs ?

Pouvez-vous m'indiquer quelles lois et réglementations internationales et nationales sont suivies dans le cadre de la compensation écologique de vos sites en Asie Centrale ?

Entretien n°

Quels acteurs sont impliqués dans la compensation écologique ?

Pouvez-vous m'expliquer ce qui a déjà été fait dans le cadre de la compensation écologique de vos sites en Asie Centrale ?

Entretien n°

Pouvez-vous me dire ce qui va être prochainement réaliser dans le cadre de la compensation écologique de vos sites en Asie Centrale?

Comment mesurez-vous la réussite de vos compensations écologiques ?

4

Entretien n°

Quels sont les bénéfices apportés à l'environnement grâce aux méthodes de compensation écologique que vous avez / que vous allez mettre en place ?

Quels sont les bénéfices apportés aux populations grâce aux méthodes de compensation écologique que vous avez / que vous allez mettre en place ?

Entretien n°

4. Les services écosystémiques (25 min)

Que pensez-vous d'une compensation écologique prenant en compte les services écosystémiques ? Quels seraient les bénéfices ? Quels seraient les inconvénients ?

Selon-vous, quels sont les services écosystémiques fournis dans les zones où sont implantées les mines. A travers quels composantes de l'écosystème ? **Faire un focus sur le désert de Muyunkum** (et plus largement dans le district de Sozak)

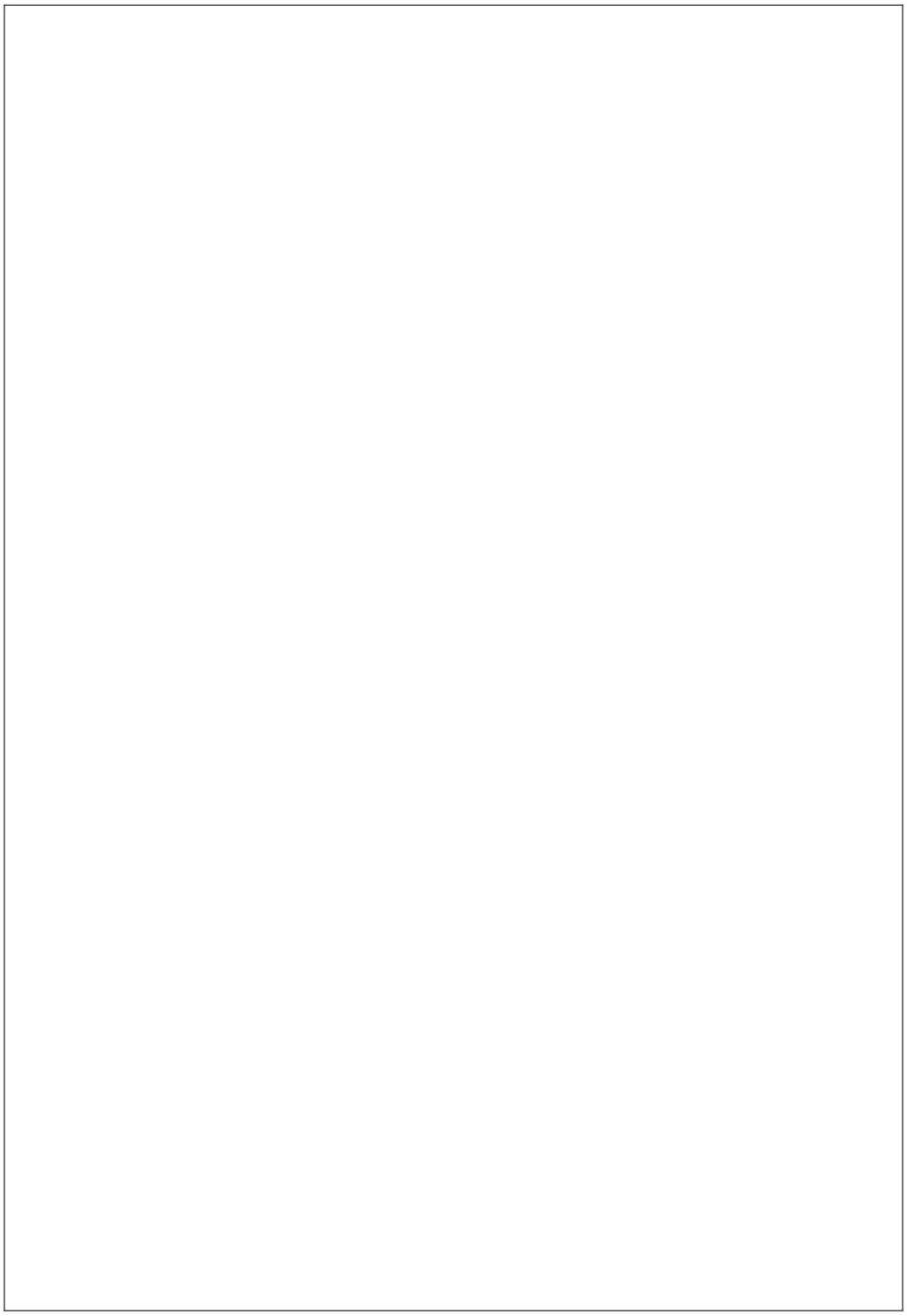
Entretien n°

Selon-vous, quels services écosystémiques devraient être pris en compte dans la compensation écologique ? (Possibilité de classer par ordre d'importance)

Selon-vous, comment intégrer efficacement ces services écosystémiques dans la compensation écologique ?

Entretien n°

5. Questions et commentaires



ANNEXES DU CHAPITRE 3 - Acceptabilité sociale de pratiques de compensation écologique et services écosystémiques attendus : le cas du district minier de Sozak au Kazakhstan

Annexe 3.1. Guide d'entretien utilisé dans le district de Sozak pour l'évaluation de l'acceptabilité sociale des pratiques de compensation écologique et l'identification des services écosystémiques attendus

N° entretien :

Evaluation de l'acceptation sociale des mesures de compensation

N° entretien	Lieu	Date	Heure

Introduction du sujet :

Cet été, nous avons réalisé des entretiens dans la région de Sozak dans 8 villages dont celui-ci afin de comprendre comment le territoire et les ressources naturelles sont utilisées et comment l'environnement est perçu. Cela nous a permis de comprendre notamment l'utilisation de la zone sableuse où est implantée la mine de KATCO.

D'après ces entretiens, le désert sableux est une zone :

1. De pâturage, très majoritairement en hiver
2. Importante pour la préservation de la biodiversité
3. Où sont implantés les saxauls (source d'énergie, important pour les sols)
4. Où l'eau souterraine et les puits sont importants pour les animaux et les bergers
5. Lac et environ du lac dans le désert : où on peut pêcher et chasser les oiseaux si permission
6. Que l'on peut visiter : fermes et fermes-oasis (piquenique, repos)

La mine a eu des impacts sur ces ressource et utilisations. Lors de cet entretien, nous souhaitons discuter de différentes méthodes qui pourraient compenser, restaurer, contrebalancer les impacts négatifs, pertes dus à la mine sur l'environnement, les ressources naturelles, et l'utilisation du territoire et surtout au niveau de la zone sableuse. **Il faut préciser que ces propositions font partie d'une réflexion qui débute et ne seront pas forcément mises en place, ou ne le seront pas avant plusieurs années. Le point important pour cet entretien est de vérifier si les mesures que l'on a imaginé suite aux entretiens de cet été sont intéressantes pour les habitants ou non, faisables**.

⇨ **Décrire les étapes de l'entretien : opinion du participant puis opinion sur des proposition que l'on fait**

I. Le/la participant(e)

Nom	
Prénom	
Genre	
Age	
Profession	
Catégorie d'acteur	
Lieu de résidence	
Déjà rencontré ?	

N° entretien :

II. Acceptation sociale

1. Opinion du participant

Premièrement, nous souhaiterions savoir ce que le/la participant(e) en pense : quelle actions/aménagements permettraient de compenser, restaurer, contrebalancer, etc. les pertes, les impacts par rapport à la mine ?

Si compensation de type financière mentionnée : demander l'opinion sur des actions en rapport avec les ressources naturelles, l'environnement, les éléments naturels, la biodiversité, les paysages, les activités.

Plusieurs pratiques peuvent être proposées.

N° entretien :

2. Acceptation des pratiques proposées

Deuxième étape : nous présentons une série de d'action/d'aménagement. Le/la participant(e) donne son avis sur l'intérêt et la faisabilité de chaque mesure.

A. Plantation d'espèce d'arbre ou arbuste dans ou proche des villages

- Intérêt ?
- Pouvez-vous expliquer votre opinion sur cette mesure (pourquoi cet intérêt ou non, en quoi cela compense ou non l'implantation de la mine) ? **Parler des bénéfices attendus si oui.**

N° entretien :

- Si cette mesure devait être mise en place, que pensez-vous de :

Une espèce ? Plusieurs espèces ? Ensemble ? Séparément ?	
Un seul tenant ou plusieurs parcelles	
Autour des villages Dans le village ?	
Distance au village	
Irrigation	

N° entretien :

Mise en place de clôture	
Gestion (Technique ? Qui ? Suivi ? Comment ?)	
Accès (Qui ? Comment ?)	

- Quelle peuvent être les contraintes pour la mise en place de cette mesure (technique, foncière, gestion, environnementale) ?

B. Plantation d'espèce d'arbre ou arbuste

Plantation d'espèces naturelles d'arbres, arbustes. Exemple : plantation de saxaul, jyngle ou encore bayalish. Sur zone où il n'y en a pas ou plus ou en zone dégradé par exemple. Ne pas donner les exemple sauf si nécessaire.

- Intérêt ?
- Pouvez-vous expliquer votre opinion sur cette mesure (pourquoi cet intérêt ou non, en quoi cela compense ou non l'implantation de la mine) ? **Parler des bénéfices attendus si oui.**

N° entretien :

- Si cette mesure devait être mise en place, que pensez-vous de :

Une espèce ? Plusieurs espèces ? Ensemble ? Séparément ?	
Un seul tenant ou plusieurs parcelles	
Dans quelle unité paysagère ? Zone nue/Zone dégradée ? Autour des villages Autour des mines ? Zones de pâturage ?	
Distance au village	
Irrigation	

N° entretien :

Mise en place de clôture	
Gestion (Technique ? Qui ? Suivi ? Comment ?)	
Accès (Qui ? Comment ?)	

- Quelle peuvent être les contraintes pour la mise en place de cette mesure (technique, foncière, gestion, environnementale) ?

N° entretien :

C. Mise en défens, clôture, pour régénération naturelle de la végétation

Mise en place d'une ou plusieurs zones clôturées pour favoriser la régénération de la végétation naturelle et donc des pâturages. La zone ne peut pas être pâturée pendant un moment défini (2-3 ans par exemple).

- Intérêt ?
- Pouvez-vous expliquer votre opinion sur cette mesure (pourquoi cet intérêt ou non, en quoi cela compense ou non l'implantation de la mine) ? **Parler des bénéfices attendus si oui.**

N° entretien :

- Si cette mesure devait être mise en place, que pensez-vous de :

Quel type de pâturage cibler (saisonnalité des pâturages) ? Quelle unité paysagère ?	
D'un seul tenant ou plusieurs petites parcelles ?	
Distance au village ?	
Gestion (Technique ? Qui ? Suivi ? (mise en défens totale ou protection partielle, saisonnière par exemple) ? Comment ?)	

N° entretien :

Accès (Qui ? Comment ?)	

- Quelle peuvent être les contraintes pour la mise en place de cette mesure (technique, foncière, gestion, environnementale) ?

D. Plantation de cultures fourragères

Plantations de trèfles par exemple puisqu'il s'agit d'un fourrage important (autre : maïs, avoine, etc.), plantation d'espèces améliorant dans un même temps la qualité des sols.

- Intérêt ?
- Pouvez-vous expliquer votre opinion sur cette mesure (pourquoi cet intérêt ou non, pourquoi cette note, en quoi cela compense ou non l'implantation de la mine) ? **Parler des bénéfices attendus si oui.**

N° entretien :

- Si cette mesure devait être mise en place, que pensez-vous de :

Espèces choisies	
Surface Un seul tenant ou plusieurs petites parcelles ?	
Dans quelle unité paysagère ?	

N° entretien :

Distance au village	
Clôture	
Irrigation	
Gestion (Technique ? Qui ? Suivi ?)	
Accès (Qui ? Comment ?)	

13

- Quelle peuvent être les contraintes pour la mise en place de cette mesure (technique, foncière, gestion, environnementale) ?

E. Banque fourragère

Plantation d'espèces spontanées ligneuse (arbres, arbustes) proche de l'étable pour avoir une réserve de fourrage notamment pendant les périodes difficiles. Clôturée ou avec des haies autour.

- Intérêt ?
- Pouvez-vous expliquer votre opinion sur cette mesure (pourquoi cet intérêt ou non, pourquoi cette note, en quoi cela compense ou non l'implantation de la mine) ? **Parler des bénéfices attendus si oui.**

N° entretien :

- Si cette mesure devait être mise en place, que pensez-vous de :

Espèces choisies	
Surface Un seul tenant ou plusieurs parcelles ?	

N° entretien :

Irrigation	
Gestion (Technique ? Qui ? Suivi ?)	
Accès (Qui ? Comment ?)	

- Quelle peuvent être les contraintes pour la mise en place de cette mesure (technique, foncière, gestion, environnementale) ?

16

N° entretien :

F. Mise en place d'une réserve naturelle

Mise en place d'une réserve naturelle pour la protection de la biodiversité animale et végétale. Exemple de la réserve existante de Karatau, dans la montagne.

- Intérêt ?
- Pouvez-vous expliquer votre opinion sur cette mesure (pourquoi cet intérêt ou non, pourquoi cette note, en quoi cela compense ou non l'implantation de la mine) ? **Parler des bénéfices attendus si oui.**

N° entretien :

- Si cette mesure devait être mise en place, que pensez-vous de :

Espèces à cibler : végétale et/ou animale	
Dans quelle unité paysagère ?	
Gestion (Qui gère la zone protégée ? Régulation d'usage ?)	
Accès (Qui ? Comment ?)	

- Quelle peuvent être les contraintes pour la mise en place de cette mesure (technique, foncière, gestion, environnementale) ?

N° entretien :

G. Installation de points d'eau

Installations de points d'eau comme puits, forages, mares, pour les troupeaux notamment.

- Intérêt ?
- Pouvez-vous expliquer votre opinion sur cette mesure (pourquoi cet intérêt ou non, pourquoi cette note) ? **Parler des bénéfices attendus si oui.**

N° entretien :

- Si cette mesure devait être mise en place, que pensez-vous de :

Quel type de point d'eau ? (Puit, forage, mare ?)	
Dans quelle unité paysagère ?	
Gestion (Qui gère la zone protégée ? Régulation d'usage ?)	

N° entretien :

Accès (Qui ? Comment ? Collectif ? Privé ? Qui va réguler ?)	

- Quelle peuvent être les contraintes pour la mise en place de cette mesure (technique, foncière, gestion, environnementale) ?

III. Conclusion : hiérarchisation des mesures

Dernière étape : pouvez-vous trier ces pratiques de compensation écologique dans l'ordre de préférence ?

1 –

2 –

3 –

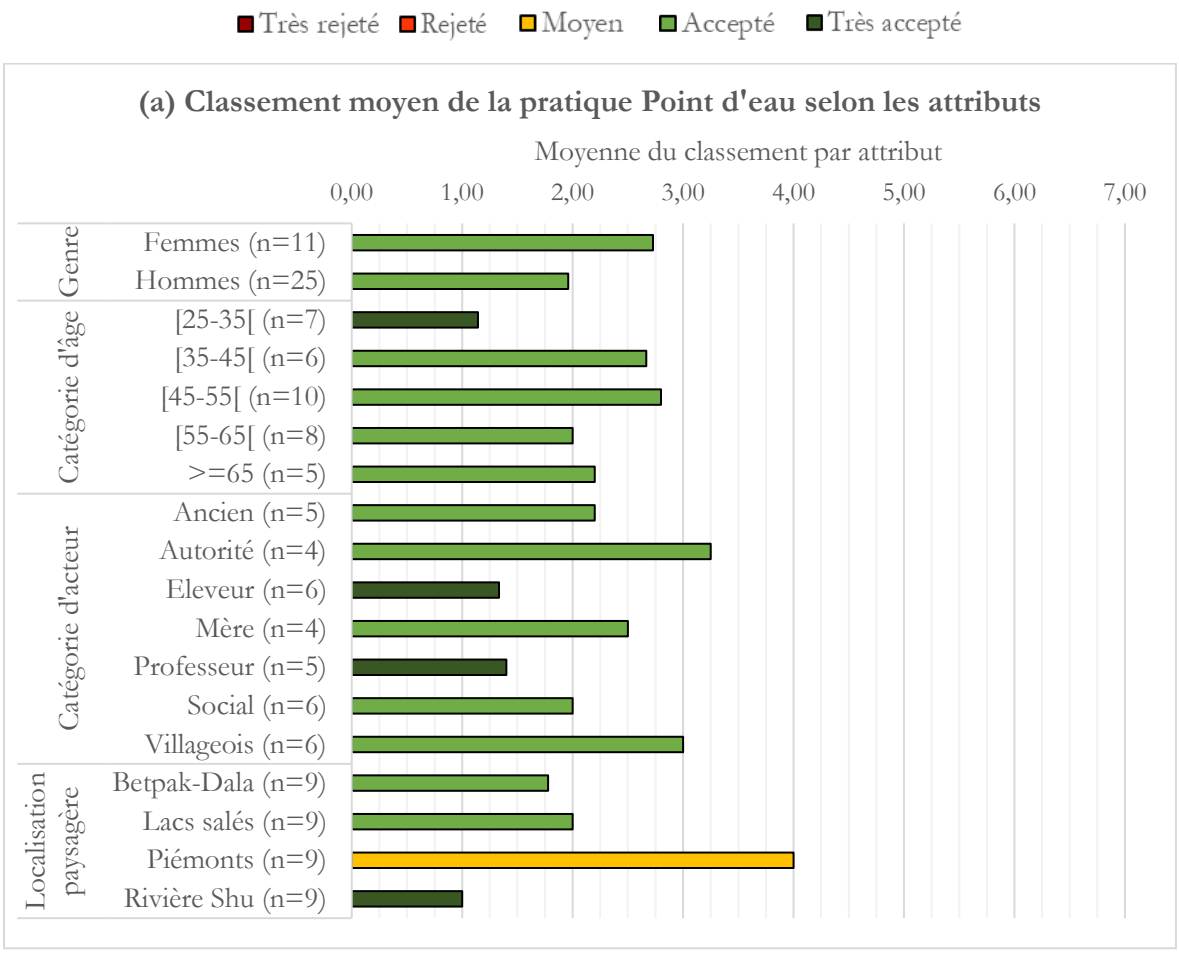
4 –

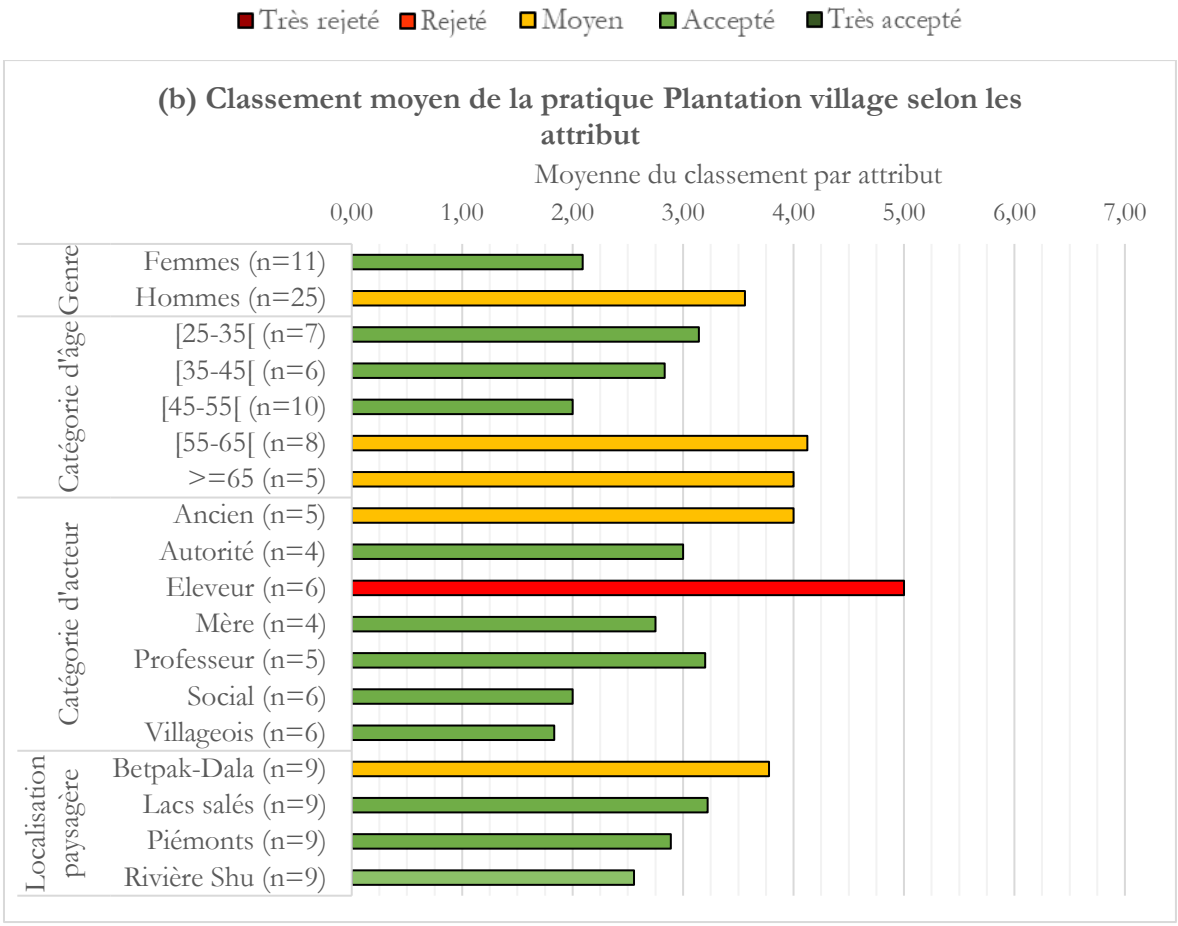
5 –

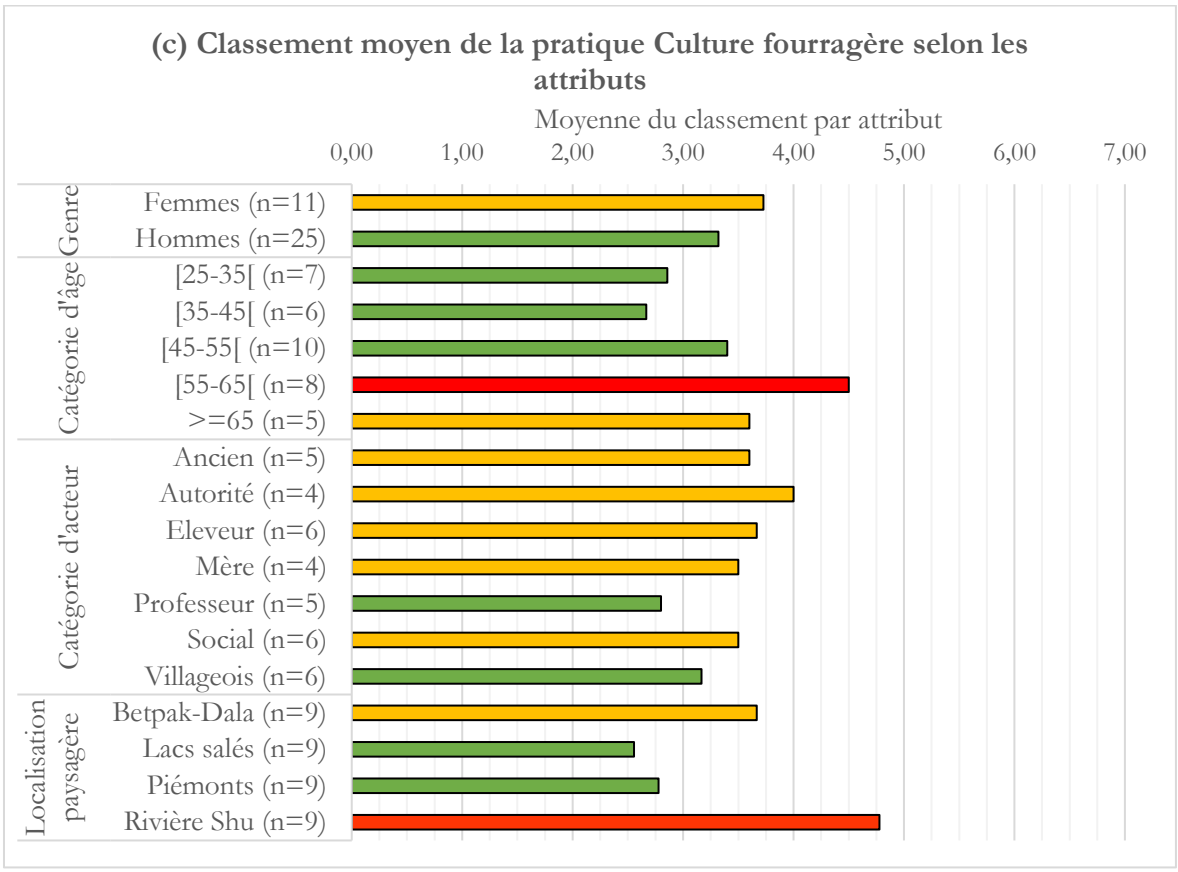
6 –

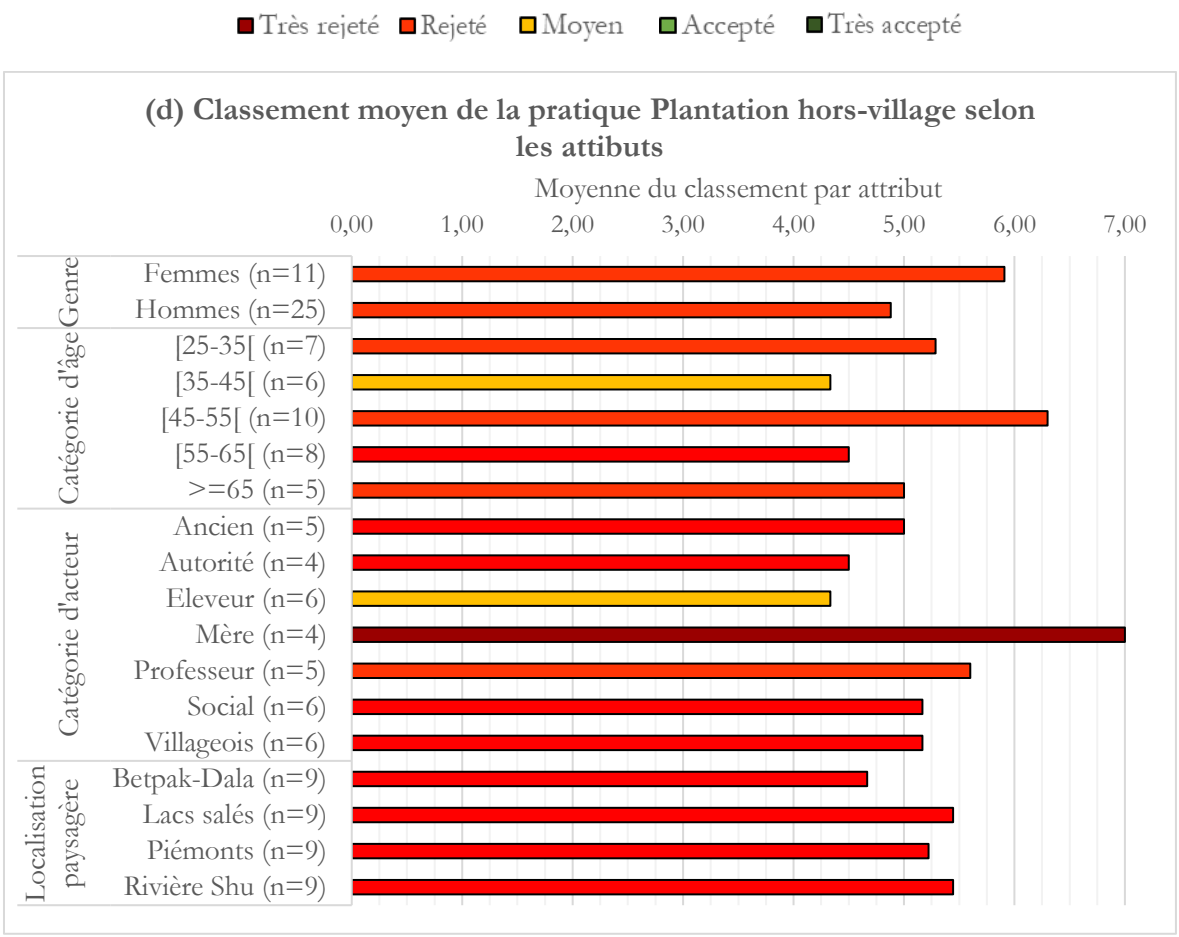
7 –

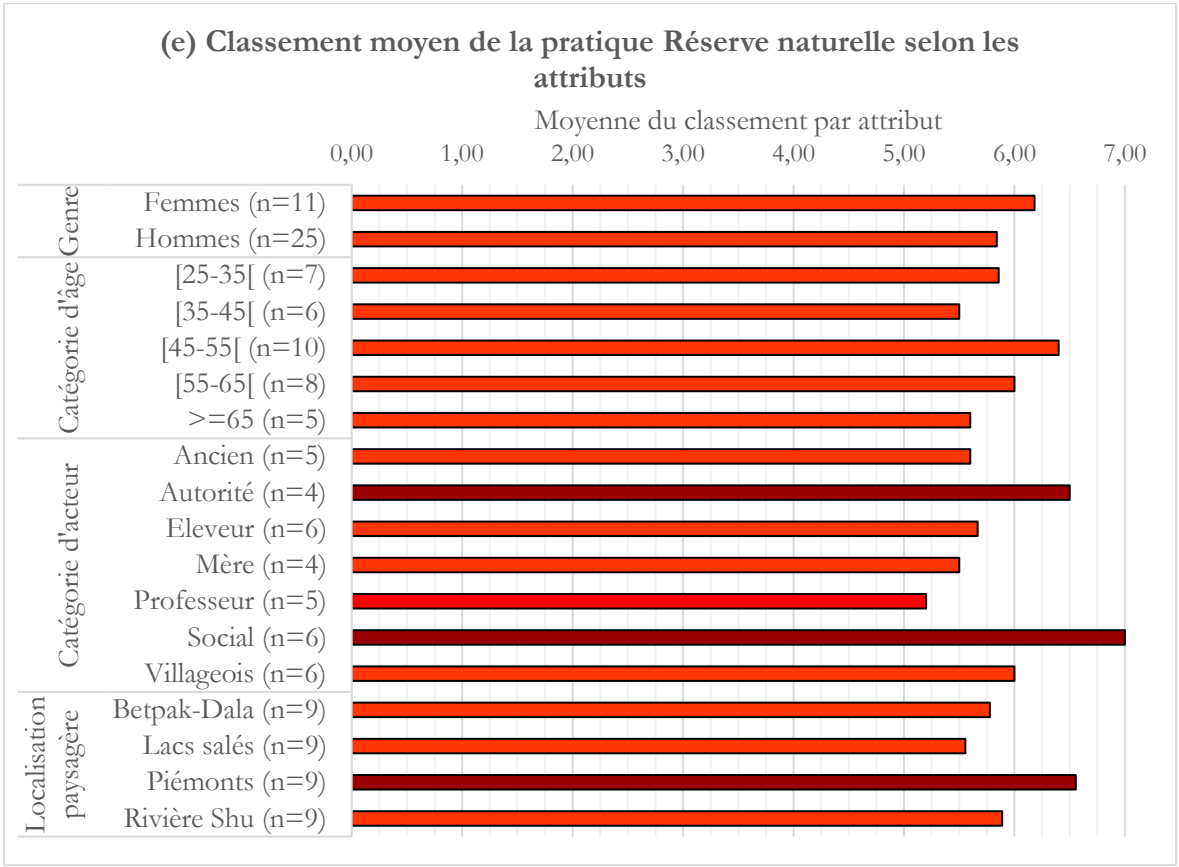
Annexe 3.2. Classement moyen des pratiques de compensation écologique en fonction des attributs des participants. Les couleurs sur chacun des histogrammes réfèrent aux couleurs de la légende en haut de la figure, qui reviennent chacune à un niveau d'acceptabilité spécifique. Pour les catégories d'acteur : Autorité = Autorité locale ou son adjoint ; Eleveur = Eleveur agriculteur ; Mère = Mère de familles nombreuses ; Social = Secteur social et santé

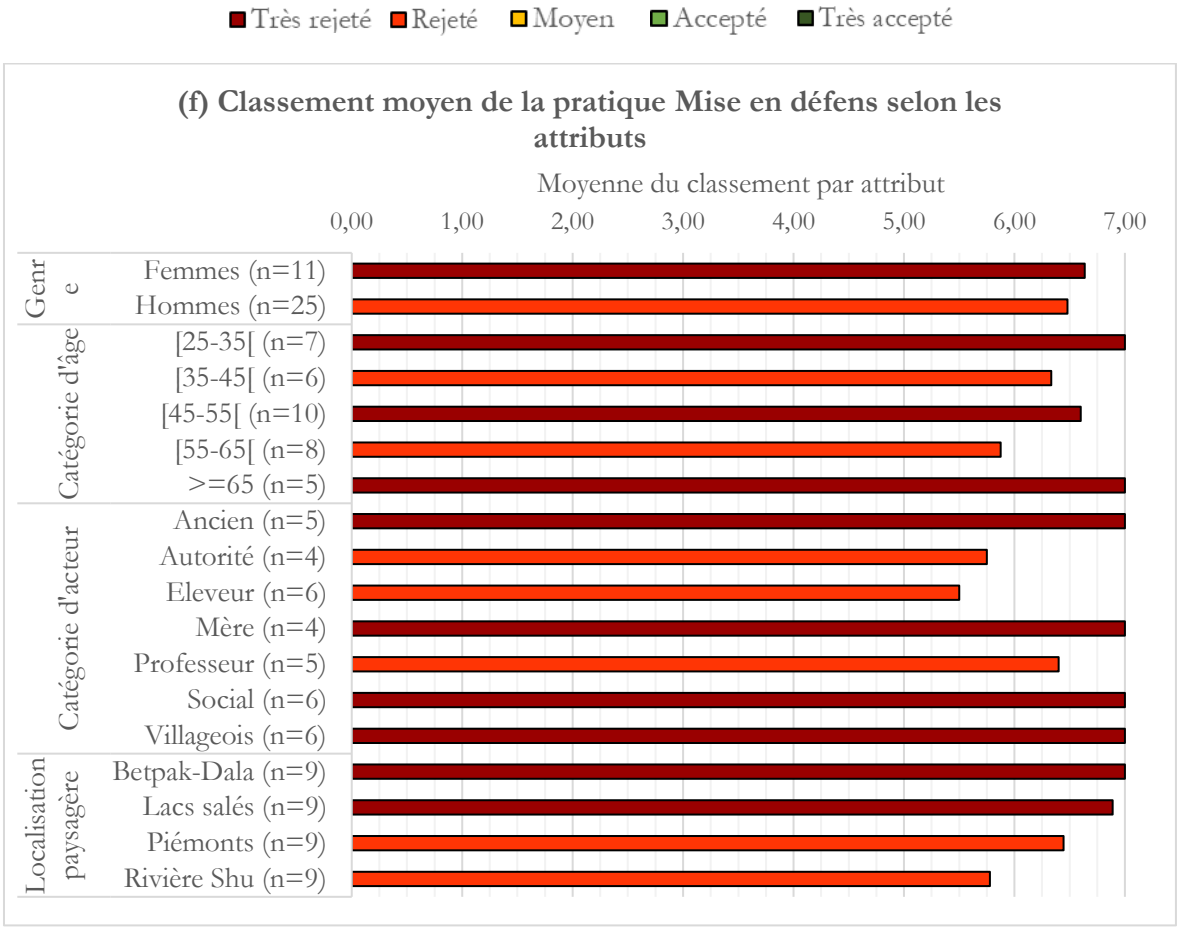


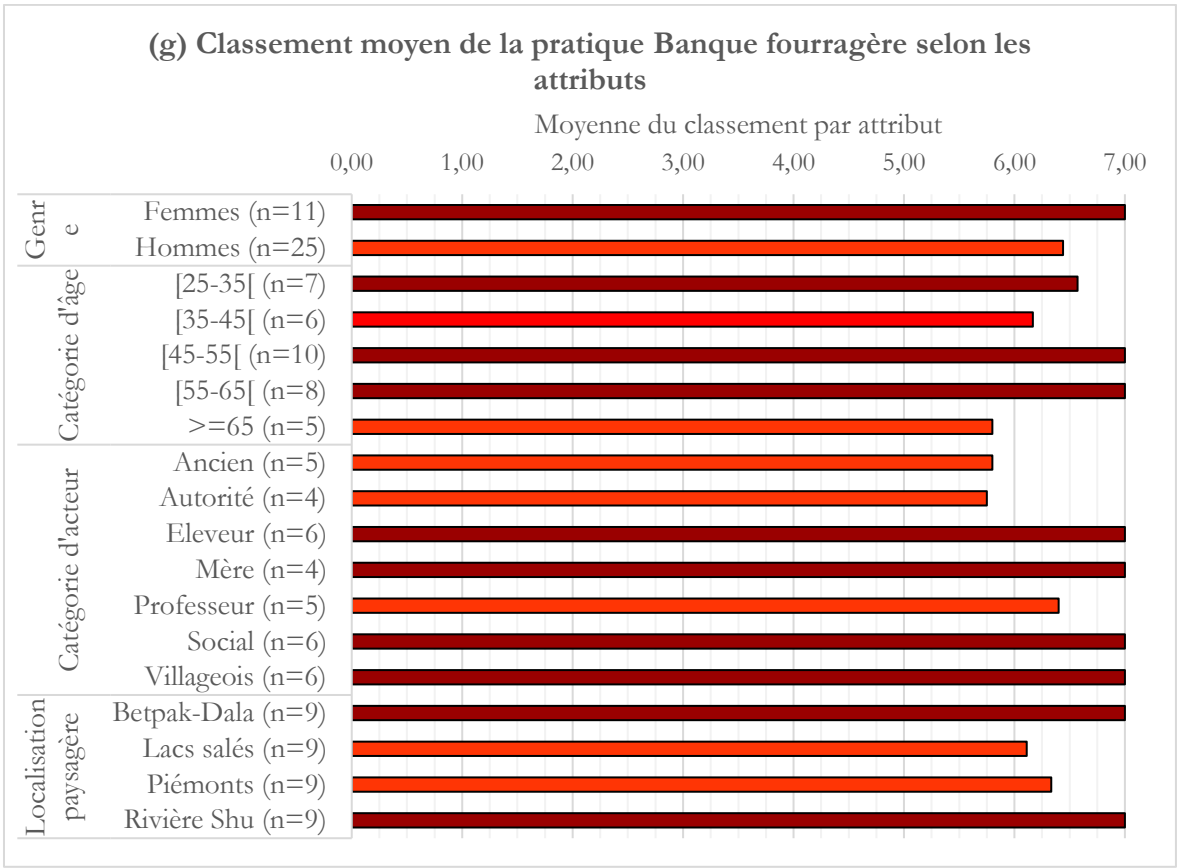

Très rejeté
Rejeté
Moyen
Accepté
Très accepté
(b) Classement moyen de la pratique Plantation village selon les attribut
Moyenne du classement par attribut
0,00
1,00
2,00
3,00
4,00
5,00
6,00
7,00
Genre
Femmes (n=11)
Hommes (n=25)
Catégorie d'âge
[25-35[(n=7)
[35-45[(n=6)
[45-55[(n=10)
[55-65[(n=8)
>=65 (n=5)
Catégorie d'acteur
Ancien (n=5)
Autorité (n=4)
Eleveur (n=6)
Mère (n=4)
Professeur (n=5)
Social (n=6)
Villageois (n=6)
Localisation paysagère
Betpak-Dala (n=9)
Lacs salés (n=9)
Piémonts (n=9)
Rivière Shu (n=9)


(c) Classement moyen de la pratique Culture fourragère selon les attributs
Moyenne du classement par attribut
0,00
1,00
2,00
3,00
4,00
5,00
6,00
7,00
Genre
Femmes (n=11)
Hommes (n=25)
Catégorie d'âge
[25-35[(n=7)
[35-45[(n=6)
[45-55[(n=10)
[55-65[(n=8)
>=65 (n=5)
Catégorie d'acteur
Ancien (n=5)
Autorité (n=4)
Eleveur (n=6)
Mère (n=4)
Professeur (n=5)
Social (n=6)
Villageois (n=6)
Localisation paysagère
Betpak-Dala (n=9)
Lacs salés (n=9)
Piémonts (n=9)
Rivière Shu (n=9)


Très rejeté
Rejeté
Moyen
Accepté
Très accepté
(d) Classement moyen de la pratique Plantation hors-village selon les attibuts
Moyenne du classement par attribut
0,00
1,00
2,00
3,00
4,00
5,00
6,00
7,00
Genre
Femmes (n=11)
Hommes (n=25)
Catégorie d'âge
[25-35[(n=7)
[35-45[(n=6)
[45-55[(n=10)
[55-65[(n=8)
>=65 (n=5)
Catégorie d'acteur
Ancien (n=5)
Autorité (n=4)
Eleveur (n=6)
Mère (n=4)
Professeur (n=5)
Social (n=6)
Villageois (n=6)
Localisation paysagère
Betpak-Dala (n=9)
Lacs salés (n=9)
Piémonts (n=9)
Rivière Shu (n=9)

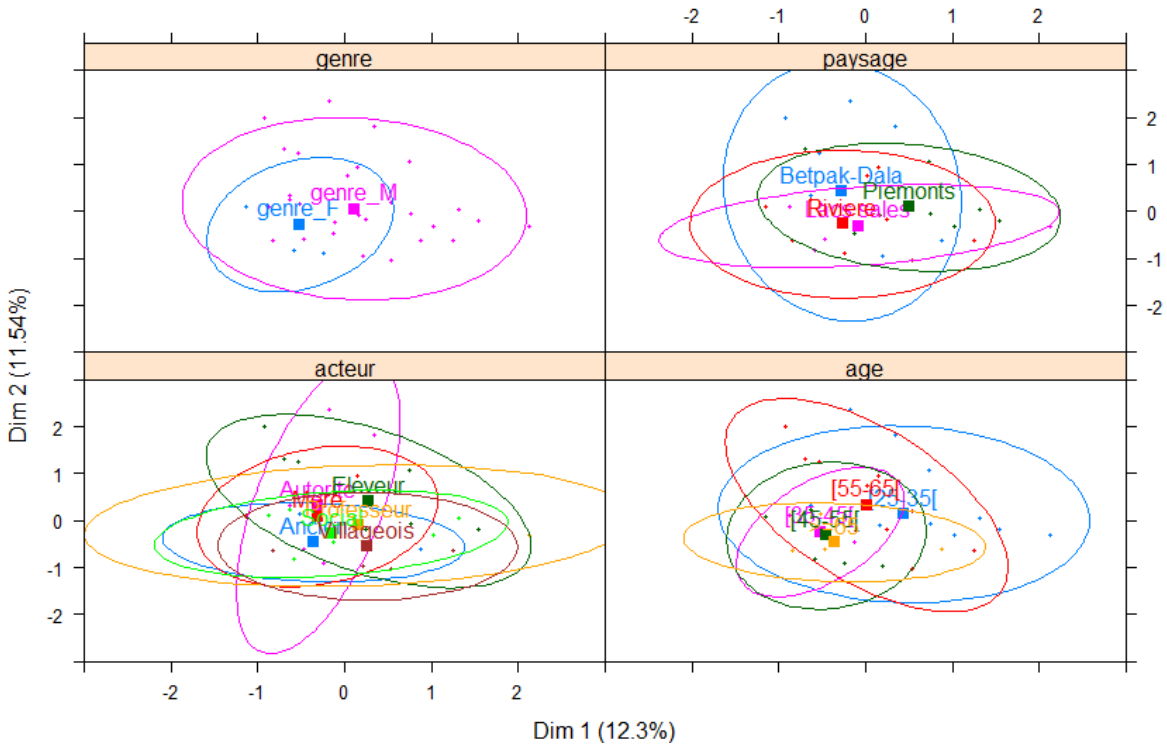

(e) Classement moyen de la pratique Réserve naturelle selon les attributs
Moyenne du classement par attribut
0,00
1,00
2,00
3,00
4,00
5,00
6,00
7,00
Genre
Femmes (n=11)
Hommes (n=25)
Catégorie d'âge
[25-35[(n=7)
[35-45[(n=6)
[45-55[(n=10)
[55-65[(n=8)
>=65 (n=5)
Catégorie d'acteur
Ancien (n=5)
Autorité (n=4)
Eleveur (n=6)
Mère (n=4)
Professeur (n=5)
Social (n=6)
Villageois (n=6)
Localisation paysagère
Betpak-Dala (n=9)
Lacs salés (n=9)
Piémonts (n=9)
Rivière Shu (n=9)


Très rejeté
Rejeté
Moyen
Accepté
Très accepté
(f) Classement moyen de la pratique Mise en défens selon les attributs
Moyenne du classement par attribut
0,00
1,00
2,00
3,00
4,00
5,00
6,00
7,00
Genre
Femmes (n=11)
Hommes (n=25)
Catégorie d'âge
[25-35[(n=7)
[35-45[(n=6)
[45-55[(n=10)
[55-65[(n=8)
>=65 (n=5)
Catégorie d'acteur
Ancien (n=5)
Autorité (n=4)
Eleveur (n=6)
Mère (n=4)
Professeur (n=5)
Social (n=6)
Villageois (n=6)
Localisation paysagère
Betpak-Dala (n=9)
Lacs salés (n=9)
Piémonts (n=9)
Rivière Shu (n=9)

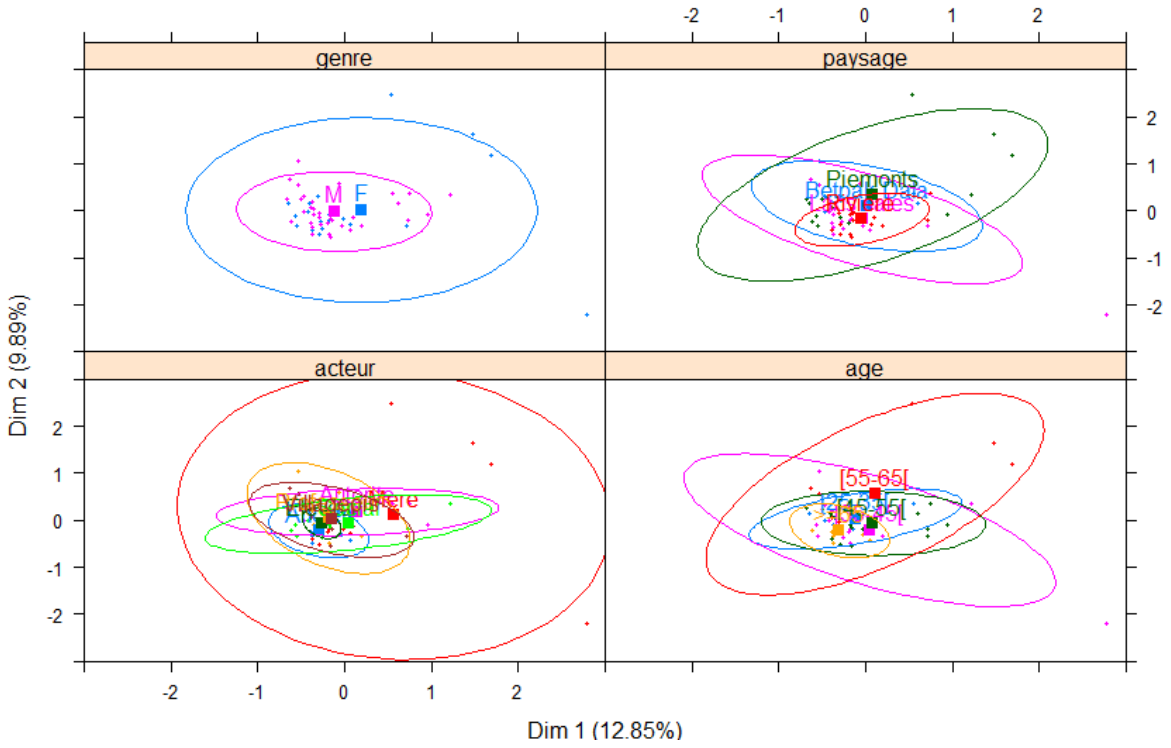

(g) Classement moyen de la pratique Banque fourragère selon les attributs
Moyenne du classement par attribut
0,00
1,00
2,00
3,00
4,00
5,00
6,00
7,00
Genre
Femmes (n=11)
Hommes (n=25)
Catégorie d'âge
[25-35[(n=7)
[35-45[(n=6)
[45-55[(n=10)
[55-65[(n=8)
>=65 (n=5)
Catégorie d'acteur
Ancien (n=5)
Autorité (n=4)
Eleveur (n=6)
Mère (n=4)
Professeur (n=5)
Social (n=6)
Villageois (n=6)
Localisation paysagère
Betpak-Dala (n=9)
Lacs salés (n=9)
Piémonts (n=9)
Rivière Shu (n=9)

Annexe 3.3. Ellipses de confiance autour des attributs de genre, d'unité paysagère (paysage), de catégorie d'acteur (acteur) et de catégorie d'âge (age). Les points sont les itinéraires proposés par les enquêtés. Comment les regarder ? Par exemple, si l'ellipse autour de la catégorie genre_M (homme) et de la catégorie genre_F (femme) se superposent dans la case de l'attribut genre, alors les femmes ne proposent pas d'itinéraires vraiment différents des hommes du point de vue des modalités des itinéraires

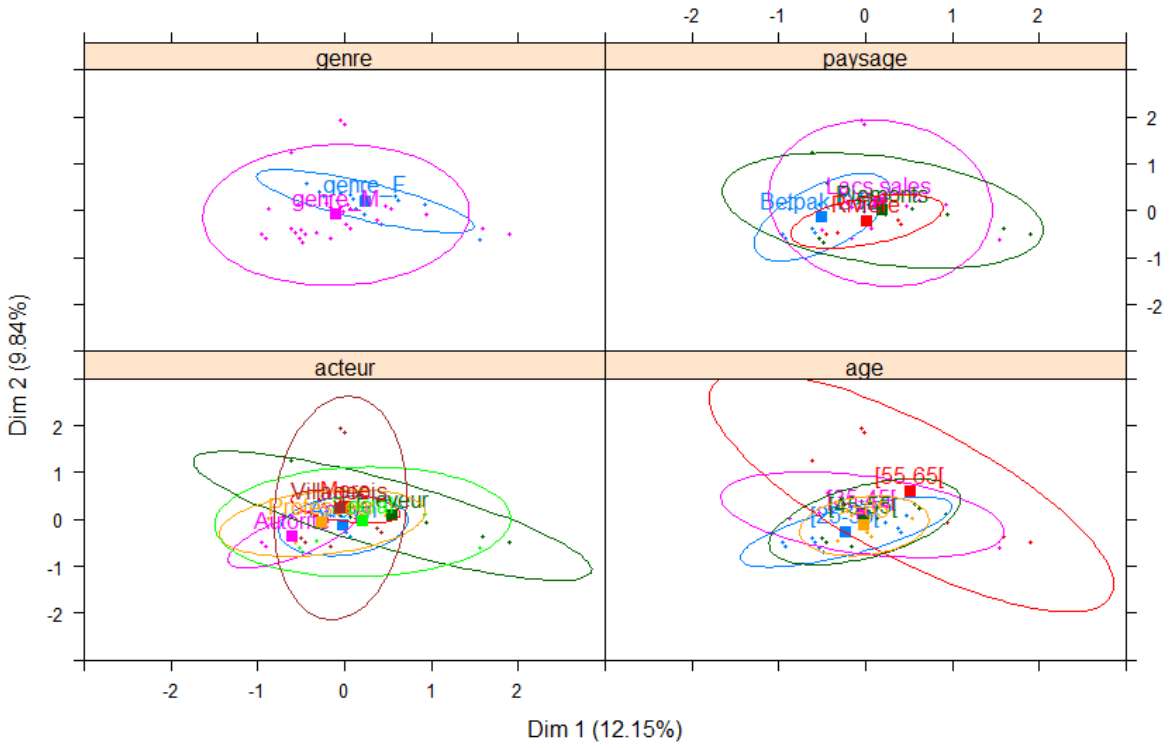
Point d'eau



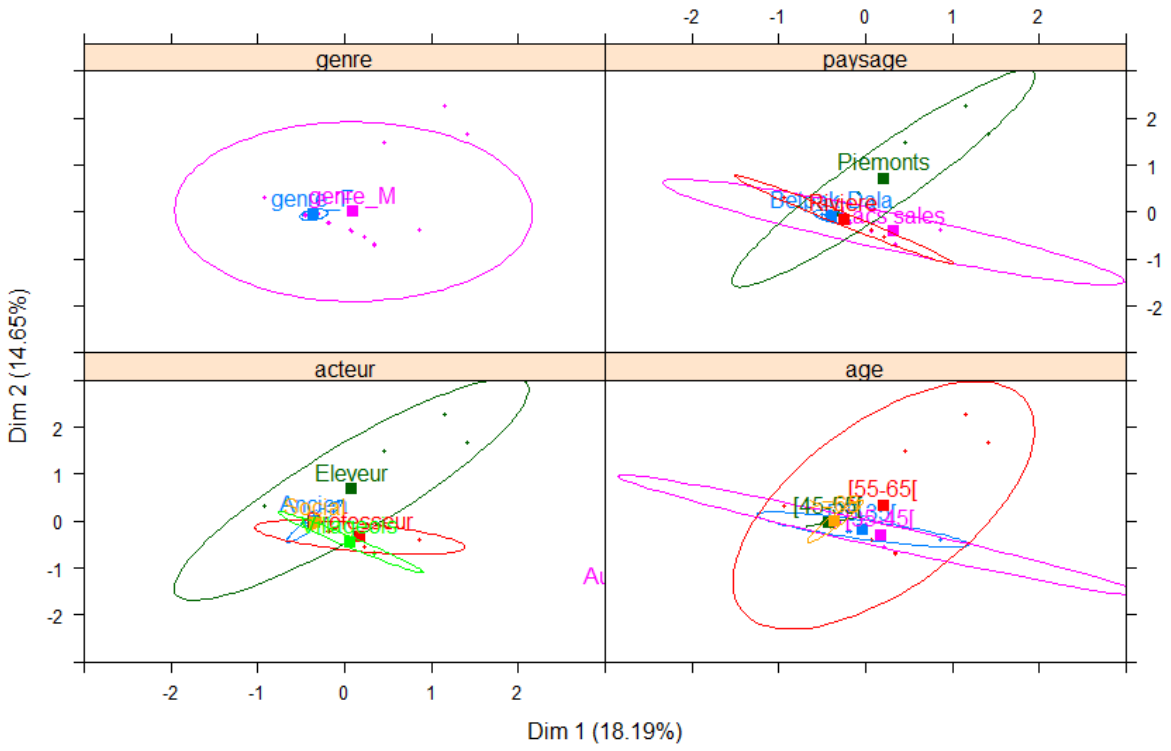
Plantation village



Culture fourragère



Plantation hors village



ANNEXES DU CHAPITRE 4 - Effet des caractéristiques de la végétation naturelle sur la fourniture de services écosystémiques à travers les paysages arides du district de Sozak dans le sud du Kazakhstan

Annexe 4.1. Photographies (crédit photo : Annaêl Barnes), description, variables indicatrices de végétation et indicateurs de services écosystémiques dans les unités paysagères piémont, mine et culture

Piémont

La zone de piémont inventoriée est juste au sud du village de Taukent. C'est une zone qui sert de pâturage, plutôt pour les villages des piémonts comme Taukent ou encore Syzgan. Cette unité paysagère est humide et plus fraîche grâce à la proximité à la montagne de Karatau. La flore ne comporte pas de strate arbustive, et présente une richesse spécifique assez importante et particulière.

Variables (n=5)	Moyenne	Ecart-type	Minimum	Maximum
Densité d'individus dans la strate arbustive (nombre d'individus/ha)	0,0	0,0	0,0	0,0
Couverture strate arbustive (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Volume occupé par la strate arbustive (m^3/ha)	0,0	0,0	0,0	0,0
Nombre d'espèce clé au sein de la strate arbustive	0,0	0,0	0,0	0,0
Composition en *H. persicum* (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Composition en *H. ammodendron* (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Composition en *Tamarix* spp. (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Composition en *Calligonum* spp. (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Composition en *S. arbuscula* (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Densité d'individus dans la strate intermédiaire (nombre d'individus/ha)	82074,1	23504,1	57777,8	109259,3
Couverture strate intermédiaire (%)	10,0	10,9	1,9	26,5
Nombre d'espèces clés au sein de la strate intermédiaire	1,0	0,0	1,0	1,0
Composition en *Artemisia* spp. (%)	16,9	13,9	0,8	31,6
Composition en *Alhagi pseudalhagi* (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Composition en *Peganum harmala* (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Couverture strate inférieure (%)	90,0	10,9	73,5	98,1

Variables (n=5)	Moyenne	Ecart-type	Minimum	Maximum
Biomasse racinaire dans les 10 premiers cm du sol (g/100 cm^3)	0,5	0,7	0,1	1,6
C/N du sol	10,2	0,9	9,0	11,2
Carbone stocké dans la biomasse arbustive (kg/ha)	0,0	0,0	0,0	0,0
Conductivité électrique du sol (µS/cm)	81,1	37,3	60,4	147,3
Couverture des espèces d'intérêt pour l'alimentation (%)	8,9	8,3	0,0	19,1
Couverture des espèces d'intérêt pour l'énergie (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Couverture des espèces d'intérêt pour le pâturage (%)	2,8	5,0	0,2	11,8
Couverture des espèces d'intérêt pour les usages médicinaux (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Couverture des espèces esthétiques (%)	14,9	6,0	7,1	23,9
Couverture végétale permanente (%)	10,0	10,9	1,9	26,5
Hauteur moyenne strate arbustive (m)	0,0	0,0	0,0	0,0
Houppier moyen strate arbustive (m^2)	0,0	0,0	0,0	0,0
Indice de Shannon	0,9	0,2	0,5	1,1
Masse de litière sèche (kg/ha)	5,2	4,5	1,3	12,7
Nombre d'arbres morts (nombre d'individus/ha)	0,0	0,0	0,0	0,0
Nombre d'espèces esthétiques	2,4	1,3	1,0	4,0
Qualité du fourrage - Amidon (% de la MS)	2,8	1,9	0,3	5,7
Qualité du fourrage – digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière organique (% de la matière organique)	47,9	11,0	34,6	63,6
Qualité du fourrage – digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière sèche (% de la MS)	51,4	11,2	37,0	66,8
Qualité du fourrage – fibres brutes (% de la MS)	32,5	4,0	26,0	36,5
Qualité du fourrage – fibres au détergent acide (% de la MS)	37,3	5,0	30,5	43,1
Qualité du fourrage – fibres au détergent neutre (% de la MS)	56,1	9,7	42,8	67,4
Qualité du fourrage – lignine au détergent acide (% de la MS)	12,0	3,1	9,3	17,0
Qualité du fourrage – matières grasses brutes (% de la MS)	3,3	0,6	2,5	3,9
Qualité du fourrage – matières minérales (% de la MS)	11,0	1,8	8,6	13,3
Qualité du fourrage – matière sèche (%) (MS)	41,7	6,1	34,7	48,0
Qualité du fourrage – protéines brutes (% de la MS)	12,2	3,4	8,3	16,0
Qualité du fourrage - Sucres totaux (% de la MS)	2,0	0,6	1,1	2,5
Quantité de biomasse sèche disponible (kg/ha)	1319,3	321,3	918,0	1616,7
Richesse spécifique	26,8	4,5	20,0	32,0
Stock de carbone organique du sol (kg/ha)	30274,3	9065,1	17486,0	41691,2
Volume de bois (m^3/ha)	0,0	0,0	0,0	0,0
Volume moyen de sol retenu par la végétation (cm^3)	1,0E-09	1,2E-09	3,0E-10	3,0E-09

Mine

La zone de mine est située dans les permis de KATCO. Nous avions réalisé certaines mesures et prélèvements dans différentes parties plus ou moins végétalisées selon les dates de défrichage : 3 mois, 2 ans, 3 ans et demi, 4 ans et 16 ans (pour rappel : terrain réalisé en mai 2022).

Variables (n=5)	Moyenne	Ecart-type	Minimum	Maximum
Densité d'individus dans la strate arbustive (nombre d'individus/ha)	NA	NA	NA	NA
Couverture strate arbustive (%)	NA	NA	NA	NA
Volume occupé par la strate arbustive (m^3/ha)	NA	NA	NA	NA
Nombre d'espèce clé au sein de la strate arbustive	0,8	0,8	0	2
Composition en *H. persicum* (%)	NA	NA	NA	NA
Composition en *H. ammodendron* (%)	NA	NA	NA	NA
Composition en *Tamarix* spp. (%)	NA	NA	NA	NA
Composition en *Calligonum* spp. (%)	NA	NA	NA	NA
Composition en *S. arbuscula* (%)	NA	NA	NA	NA
Densité d'individus dans la strate intermédiaire (nombre d'individus/ha)	NA	NA	NA	NA

Variables (n=5)	Moyenne	Ecart-type	Minimum	Maximum
Couverture strate intermédiaire (%)	NA	NA	NA	NA
Nombre d'espèces clés au sein de la strate intermédiaire	0	0	0	0
Composition en *Artemisia* spp. (%)	NA	NA	NA	NA
Composition en *Alhagi pseudalhagi* (%)	NA	NA	NA	NA
Composition en *Peganum harmala* (%)	NA	NA	NA	NA
Couverture strate inférieure (%)	NA	NA	NA	NA
Biomasse racinaire dans les 10 premiers cm du sol (g/100 cm^3)	0,0126	0,0122	0,0007	0,0314
C/N du sol	24,5	3,4	21,1	29,3
Carbone stocké dans la biomasse arbustive (kg/ha)	NA	NA	NA	NA
Conductivité électrique du sol (µS/cm)	63,9	23,6	40,9	102,4
Couverture des espèces d'intérêt pour l'alimentation (%)	NA	NA	NA	NA
Couverture des espèces d'intérêt pour l'énergie (%)	NA	NA	NA	NA
Couverture des espèces d'intérêt pour le pâturage (%)	NA	NA	NA	NA
Couverture des espèces d'intérêt pour les usages médicinaux (%)	NA	NA	NA	NA
Couverture des espèces esthétiques (%)	NA	NA	NA	NA
Couverture végétale permanente (%)	NA	NA	NA	NA
Hauteur moyenne strate arbustive (m)	NA	NA	NA	NA
Houppier moyen strate arbustive (m^2)	NA	NA	NA	NA
Indice de Shannon	NA	NA	NA	NA
Masse de litière sèche (kg/ha)	0,0	0,0	0,0	0,0
Nombre d'arbres morts (nombre d'individus/ha)	NA	NA	NA	NA
Nombre d'espèces esthétiques	0,2	0,4	0	1
Qualité du fourrage - Amidon (% de la MS)	0,5	3,5	-4,2	4,2
Qualité du fourrage – digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière organique (% de la matière organique)	64,0	10,2	52,1	76,5
Qualité du fourrage – digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière sèche (% de la MS)	65,4	9,5	54,2	77,4
Qualité du fourrage – fibres brutes (% de la MS)	24,3	6,6	17,0	31,6
Qualité du fourrage – fibres au détergent acide (% de la MS)	26,0	8,7	17,7	36,0
Qualité du fourrage – fibres au détergent neutre (% de la MS)	45,0	11,2	32,6	58,5
Qualité du fourrage – lignine au détergent acide (% de la MS)	5,0	1,2	3,3	6,0
Qualité du fourrage – matières grasses brutes (% de la MS)	3,0	0,7	2,5	4,0
Qualité du fourrage – matières minérales (% de la MS)	15,7	5,4	9,0	20,2
Qualité du fourrage – matière sèche (%) (MS)	27,1	14,9	5,7	38,2
Qualité du fourrage – protéines brutes (% de la MS)	15,6	3,5	12,5	20,6
Qualité du fourrage - Sucres totaux (% de la MS)	4,1	2,9	1,1	7,3
Quantité de biomasse sèche disponible (kg/ha)	58,3	53,9	0	128,4
Richesse spécifique	10	7,6	0	17
Stock de carbone organique du sol (kg/ha)	12934,1	5623,4	7227,8	19861,2
Volume de bois (m^3/ha)	NA	NA	NA	NA
Volume moyen de sol retenu par la végétation (cm^3)	NA	NA	NA	NA

Culture

Les cultures, situées dans les piémonts ou dans la steppe proche des piémonts servent au fourrage d'hiver pour le bétail. Les placettes étaient en fait très différentes :

- une zone non cultivée depuis 10 ans, mise en défens pour laisser la régénération des herbes qui sont récoltées pour le fourrage d'hiver. Non irriguée, le sol n'est pas travaillé.
- Une zone plantée en trèfle depuis 3 ans. Le sol est travaillé et la parcelle irriguée ;
- Une nouvelle parcelle dans laquelle rien n'était cultivé auparavant. Le sol a été travaillé. Elle est située à côté d'un canal pour irriguer les cultures de trèfles nouvellement plantées ;
- Prairie permanente depuis 30-40 ans, fauchée une fois par an pour le fourrage d'hiver ;
- Une parcelle où le trèfle est déjà haut, prêt à être fauché et enrubanné. Plus loin dans la parcelle, des bottes de trèfles sont déjà sèches et récupérées dans un camion. L'année précédente, la parcelle était déjà plantée en trèfle.

Variables (n=5)	Moyenne	Ecart-type	Minimum	Maximum
Densité d'individus dans la strate arbustive (nombre d'individus/ha)	0,0	0,0	0,0	0,0
Couverture strate arbustive (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Volume occupé par la strate arbustive (m^3/ha)	0,0	0,0	0,0	0,0
Nombre d'espèce clé au sein de la strate arbustive	0,0	0,0	0,0	0,0
Composition en *H. persicum* (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Composition en *H. ammodendron* (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Composition en *Tamarix* spp. (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Composition en *Calligonum* spp. (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Composition en *S. arbuscula* (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Densité d'individus dans la strate intermédiaire (nombre d'individus/ha)	NA	NA	NA	NA
Couverture strate intermédiaire (%)	NA	NA	NA	NA
Nombre d'espèces clés au sein de la strate intermédiaire	0,0	0,0	0,0	0,0
Composition en *Artemisia* spp. (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Composition en *Alhagi pseudalhagi* (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Composition en *Peganum harmala* (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Couverture strate inférieure (%)	NA	NA	NA	NA

Variables (n=5)	Moyenne	Ecart-type	Minimum	Maximum
Biomasse racinaire dans les 10 premiers cm du sol (g/100 cm^3)	1,0	1,4	0,0	3,0
C/N du sol	11,9	1,2	10,5	13,4
Carbone stocké dans la biomasse arbustive (kg/ha)	0,0	0,0	0,0	0,0
Conductivité électrique du sol (µS/cm)	186,8	172,4	63,1	485,0
Couverture des espèces d'intérêt pour l'alimentation (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Couverture des espèces d'intérêt pour l'énergie (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Couverture des espèces d'intérêt pour le pâturage (%)	100,0	100,0	100,0	100,0
Couverture des espèces d'intérêt pour les usages médicinaux (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Couverture des espèces esthétiques (%)	NA	NA	NA	NA
Couverture végétale permanente (%)	NA	NA	NA	NA
Hauteur moyenne strate arbustive (m)	0,0	0,0	0,0	0,0
Houppier moyen strate arbustive (m^2)	0,0	0,0	0,0	0,0
Indice de Shannon	NA	NA	NA	NA
Masse de litière sèche (kg/ha)	0,0	0,0	0,0	0,0
Nombre d'arbres morts (nombre d'individus/ha)	0,0	0,0	0,0	0,0
Nombre d'espèces esthétiques	NA	NA	NA	NA
Qualité du fourrage - Amidon (% de la MS)	5,2	1,7	2,3	7,0
Qualité du fourrage – digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière organique (% de la matière organique)	65,0	10,3	55,2	77,9
Qualité du fourrage – digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière sèche (% de la MS)	67,3	10,0	57,9	79,4
Qualité du fourrage – fibres brutes (% de la MS)	27,3	3,3	23,3	31,7
Qualité du fourrage – fibres au détergent acide (% de la MS)	28,0	5,6	19,4	32,4
Qualité du fourrage – fibres au détergent neutre (% de la MS)	43,9	10,1	30,7	53,7
Qualité du fourrage – lignine au détergent acide (% de la MS)	6,6	1,0	5,6	8,3
Qualité du fourrage – matières grasses brutes (% de la MS)	2,6	0,3	2,3	3,0
Qualité du fourrage – matières minérales (% de la MS)	9,6	1,7	7,3	11,7
Qualité du fourrage – matière sèche (%) (MS)	30,1	9,1	22,9	43,9
Qualité du fourrage – protéines brutes (% de la MS)	17,4	4,0	14,3	23,6
Qualité du fourrage - Sucres totaux (% de la MS)	7,8	1,3	6,6	10,1
Quantité de biomasse sèche disponible (kg/ha)	NA	NA	NA	NA
Richesse spécifique	NA	NA	NA	NA
Stock de carbone organique du sol (kg/ha)	44335,4	26834,4	19982,4	85552,2
Volume de bois (m^3/ha)	0,0	0,0	0,0	0,0
Volume moyen de sol retenu par la végétation (cm^3)	0,0	0,0	0,0	0,0

Annexe 4.2. Formulaire KoBoCollect n°1 pour la description des placettes

Description de la placette - Kazakhstan

Date, heure, coordonnées

ID placette
P

_____

Date de l'inventaire

yyyy-mm-dd

Heure de l'inventaire

hh:mm

Coordonnes coin 1

latitude (x.y °)

longitude (x.y °)

altitude (m)

précision (m)

Coordonnes coin 2

latitude (x.y °)

_____

longitude (x.y °)

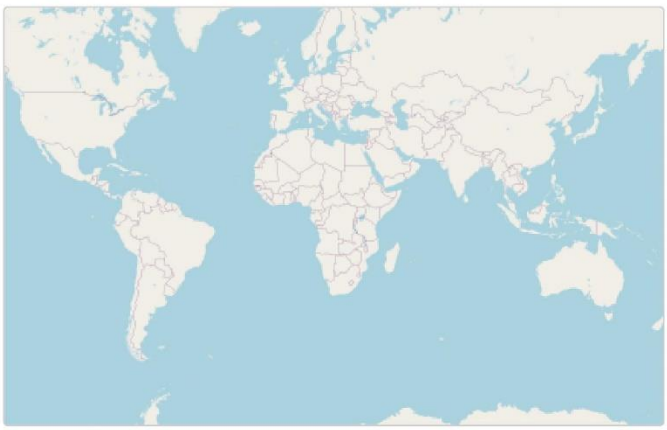
_____

altitude (m)

_____

précision (m)

_____



Coordonnes coin 3

latitude (x.y °)

_____

longitude (x.y °)

_____

altitude (m)

_____

précision (m)

_____

Coordonnes coin 4

latitude (x.y °)

_____

longitude (x.y °)

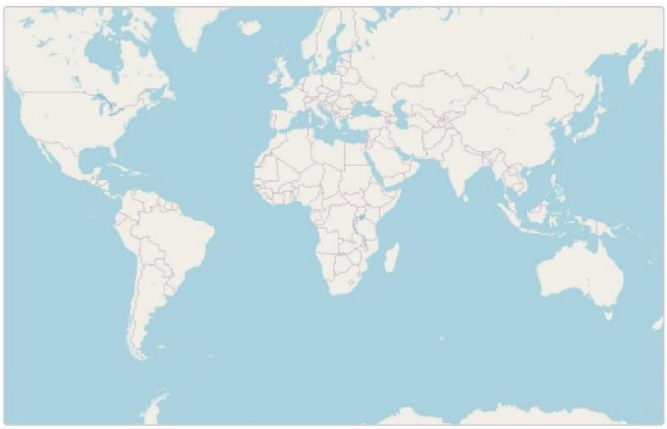
_____

altitude (m)

_____

précision (m)

_____



Numéro du web point : 4 points

Paysage et densité

Unité paysagère

- [ ] Piémont
- [ ] Steppe sud
- [ ] Zone de transition sud
- [ ] Zone sableuse dunaire haut et pente
- [ ] Zone sableuse dunaire cuvette
- [ ] Zone minière
- [ ] Zone de transition nord salée
- [ ] Roseaux
- [ ] Champs de trèfle
- [ ] Parc avec arbres d'ornement
- [ ] Autre

Précisez si autre

Niveau de densité

- ◯ 0
- ◯ 1
- ◯ 2
- ◯ 3
- ◯ 4

Sol et mictrotopo

Type de sol

- [ ] Haplic xerosol
- [ ] Takyric yermosol
- [ ] Dune shifting sand
- [ ] Gleyuc solonchak
- [ ] Calcic yermosol
- [ ] Eutric gleysol

Micro topographie

- [ ] Bas-fond
- [ ] Pente
- [ ] Plat

Autre

Traces animaux domestique

- ◯ OK

Si souhaité, préciser

_____

Traces animaux sauvages ?

- ◯ OK

Si souhaité, préciser

_____

Commentaire ?

_____

Annexe 4.3. Formulaire KoBoCollect n°2 pour les inventaires et prélèvements dans les quadrats de 1 m^2

Carré de biomasse avec prélèvement - Kazakhstan

Group

ID placette
P

_____

Prendre une photo

◯ OK

Situation

◯ Sous arbre

◯ Hors arbre

Quelle espèce d'arbre

_____

ID quadrat
Q

_____

Nombre d'espèce

_____

Poids litière (g)

_____

Quel sac a été utilisé pour la pesée 1 ?

_____

Poids frais biomasse (g)

_____

Quel sac a été utilisé pour la pesée 2 ?

_____

Commentaires ?

_____

Annexe 4.4. Formulaire KoBo Collect n°3 pour les inventaires dans les sous-placettes de 9 m^2. **La partie « Inventaire » (indiquée avec la flèche rouge) était réitérée jusqu'à ce qu'il n'y ait plus de nouvelle espèce dans la sous-placette.**

Inventaire moins de 50 cm 3*3m - Kazakhstan

ID placette
P

_____

Y a-t-il un ou des individu(s) de plus de 50 cm dans la placette ?

- ◯ Oui
- ◯ Non

Si oui, quelle espèce ?
Si plusieurs espèces, séparer avec points virgule

_____

Inventaire

1

Espèce

_____

Nombre

_____

Ou estimation

- ◯ 1 - seulement 1 à 3 individus
- ◯ 2
- ◯ 3 - environ la moitié de la sous-placette
- ◯ 4
- ◯ 5 - recouvre toute ou quasiment toute la placette

Estimation de la rétention du sol

- ◯ 0 cm
- ◯ 1- 5 cm
- ◯ 6 - 10 cm
- ◯ 11 - 15 cm
- ◯ 16 - 20 cm
- ◯ 21 - 25 cm
- ◯ 26 - 30 cm
- ◯ Plus

Si plus, précisez

_____

Diamètre de la touffe 1 (cm)

_____

Diamètre de la touffe 1 (cm)

_____

Diamètre de la touffe 2 (cm)

_____

Diamètre de la touffe 2 (cm)

_____

Diamètre de la touffe 3 (cm)

_____

Diamètre de la touffe 3 (cm)

_____

Diamètre de la touffe 4 (cm)

_____

Diamètre de la touffe 4 (cm)

_____

Diamètre de la touffe 5 (cm)

_____

Diamètre de la touffe 5 (cm)

_____

Diamètre de la touffe 6 (cm)

_____

Diamètre de la touffe 6 (cm)

_____

Diamètre de la touffe 7 (cm)

_____

Diamètre de la touffe 7 (cm)

_____

Diamètre de la touffe 8 (cm)

_____

Diamètre de la touffe 8 (cm)

_____

Diamètre de la touffe 9 (cm)

_____

Diamètre de la touffe 9 (cm)

_____

Diamètre de la touffe 10 (cm)

_____

Diamètre de la touffe 10 (cm)

_____

Si une autre espèce est présente : KoboCollect donne la possibilité d'ajouter un inventaire au formulaire jusqu'à ce qu'il n'y ait plus de nouvelle espèce dans la sous-placette

Commentaire ?

_____

Annexe 4.5. Formulaire KoBo Collect n°4 pour les inventaires forestiers dans la placette de 625 m^2. **La partie « Description des individus » (indiquée avec la flèche rouge) était réitérée jusqu'à ce qu'il n'y ait plus de nouvel individu à mesurer dans la placette (pour rappel : 10 individus maximum mesurés par espèce)**

Inventaire des ligneuses + de 50 cm - Kazakhstan

ID placette
P

_____

Comptage

Espèce

_____

Nombre

_____

Nombre - mort

_____

Espèce

_____

Nombre

_____

Nombre - mort

_____

Espèce

_____

Nombre

_____

Nombre - mort

_____

Espèce

_____

Nombre

_____

Nombre - mort

_____

Espèce

_____

Nombre

_____

Nombre - mort

_____

Espèce

_____

Nombre

_____

Nombre - mort

_____

Espèce

_____

Nombre

_____

Nombre - mort

_____

Espèce

_____

Nombre

_____

Nombre - mort

_____

Espèce

_____

Nombre

_____

Nombre - mort

_____

Espèce

_____

Nombre

_____

Nombre - mort

_____

Espèce

_____

Nombre

_____

Nombre - mort

_____

Description des individus

1

Numéro de l'arbre

_____

Espèce

_____

Prélèvement de feuille

- ◯ Oui
- ◯ Non

Prélèvement de sol

- ◯ Oui
- ◯ Non

ID quadrat 1m² de prélèvement
Q

_____

Hauteur (cm)

_____

Diamètre houppier 1 (cm)

_____

Diamètre houppier 2 (cm)

_____

Estimation de la rétention du sol

- ◯ 0 cm
- ◯ 1 - 5 cm
- ◯ 6 - 10 cm
- ◯ 11 - 15 cm
- ◯ 16 - 20 cm
- ◯ 21 - 25 cm
- ◯ 26 - 30 cm
- ◯ Plus

Si plus, précisez

_____

Nombre de tige

_____

Circonférence tige 1 (cm)

_____

Circonférence tige 2 (cm)

_____

Circonférence tige 3 (cm)

_____

Circonférence tige 4 (cm)

_____

Circonférence tige 5 (cm)

_____

Circonférence tige 6 (cm)

_____

Circonférence tige 7 (cm)

_____

Circonférence tige 8 (cm)

_____

Circonférence tige 9 (cm)

_____

Circonférence tige 10 (cm)

_____

Si une autre individu doit être mesuré : KoboCollect donne la possibilité d'ajouter une description des individu au formulaire jusqu'à ce qu'il n'y ait plus de nouvel individu à mesurer dans la placette

Recomptage des espèces ligneuses

Espèce

_____

Nombre recompté

_____

Nombre recompté - mort

_____

Espèce

_____

Nombre recompté

_____

Nombre recompté - mort

_____

Espèce

_____

Nombre recompté

_____

Nombre recompté - mort

_____

Espèce

_____

Nombre recompté

_____

Nombre recompté - mort

_____

Espèce

_____

Nombre recompté

_____

Nombre recompté - mort

_____

Espèce

_____

Nombre recompté

_____

Nombre recompté - mort

_____

Espèce

_____

Nombre recompté

_____

Nombre recompté - mort

_____

Espèce

_____

Nombre recompté

_____

Nombre recompté - mort

_____

Espèce

_____

Nombre recompté

_____

Nombre recompté - mort

_____

Espèce

_____

Nombre recompté

_____

Nombre recompté - mort

_____

Commentaire ?

_____

Annexe 4.6. Formules utilisées pour calculer les variables indicatrices de végétation. Les formules sont colorées en vert pour plus de clarté

Variables	Formules
Densité d'individus dans la strate arbustive (nombre d'individus/ha)	$\frac{Nombre\ d'individus\ de\ la\ strate\ arbustive}{625} \times 10\ 000$
Couverture de la strate arbustive (% de surface)	**(i) Surface du houppier** d'un individu (m^2) : $\pi \times \frac{diamètre\ 1\ (m)}{2} \times \frac{diamètre\ 2\ (m)}{2}$ **(ii) Surface par espèce** (m^2) (pour rappel : 10 individus mesurés par espèce) : $\sum_{i=1}^{10} surface\ du\ houppier\ de\ l'individu\ i + \frac{(nombre\ d'individu\ de\ l'espèce - 10)}{10} \times \sum_{i=1}^{10} surface\ du\ houppier\ de\ l'individu\ i$ **(iii) Couverture de la strate arbustive** (%) dans une placette avec n espèces arbustives : $\left(\sum_{i=1}^{n} couverture\ de\ l'espèce\ i\right) \times \frac{10000}{625}$
Volume occupé par la strate arbustive (m^3/ha)	**(i) Volume occupé par un individu** (m^3) (volume d'un cône) : $\frac{1}{3} \times \pi \times \left(\frac{diamètre\ 1\ (m)}{2}\right) \times \left(\frac{diamètre\ 2\ (m)}{2}\right) \times hauteur\ (m)$ **(ii) Volume par espèce** (m^3) (pour rappel : 10 individus mesurés par espèce) : $\sum_{i=1}^{10} volume\ de\ l'individu\ i + \frac{(nombre\ d'individu\ de\ l'espèce\ i - 10)}{10} \times \sum_{i=1}^{10} volume\ de\ l'individu\ i$ **(iii) Volume occupée par la strate arborée** (m^3/ha) pour une placette avec n espèces arbustives : $\left(\sum_{i=1}^{n} volume\ de\ l'espèce\ i\right) \times \frac{10000}{625}$
Le nombre d'espèces clés au sein de la strate arbustive	*Nombre d'espèces clés de la strate arbustive décomptées au début de l'inventaire forestier*
La composition en *Haloxylon persicum* (%)	$\frac{Nombre\ d'individus\ de\ l'espèce\ H.persicum}{Nombre\ d'individus\ total\ de\ la\ strate\ arbustive} \times 100$
La composition en *Haloxylon ammodendron* (%)	$\frac{Nombre\ d'individus\ de\ l'espèce\ H.ammodendron}{Nombre\ d'individus\ total\ de\ la\ strate\ arbustive} \times 100$

Variables	Formules
La composition en *Tamarix* spp. (%)	$\frac{Nombre\ d'individus\ du\ genre\ Tamarix\ spp.}{Nombre\ d'individus\ total\ de\ la\ strate\ arbustive} \times 100$
Composition en *Calligonum* spp. (%)	$\frac{Nombre\ d'individus\ du\ genre\ Calligonum\ spp.}{Nombre\ d'individus\ total\ de\ la\ strate\ arbustive} \times 100$
Composition en *Salsola arbuscula* (%)	$\frac{Nombre\ d'individus\ de\ l'espèce\ S.arbuscula}{Nombre\ d'individus\ total\ de\ la\ strate\ arbustive} \times 100$
Densité d'individus dans la strate intermédiaire (nombre d'individus/ha)	$\frac{Nombre\ d'individus\ de\ la\ strate\ intermédiaire}{625} \times 10\,000$
Couverture de la strate intermédiaire (% de surface)	**(i) Surface de la touffe** d'un individu (m^2) : $\pi \times \frac{diamètre\ 1\ (m)}{2} \times \frac{diamètre\ 2\ (m)}{2}$ **(ii) Surface par espèce** (m^2) par sous placette (pour rappel : 10 individus mesurés par espèce par sous-placette de 9 m^2) : $\sum_{i=1}^{10} surface\ de\ la\ touffe\ de\ l'individu\ i\ \ dans\ la\ sous\ placette\ 1$ $+ \frac{(nombre\ d'individu\ de\ l'espèce\ dans\ la\ sous\ placette\ 1-10)}{10} \times$ $\sum_{i=1}^{10} surface\ de\ la\ touffe\ de\ l'individu\ i\ \ dans\ la\ sous\ placette\ 1$ $+ \sum_{i=1}^{10} surface\ de\ la\ touffe\ de\ l'individu\ i\ \ dans\ la\ sous\ placette\ 2$ $+ \frac{(nombre\ d'individu\ de\ l'espèce\ dans\ la\ sous\ placette\ 2-10)}{10} \times$ $\sum_{i=1}^{10} surface\ de\ la\ touffe\ de\ l'individu\ i\ \ dans\ la\ sous\ placette\ 2$ $+\sum_{i=1}^{10} surface\ de\ la\ touffe\ de\ l'individu\ i\ \ dans\ la\ sous\ placette\ 3$ $+ \frac{(nombre\ d'individu\ de\ l'espècedans\ la\ sous\ placette\ 3-10)}{10} \times$ $\sum_{i=1}^{10} surface\ de\ la\ touffe\ de\ l'individu\ i\ \ dans\ la\ sous\ placette\ 3$ **(iii) Couverture de la strate intermédiaire** (%) dans une placette avec n espèces au sein de la strate : $\left(\sum_{i=1}^{n} couverture\ de\ l'espèce\ i\right) \times \frac{10000}{625}$
Nombre d'espèces clés au sein de la strate intermédiaire	*Nombre d'espèces clés de la strate intermédiaire décomptées dans les sous-placettes de 9 m^2 et lors du tour de la parcelle*
Composition en *Artemisia* spp. (%)	$\frac{Nombre\ d'individus\ du\ genre\ Artemisia\ spp.}{Nombre\ d'individus\ total\ de\ la\ strate\ intermédiaire} \times 100$
Composition en *Alhagi pseudalhagi* (%)	$\frac{Nombre\ d'individus\ de\ l'espèce\ A.pseudalhagi}{Nombre\ d'individus\ total\ de\ la\ strate\ intermédiaire} \times 100$
Composition en *Peganum harmala* (%)	$\frac{Nombre\ d'individus\ de\ l'espèce\ P.harmala}{Nombre\ d'individus\ total\ de\ la\ strate\ intermédiaire} \times 100$
Couverture de la strate inférieure (% de surface)	$100 - couverture\ de\ la\ strate\ arbustive - couverture\ de\ la\ strate\ intermédiaire$

Annexe 4.7. Formules utilisées pour calculer les coefficients de pondération par strate de végétation pour l'agrégation des indicateurs de services écosystémiques par strate. Les formules sont colorées en bleu pour plus de clarté

Coefficients de pondération	Formules
Strate arbustive	**(i) Surface du houppier** d'un individu (m^2) : $\pi \times \frac{diamètre\ 1}{2} \times \frac{diamètre\ 2}{2}$ **(ii) Surface par espèce** (m^2) (pour rappel : 10 individus mesurés par espèce) : $\sum_{i=1}^{10} surface\ du\ houppier\ de\ l'individu\ i + \frac{(nombre\ d'individu\ de\ l'espèce\ -10)}{10} \times \sum_{i=1}^{10} surface\ du\ houppier\ de\ l'individu\ i$ **(iii) Coefficient de pondération de la strate arbustive** dans une placette avec n espèces au sein de la strate : $Coeffarb = \frac{(\sum_{i=1}^{n} couverture\ de\ l'espèce\ i)}{625}$
Strate intermédiaire	**(i) Surface de la touffe** d'un individu (m^2) : $\pi \times \frac{diamètre\ 1}{2} \times \frac{diamètre\ 2}{2}$ **(ii) Surface par espèce** (m^2) par sous placette (pour rappel : 10 individus mesurés par espèce par sous-placette de 9 m^2) : $\sum_{i=1}^{10} surface\ de\ la\ touffe\ de\ l'individu\ i\ \ dans\ la\ sous\ placette\ 1 + \frac{(nombre\ d'individu\ de\ l'espèce\ dans\ la\ sous\ placette\ 1-10)}{10} \times \sum_{i=1}^{10} surface\ de\ la\ touffe\ de\ l'individu\ i\ \ dans\ la\ sous\ placette\ 1$ $+ \sum_{i=1}^{10} surface\ de\ la\ touffe\ de\ l'individu\ i\ \ dans\ la\ sous\ placette\ 2 + \frac{(nombre\ d'individu\ de\ l'espèce\ \ dans\ la\ sous\ placette\ 2-10)}{10} \times \sum_{i=1}^{10} surface\ de\ la\ touffe\ de\ l'individu\ i\ \ dans\ la\ sous\ placette\ 2$ $+\sum_{i=1}^{10} surface\ de\ la\ touffe\ de\ l'individu\ i\ \ dans\ la\ sous\ placette\ 3 + \frac{(nombre\ d'individu\ de\ l'espèce\ \ dans\ la\ sous\ placette\ 3-10)}{10} \times \sum_{i=1}^{10} surface\ de\ la\ touffe\ de\ l'individu\ i\ \ dans\ la\ sous\ placette\ 3$ **(iii) Coefficient de pondération de la strate intermédiaire** dans une placette avec n espèces au sein de la strate : $Coeffinter = \frac{(\sum_{i=1}^{n} couverture\ de\ l'espèce\ i)}{625}$
Strate inférieure	$Coeffinf = 1 - Coeffarb - Coeffinter$

Annexe 4.8. Formules utilisées pour calculer les indicateurs de services écosystémiques. Les formules sont colorées en orange pour plus de clarté. Les indicateurs de SE sont présentés par ordre alphabétique

Indicateurs	Formules
Biomasse racinaire dans les 10 premiers cm du sol (g/100 cm^3)	$Coeffarb \times biomasse\ racinaire\ dans\ la\ strate\ arbustive$ $+Coeff\ inter \times biomasse\ racinaire\ dans\ la\ strate\ intermédiaire$ $+Coeff\ inf \times biomasse\ racinaire\ dans\ la\ strate\ inférieure$
C/N du sol	$Coeffarb \times C/N\ dans\ la\ strate\ arbustive$ $+ Coeffinter \times C/N\ dans\ la\ strate\ intermédiaire$ $+ Coeffinf \times C/N\ dans\ la\ strate\ inférieure$
Carbone stocké dans la biomasse arbustive (kg/ha)	**(i)** Calcul de paramètres qui seront nécessaires aux équations allométriques, par individu : Diamètre d'une tige (cm) : $d = \frac{circonférence\ de\ la\ tige}{\pi}$ Diamètre total de l'individu (cm) (McPherson *et al.*, 2016), sachant que 10 tiges maximum par individu sont mesurées : $D = \sqrt{d1^2 + \cdots + d10^2 + (nombre\ tiges - 10) \times \left(\frac{d1 + \cdots + d10}{10}\right)^2}$ **Aire basale** (cm^2) : $BA = \pi \times \frac{D^2}{4}$ **Surface du houppier** (cm^2) : $CA = \pi \times \frac{diamètre\ 1}{2} \times \frac{diamètre\ 2}{2}$ **Volume de l'arbuste** (cm^3) : $V = CA \times H$ (H la hauteur en cm) (Yang *et al.*, 2017) **(ii)** Utilisation d'équations allométriques pour estimer la **biomasse aérienne** (B_{aer}) et **souterraine** (B_{sout}) de **chaque individu de la strate arbustive**, par placette : ***H. ammodendron*** (Buras *et al.*, 2012) : $B_{aer}(kg) = 1{,}997e-03[kg.cm^{-2{,}34}] \times H^{0{,}93} \times BA^{0{,}68} \times CA^{0{,}025}$ $B_{sout}(kg) = 9{,}447e-03[kg.cm^{-1{,}95}] \times H^{0{,}5} \times BA^{0{,}6} \times CA^{0{,}125}$ ***H. persicum*** (Buras *et al.*, 2012) : $B_{aer}(kg) = 2{,}517e-07[kg.cm^{-3{,}5}] \times H^{1{,}7} \times BA^{0{,}25} \times CA^{0{,}65}$ $B_{sout}(kg) = 2{,}807e-10[kg.cm^{-4{,}4}] \times H^{2} \times CA^{1{,}2}$ ***Tamarix* spp.** (Zhao *et al.* (2004) dans le matériel supplémentaire S3 de Li *et al.* (2015) pour la biomasse aérienne. Pour la biomasse souterraine, l'équation allométrique de Tao et Zhang (2014), issue du matériel supplémentaire S3 de Li *et al.* (2015), donnait des valeurs aberrantes. Il y avait plus d'un facteur 100 entre la biomasse aérienne et souterraine, et le ratio root:shoot (R:S) était très faible : entre 1% et 8%. Or, la littérature indique un ratio entre 30% et 76% pour le genre *Tamarix* (Dawalibi *et al.*, 2015 ; Erkin *et al.*, 2022 ; FanJiang *et al.*, 2010 ; Horton et Clark, 2001 ; Wang *et al.*, 2011 ; Zhang *et al.*, 2016). Nous prenons le ratio R:S indiqué dans une étude menée sur *Tamarix ramosissima* dans le désert de Taklamakan en Chine, le plus proche géographiquement, avec excavation des arbres (Erkin *et al.*, 2022) : $R{:}S = 0{,}76$) Pour *Tamarix ramosissima*, présente au Kazakhstan (Gbif, 2022 ; iNaturalist, 2023) : $B_{aer}(kg) = 2{,}785 \times (H \times BA^2)^{0{,}562}$ $B_{sout}(kg) = 0{,}76 \times B_{aer}$

Indicateurs	Formules
	Calligonum* spp.** (Tao et Zhang (2011) (en chinois), dans le matériel supplémentaire S3 de Li *et al.* (2015)) : Pour *Calligonum leucocladum*, espèce présente au Kazakhstan (Gbif, 2020 ; iNaturalist, 2015) : $B_{aer}(kg) = 0{,}085 \times (CA \times H)^{0{,}562}$ $B_{sout}(kg) = 0{,}083 \times (CA \times H)^{0{,}562}$ **Pour toutes autres espèces de la strate arbustive**, non identifiées ou dont les équations allométriques n'ont pas été proposées dans la littérature : nous utilisons les équations mixtes proposées par Yang *et al.* (2017) pour les arbustes des prairies désertiques du désert Tengger dans le nord de la Chine. Individus entre 50 et 65 cm : $B_{aer}(kg) = e^{-6{,}707} \times V^{0{,}939} \times 1{,}182$ $B_{sout}(kg) = e^{-5{,}398,} \times V^{0{,}793} \times 1{,}272$ Individus > 65 cm : $B_{aer}(kg) = e^{-0{,}359} \times V^{0{,}515} \times 1{,}116$ $B_{sout}(kg) = e^{-0{,}963} \times V^{0{,}565} \times 1{,}134$ **(iii)** Calcul de la **biomasse aérienne et souterraine totale** (kg) **par espèce arbustive** : Biomasse aérienne, sachant que 10 individus maximum par espèce sont mesurés : $B_{aer}(espèce) = \sum_{i=1}^{10} B_{aer}\ de\ l'individu\ i$ $+(nb\ individu\ de\ l'espèce - 10) \times \frac{\sum_{i=1}^{10} B_{aer}\ de\ l'individu\ i}{10}$ Biomasse souterraine, sachant que 10 individus maximum par espèce sont mesurés : $B_{sout}(espèce) = \sum_{i=1}^{10} B_{sout}\ de\ l'individu\ i$ $+(nb\ individu\ de\ l'espèce - 10) \times \frac{\sum_{i=1}^{10} B_{sout}\ de\ l'individu\ i}{10}$ **(iv)** Calcul du **carbone** contenu dans la biomasse arbustive **par espèce arbustive** (kg) à partir du carbone contenu dans les deux parties de la biomasse (%) : ***H. ammodendron (Buras *et al.*, 2012) : $Carbone\ biomasse = B_{aer}\ (H.ammodendron) \times 48{,}5\% + B_{sout}\ (H.ammondedron) \times 47{,}3\%$ ***H. persicum*** (Buras *et al.*, 2012) : $Carbone\ biomasse = B_{aer}\ (H.persicum) \times 47{,}6\% + B_{sout}\ (H.persicum) \times 46{,}8\%$ **Toute autre espèce arbustive** (Li *et al.*, 2015) : $Carbone\ biomasse = B_{aer}\ (espèce) \times 50\% + B_{sout}\ (espèce) \times 50\%$ **(v) Carbone total contenu dans la biomasse arbustive** (kg/ha) pour une placette avec n espèces arbustives : $\left(\sum_{i=1}^{n} Carbone\ contenu\ dans\ la\ biomasse\ de\ l'espèce\ i\right) \times \frac{10000}{625}$
Conductivité électrique du sol (µS/cm) **(CE)**	$Coeffarb \times CE\ dans\ la\ strate\ arbustive$ $+ Coeffinter \times CE\ dans\ la\ strate\ intermédiaire$ $+ Coeffinf \times CE\ dans\ la\ strate\ inférieure$

Indicateurs	Formules
Couverture des espèces d'intérêt pour l'alimentation (%)	Les espèces citées dans au moins 10% des entretiens pour l'alimentation humaine (voir **Annexe 2.4** du **chapitre 2**) sont : *Ziziphora tenuior* et *Dolana* (nom vernaculaire pour cette dernière, car le nom scientifique n'est pas certain. Il s'agirait d'une aubépine). *Dolana* n'était à priori présente sur notre zone d'étude (d'après l'**Annexe 2.4** du **chapitre 2**, elle est située dans la zone de montagne). ***Z. tenuior*** est une herbacée annuelle (Gintzburger *et al.*, 2003, page 206). Sa couverture (%) est **estimée par le biais des estimations de couverture des herbacées annuelles dans les sous placettes de 9 m²**. **(i)** Estimation de la surface occupée par les espèces d'intérêt **dans chaque sous-placettes de 9 m² :** L'échelle (1-5) utilisée pour les herbacées annuelles correspondait à : **1 – 0,00001 m²** **2 – 2,25 m²** **3 – 4,5 m²** **4 – 6,75 m²** **5 – 9 m²** La couverture de chaque espèce d'herbacées annuelles (S1) est ainsi premièrement estimée par sous-placette. Nous obtenons S1 de *Z. tenuior* en m². Toutefois, nous devions également **considérer la couverture des individus de la strate intermédiaire** et vérifier que la somme de toutes les couvertures (Stot1) correspondait bien à 9 m² : $$Stot1\ (m^2) = \left(\sum_{i=1}^{n} S1_i\right) + \ Surface\ de\ la\ strate\ intermédiaire\ (m^2)$$ Pour la surface de la strate intermédiaire, voir l'étape (i) de calcul de la couverture de la strate intermédiaire dans l'Annexe 4.6. Si ce n'était pas le cas, la couverture des différentes espèces d'herbacées annuelles étaient alors **rapportée à la surface disponible pour les herbacées annuelles** dans les sous placettes de 9 m² : $Sdispo\ (m^2) = 9\ m^2 - surface\ de\ la\ strate\ intermédiaire\ (m^2)$ Ainsi, **dans une sous-placette de 9 m², la surface de *Z. tenuior* est** : $$Surface\ de\ Z.tenuior\ (m^2) = \frac{S1\ de\ Z.tenuior\ \times Sdispo}{Stot1\ de\ Z.tenuior}$$ **(ii) Surface totale** (m²) occupée par l'espèce d'intérêt sur la placette à partir des surfaces dans les sous-placettes : $$Surface\ totale\ de\ Z.tenuior\ (m^2) = \frac{625}{27} \times (Surface\ de\ Z.tenuior\ dans\ la\ sous\ placette\ 1 + Surface\ de\ Z.tenuior\ dans\ la\ sous\ placette\ 2 + Surface\ de\ Z.teunior\ dans\ la\ sous\ placette\ 3)$$ **(iii)** Dans le cas où certaines des espèces d'intérêt ont été **relevées lors du tour de parcelle, mais pas dans les sous-placettes de 9 m²**, alors nous considérons que celles-ci étaient très peu présentes et nous leur accordons une surface de 5 cm² sur toute la placette : $$Surface\ totale\ de\ Z.tenuior\ (m^2) = 5\ cm^2 = 0{,}00005\ m^2$$ **(iv) Couverture** (%) de l'espèce d'intérêt : $$Surface\ totale\ de\ Z.\ tenuior \times \frac{100}{625}$$

Indicateurs	Formules
Couverture des espèces d'intérêt pour l'énergie (%)	Les espèces citées dans au moins 10% des entretiens pour la fourniture en bois d'énergie (voir **Annexe 2.4** du **chapitre 2**) étaient : *Haloxlylon* spp. (*Haloxylon ammondendron*, et *Haloxylon persicum* toutes deux présentes), *Salsola arbuscula*, et *Tamarix* spp. Les trois espèces font partie de la strate arbustive (Gintzburger *et al.*, 2003, pages 146-149, page 155 et page 266, respectivement). Leur couverture (%) est **calculée par le biais des mesures de houppier dans la placette de 625 m².** **(i)** Surface **d'un individu** de l'espèce d'intérêt : *Idem étape (i) du calcul de la couverture de la strate arbustive* (Annexe 4.6) **(ii)** Surface totale occupée par l'espèce d'intérêt **sur la placette** (m^2), sachant que 10 individus maximum par espèce sont mesurés par sous-placette : *Idem étape (ii) du calcul de la couverture de la strate arbustive* (Annexe 4.6) **(iii) Couverture totale** (%) des n espèces d'intérêt : $Couverture\ des\ espèces\ d'intérêt\ (\%) = \frac{\sum_{i=1}^{n} surface\ totale\ de\ l'espèce\ i\ sur\ la\ placette}{625} \times 100$
Couverture des espèces d'intérêt pour le pâturage (%)	Les espèces citées dans au moins 10% des entretiens comme intéressantes pour les pâturages (voir **Annexe 2.4** du **chapitre 2**) étaient : *Salsola arbuscula*, Agrophyron desertorum, *Kochia prostata*, *Alhagi pseudalhagi*, *Artemisia* spp., *Phragmites* spp., *Haloxylon* spp. *Phragmites* spp. n'était pas présent sur notre zone d'étude : ils recouvrent plutôt les plaines d'inondation de la rivière Shu (**chapitre 2**). ***A.desertorum*** et ***A. pseudalhagi*** sont des herbacée pérennes (Gintzburger *et al.*, 2003, page 226 et page 184, respectivement). ***Artemisia spp.*** et ***K. prostata*** sont des petites ligneuses (Gintzburger et al., 2003, pages 98-100 et page 150, respectivement). Leur couverture (%) est **calculée par le biais des mesures de touffe dans les sous-placettes de 9 m².** **(i)** Surface **d'un individu** de l'espèce d'intérêt (m^2) : *idem étape (i) du calcul de la couverture de la strate intermédiaire* (Annexe 4.6) **(ii)** Surface occupée par l'espèce d'intérêt (m^2) **dans les trois sous placettes de 9 m²**, sachant que 10 individus maximum par espèce sont mesurés par sous-placette : *idem étape (ii) du calcul de la couverture de la strate intermédiaire* (Annexe 4.6) **(iii) Surface totale** (m^2) occupée par l'espèce d'intérêt **sur la placette** : $Surface\ totale\ de\ l'espèce d'intérêt\ (m^2) =$ $Surface\ totale\ occupée\ par\ l'espèce\ dans\ les\ trois\ sous-placettes \times \frac{625}{27}$ ***Haloxylon spp.*** et ***S. arbuscula*** sont des arbustes (Gintzburger *et al.*, 2003, pages 146 - 149 et page 155, respectivement). Leur couverture (%) est **calculée par le biais des mesures de houppier dans la placette de 625 m².** **(iv)** Surface **d'un individu** de l'espèce d'intérêt dans la strate arbustive : *Idem étape (i) du calcul de la couverture de la strate arbustive* (Annexe 4.6) **(v)** Surface totale occupée par l'espèce d'intérêt **sur la placette** (m^2), sachant que 10 individus maximum par espèce sont mesurés par sous-placette dans la strate arbustive : *Idem étape (ii) du calcul de la couverture de la strate arbustive* (Annexe 4.6)

Indicateurs	Formules
	(vi) Couverture totale (%) des n espèces d'intérêt : $Couverture\ des\ espèces\ d'intérêt\ (\%) = \frac{\sum_{i=1}^{n} surface\ totale\ de\ l'espèce\ i\ sur\ la\ placette}{625} \times 100$
Couverture des espèces d'intérêt pour les usages médicinaux (%)	Les espèces citées dans au moins 10% des entretiens pour les usages médicinaux (voir **Annexe 2.4** du **chapitre 2**) étaient : *Peganum harmala* et *Alhagi pseudalhagi*. ***A. pseudalhagi et*** est une herbacée pérenne (Gintzburger et al., 2003, page 184). ***P. harmala*** est une petite ligneuse (Gintzburger *et al.*, 2003, page 296). Leur couverture (%) est **calculée par le biais des mesures de touffe dans les sous placettes de 9 m²**. **(i)** Surface **d'un individu** de l'espèce d'intérêt (m^2) : *idem étape (i) du calcul de la couverture de la strate intermédiaire* (Annexe 4.6) **(ii)** Surface occupée par l'espèce d'intérêt (m^2) **dans les trois sous placettes de 9 m²**, sachant que 10 individus maximum par espèce sont mesurés par sous-placette : *idem étape (ii) du calcul de la couverture de la strate intermédiaire* (Annexe 4.6) **(iii) Surface totale** (m^2) occupée par l'espèce d'intérêt **sur la placette** : $Surface\ totale\ de\ l'espèce d'intérêt\ (m^2) =$ $Surface\ totale\ occupée\ par\ l'espèce\ dans\ les\ trois\ sous-placettes \times \frac{625}{27}$ **(iv) Couverture totale** (%) des n espèces d'intérêt : $Couverture\ des\ espèces\ d'intérêt\ (\%) = \frac{\sum_{i=1}^{n} surface\ totale\ de\ l'espèce\ i\ sur\ la\ placette}{625} \times 100$
Couverture des espèces esthétiques (%)	**(i)** Croisement entre les relevés du tour de parcelle et des inventaires des strates inférieure, intermédiaire (sous-placette de 9 m^2) et arbustive (inventaire 625 m^2) afin d'obtenir **la surface occupée par chaque espèce notée comme esthétique (m^2) lors du tour de parcelle** : *Surface de chaque espèce arbustive esthétique : idem étapes (i) et (ii) du calcul de la couverture de la strate arbustive* (Annexe 4.6) *Surface de chaque espèce esthétique de la strate intermédiaire : idem étapes (i) et (ii) du calcul de la couverture de la strate arbustive* (Annexe 4.6) *Surface de chaque espèce esthétique de la strate inférieure : idem étapes (i) et (ii) du calcul de la couverture des espèces d'intérêt pour l'alimentation* (Annexe 4.6) Dans le cas où des espèces ont été **relevées lors du tour de parcelle, mais pas lors des inventaires** alors nous considérons que celle-ci était très peu présente et nous lui accordons une surface de 5 cm^2 sur toute la placette : $Surface\ (m^2) = 0{,}00005\ m^2$ **(ii) Couverture totale** (%) des n espèces esthétiques : $\frac{\sum_{i=1}^{n} surface\ totale\ de\ l'espèce\ esthétique\ i\ sur\ la\ placette}{625} \times 100$
Couverture végétale (%)	On considère la couverture végétale permanente : *Couverture de la strate arbustive (%)* (Idem Annexe 4.6) *+ couverture de la strate intermédiaire (%)* (Idem Annexe 4.6)
Hauteur moyenne de la strate arbustive (m)	Pour n individus mesurés dans la strate arbustive : $\frac{\sum_{i=1}^{n} hauteur\ de\ l'individu\ i\ dans\ la\ strate\ arbustive}{n}$

Indicateurs	Formules
Houppier moyen de la strate arbustive (m^2)	**(i)** Surface du houppier **d'un individu** *Idem étape (i) du calcul de la couverture de la strate arbustive* (Annexe 4.6) **(ii) Houppier moyen** (m^2), pour n individus mesurés dans la strate arbustive $\frac{\sum_{i=1}^{n} houppier\ de\ l'individu\ i\ dans\ la\ strate\ arbustive}{n}$
Indice de Shannon	**(i)** Croisement entre les relevés du tour de la parcelle et des inventaires des strates inférieure, intermédiaire (sous-placette de 9 m^2) et arbustive (inventaire 625 m^2) afin d'obtenir **la surface occupée par chaque espèce présente** (m^2) sur la placette : *Surface de chaque espèce arbustive sur la placette : idem étapes (i) et (ii) du calcul de la couverture de la strate arbustive* (Annexe 4.6) *Surface de chaque espèce de la strate intermédiaire sur la placette : idem étapes (i) et (ii) du calcul de la couverture de la strate arbustive* (Annexe 4.6) *Surface de chaque espèce de la strate inférieure sur la placette : idem étapes (i) et (ii) du calcul de la couverture des espèces d'intérêt pour l'alimentation* (Annexe 4.6) Dans le cas où des espèces ont été **relevées lors du tour de la parcelle, mais pas lors des inventaires,** alors nous considérons que celle-ci était très peu présente et nous lui accordons une surface de 5 cm^2 sur toute la placette : $Surface\ (m^2) = 0{,}00005\ m^2$ **(ii) Abondance** de chaque espèce : $abondance\ de\ l'espèce\ i = \frac{surface\ occupée\ par\ l'espèce\ i\ (m^2)}{surface\ totale\ (625\ m^2)}$ **(iii) Indice de Shannon** $-\sum_{i=1}^{nombre\ d'espèces} abondance\ de\ l'espèce\ i\ \times \log(abondance\ de\ l'espèce\ i)$
Masse de litière sèche (kg/ha)	$10 \times \begin{pmatrix} Coeffarb \times masse\ de\ litière\ sèche\ sous\ arbre\ (g/m^2) \\ +(Coeffinter + Coeffinf)\ \times masse\ de\ litière\ sèche\ hors\ arbre\ (g/m^2) \end{pmatrix}$
Nombre d'arbres morts (nombre d'individus/ha)	$Nombre\ arbres\ morts\ relevés\ lors\ de\ l'inventaire\ de\ la\ strate\ arbustive \times \frac{10000}{625}$
Nombre d'espèces esthétiques	*Nombre d'espèces esthétiques (fleurs, fruits colorés) relevées lors du tour de parcelle, toutes strates confondues*
Qualité du fourrage – matière sèche (%) **(MS)**	**(i)** Calcul de la biomasse sèche totale sous-arbre et hors-arbre. La biomasse moyenne sous-arbre et hors-arbre peut être différente, il nous faut donc les considérer dans la pondération des indicateurs de qualité fourragère. Biomasse sèche totale sous-arbre (g) : $BSA\ (g) =\ biomasse\ sèche\ sous\ arbre\ (g/m^2) \times$ $couverture\ de\ la\ strate\ arbustive\ (m^2)$ (voir Annexe 4.6 pour la couverture) Biomasse sèche totale hors-arbre (g) : $BHA\ (g) =\ biomasse\ sèche\ moyenne\ hors\ arbre\ (g/m^2) \times$ $(couverture\ de\ la\ strate\ intermédiaire\ (m^2) +$ $couverture\ de\ la\ strate\ inférieure\ (m^2))$ (voir Annexe 4.6 pour les couvertures)

Indicateurs	Formules
	(ii) Calcul de l'indicateur de qualité fourragère matière sèche (MS) (%) **pondéré à la placette** : $\frac{MS\ sous\ arbre\ \times BSA + MS\ hors\ arbre\ \times BHA}{BSA + BHA}$
Qualité du fourrage - Amidon (% de la MS) **(Amd)**	**(i)** Calcul de la biomasse sèche totale sous-arbre et hors-arbre. La biomasse moyenne sous-arbre et hors-arbre peut être différente, il nous faut donc les considérer dans la pondération des indicateurs de qualité fourragère. *Idem indicateur qualité du fourrage - matière sèche (%)* **(ii)** Calcul de l'indicateur de qualité fourragère amidon (Amd) (%MS) **pondéré à la placette** : $\frac{Amd\ sous\ arbre\ \times BSA + Amd\ hors\ arbre\ \times BHA}{BSA + BHA}$
Qualité du fourrage – digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière organique (% de la matière organique) **(DMO)**	**(i)** Calcul de la biomasse sèche totale sous-arbre et hors-arbre. La biomasse moyenne sous-arbre et hors-arbre peut être différente, il nous faut donc les considérer dans la pondération des indicateurs de qualité fourragère. *Idem indicateur qualité du fourrage - matière sèche (%)* **(ii)** Calcul de l'indicateur de qualité fourragère digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière organique (DMO) (%MO) **pondéré à la placette** : $\frac{DMO\ sous\ arbre\ \times BSA + DMO\ hors\ arbre\ \times BHA}{BSA + BHA}$
Qualité du fourrage – digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière sèche (% de la MS) **(DMS)**	**(i)** Calcul de la biomasse sèche totale sous-arbre et hors-arbre. La biomasse moyenne sous-arbre et hors-arbre peut être différente, il nous faut donc les considérer dans la pondération des indicateurs de qualité fourragère. *Idem indicateur qualité du fourrage - matière sèche (%)* **(ii)** Calcul de l'indicateur de qualité fourragère digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière sèche (DMS) (%MS) **pondéré à la placette** : $\frac{DMS\ sous\ arbre\ \times BSA + DMS\ hors\ arbre\ \times BHA}{BSA + BHA}$
Qualité du fourrage – fibres brutes (% de la MS) **(FB)**	**(i)** Calcul de la biomasse sèche totale sous-arbre et hors-arbre. La biomasse moyenne sous-arbre et hors-arbre peut être différente, il nous faut donc les considérer dans la pondération des indicateurs de qualité fourragère. *Idem indicateur qualité du fourrage - matière sèche (%)* **(ii)** Calcul de l'indicateur de qualité fourragère fibres brutes (FB) (%MS) pondéré à la placette : $\frac{FB\ sous\ arbre\ \times BSA + FB\ hors\ arbre\ \times BHA}{BSA + BHA}$
Qualité du fourrage – fibres au détergent acide (% de la MS) **(FDA)**	**(i)** Calcul de la biomasse sèche totale sous-arbre et hors-arbre. La biomasse moyenne sous-arbre et hors-arbre peut être différente, il nous faut donc les considérer dans la pondération des indicateurs de qualité fourragère. *Idem indicateur qualité du fourrage - matière sèche (%)* **(ii)** Calcul de l'indicateur de qualité fourragère fibres au détergent acide (FDA) (%MS) **pondéré à la placette** :

Indicateurs	Formules
	$\frac{FDA\ sous\ arbre\ \times BSA + FDA\ hors\ arbre\ \times BHA}{BSA + BHA}$
Qualité du fourrage – fibres au détergent neutre (% de la MS) **(FDN)**	**(i)** Calcul de la biomasse sèche totale sous-arbre et hors-arbre. La biomasse moyenne sous-arbre et hors-arbre peut être différente, il nous faut donc les considérer dans la pondération des indicateurs de qualité fourragère. *Idem indicateur qualité du fourrage - matière sèche (%)* **(ii)** Calcul de l'indicateur de qualité fourragère fibres au détergent neutre (FDN) (%MS) **pondéré à la placette** : $\frac{FDN\ sous\ arbre\ \times BSA + FDN\ hors\ arbre\ \times BHA}{BSA + BHA}$
Qualité du fourrage – lignine au détergent acide (% de la MS) **(LDA)**	**(i)** Calcul de la biomasse sèche totale sous-arbre et hors-arbre. La biomasse moyenne sous-arbre et hors-arbre peut être différente, il nous faut donc les considérer dans la pondération des indicateurs de qualité fourragère. *Idem indicateur qualité du fourrage - matière sèche (%)* **(ii)** Calcul de l'indicateur de qualité fourragère lignine au détergent acide (LDA) (%MS) **pondéré à la placette** : $\frac{LDA\ sous\ arbre\ \times BSA + LDA\ hors\ arbre\ \times BHA}{BSA + BHA}$
Qualité du fourrage – matières grasses brutes (% de la MS) **(MGB)**	**(i)** Calcul de la biomasse sèche totale sous-arbre et hors-arbre. La biomasse moyenne sous-arbre et hors-arbre peut être différente, il nous faut donc les considérer dans la pondération des indicateurs de qualité fourragère. *Idem indicateur qualité du fourrage - matière sèche (%)* **(ii)** Calcul de l'indicateur de qualité fourragère matières grasses brutes (MGB) (%MS) **pondéré à la placette** : $\frac{MGB\ sous\ arbre\ \times BSA + MGB\ hors\ arbre\ \times BHA}{BSA + BHA}$
Qualité du fourrage – matières minérales (% de la MS) **(MM)**	**(iii)** Calcul de la biomasse sèche totale sous-arbre et hors-arbre. La biomasse moyenne sous-arbre et hors-arbre peut être différente, il nous faut donc les considérer dans la pondération des indicateurs de qualité fourragère. *Idem indicateur qualité du fourrage - matière sèche (%)* **(iv)** Calcul de l'indicateur de qualité fourragère matières minérale (MM) (%MS) **pondéré à la placette** : $\frac{MM\ sous\ arbre\ \times BSA + MM\ hors\ arbre\ \times BHA}{BSA + BHA}$
Qualité du fourrage – protéines brutes (% de la MS) **(PB)**	**(i)** Calcul de la biomasse sèche totale sous-arbre et hors-arbre. La biomasse moyenne sous-arbre et hors-arbre peut être différente, il nous faut donc les considérer dans la pondération des indicateurs de qualité fourragère. *Idem indicateur qualité du fourrage - matière sèche (%)* **(ii)** Calcul de l'indicateur de qualité fourragère protéines brutes (%MS) **pondéré à la placette** :

Indicateurs	Formules
	$\frac{PB\ sous\ arbre\ \times BSA + PB\ hors\ arbre\ \times BHA}{BSA + BHA}$
Qualité du fourrage - Sucres totaux (% de la MS) **(Scr)**	**(i)** Calcul de la biomasse sèche totale sous-arbre et hors-arbre. La biomasse moyenne sous-arbre et hors-arbre peut être différente, il nous faut donc les considérer dans la pondération des indicateurs de qualité fourragère. *Idem indicateur qualité du fourrage - matière sèche (%)* **(ii)** Calcul de l'indicateur de qualité fourragère sucres totaux (Scr) (%MS) **pondéré à la placette** : $\frac{Scr\ sous\ arbre\ \times BSA + Scr\ hors\ arbre\ \times BHA}{BSA + BHA}$
Quantité de biomasse sèche disponible (kg/ha)	**(i)** Quantité de biomasse sèche disponible (kg) **par individu dans la strate arbustive :** Pour tous les individus des espèces arbustives, nous utilisons les équations allométriques mixtes de Yang *et al.* (2017) pour calculer la biomasse des feuilles (kg) des individus entre 50 et 65 cm et les individus > 65 cm. Individus entre 50 et 65 cm : *Calcul de V (cm³) : idem étape (i) de l'indicateur carbone stocké dans la biomasse arbustive (kg/ha)* $B_{feuille}(kg) = e^{-7,456} \times V^{0,869} \times 1,182$ Individus > 65 cm : *Calcul de CA (cm^2) : idem étape (i) de l'indicateur carbone stocké dans la biomasse arbustive (kg/ha)* $B_{feuille}(kg) = e^{-1,296} \times CA^{0,627} \times 1,085$ **(ii)** Quantité de biomasse sèche disponible (kg) **par espèce de la strate arbustive,** sachant que 10 individus maximum par espèce sont mesurés : $B_{feuille}(espèce) = \sum_{i=1}^{10} B_{feuille}\ de\ l'individu\ i$ $+(nb\ individu\ de\ l'espèce - 10) \times \frac{\sum_{i=1}^{10} B_{feuille}\ de\ l'individu\ i}{10}$ **(iii) Quantité de biomasse sèche disponible (kg/ha) au sein de la strate arbustive** comportant n espèces : $B_{feuille}(strate\ arbustive) = \left(\sum_{i=1}^{n} B_{feuille}\ de\ l'espèce\ i\right) \times \frac{10000}{625}$ **(iv) Quantité de biomasse sèche disponible (kg/ha) dans les strates intermédiaire et inférieure** : $B_{feuille}(strate\ intermédiaire\ et\ inférieure)$ $= 10 \times \begin{pmatrix} Coeffarb \times biomasse\ sèche\ sous\ arbre\ (g/m^2) \\ +(Coeffinter + Coeffinf)\ \times biomasse\ sèche\ hors\ arbre\ (g/m^2) \end{pmatrix}$ **(v) Quantité de biomasse sèche totale disponible** (kg/ha) : $B_{feuille}(strate\ arbustive) + B_{feuille}(strate\ intermédiaire\ et\ inférieure)$
Richesse spécifique	*Nombre d'espèces relevées lors du tour de parcelle, toutes strates confondues*
Stock de carbone organique du sol (kg/ha) **(SCOS)**	**(i)** Stock de carbone organique du sol (SCOS) **pour chaque strate** de végétation par placette (kg/ha) :

Indicateurs	Formules
	$Taux\ de\ carbone\ organique\ (\%) \times profondeur\ d'étude\ (30\ cm) \times densité\ apparente\ (g/cm3)\ \times 0{,}1$ **(ii)** Stock de carbone organique du sol **par placette** (kg/ha) : $Coeffarb\ \times SCOS\ dans\ la\ strate\ arbustive + Coeffinter \times SCOS\ dans\ la\ strate\ intermédiaire + Coeffinf\ \times\ SCOS\ dans\ la\ strate\ inférieure$
Volume de bois (m^3/ha)	**(i)** Volume de bois **par individu** (V2, en m^3) En considérant chaque tige comme un cylindre, sachant que 10 tiges maximum par individu sont mesurées : $V1 = Hauteur\ de\ l'individu\ (m) \times \sum_{i=1}^{10} Circonférence\ de\ la\ tige\ (m)^2$ $V2 = V1 + \frac{(nb\ tige - 10)}{10} \times V1$ **(ii)** Volume de bois **par espèce** (m^3), sachant que 10 individus par espèce maximum sont mesurées : $V(espèce) = \sum_{i=1}^{10} V2_i + \frac{(nb\ individu\ dans\ l'espèce - 10)}{10} \times \sum_{i=1}^{10} V2_i$ **(iii)** Volume de bois total (m^3/ha), pour une placette à n espèces arbustives : $\left(\sum_{i=1}^{n} V(espèce_i)\right) \times \frac{10000}{625}$
Volume moyen de sol retenu par la végétation (cm^3)	**(i)** Sol potentiellement retenu **par un individu** dont le sol retenu au pied a été mesuré (m^3) : $Sol\ retenu\ (cm) \times 100\ \times surface\ de\ l'individu\ (cm^2)$ Surface **d'un individu de la strate intermédiaire** : *idem étape (i) du calcul de la couverture de la strate intermédiaire, en passant en cm^2* (Annexe 4.6) Surface **d'un individu de la strate arbustive** : *idem étape (i) du calcul de la couverture de la strate arbustive, en passant en cm^2* (Annexe 4.6) **(ii)** Volume moyen **par strate** (les strates intermédiaire et inférieure sont calculées ensemble) (cm^3), pour n individus dont le sol au pied a été mesuré : $\frac{\sum_{i=1}^{n} sol\ retenu\ au\ pied\ de\ l'individu\ i\ (cm^3)}{n}$ **(iii) Volume moyen de sol retenu par la végétation** (cm^3) $Volume\ moyen\ retenu\ par\ les\ individus\ de\ la\ strate\ arbustive\ \times Coeffarb + Volume\ moyen\ retenu\ par\ les\ individus\ des\ strates\ intermédiaire\ et\ inférieure \times (Coeffinter + Coeffinf)$

Annexe 4.9. Moyenne, écart type, minimum et maximum des variables indicatrices de végétation et des indicateurs de service écosystémiques sur les trente placettes étudiées dans le chapitre

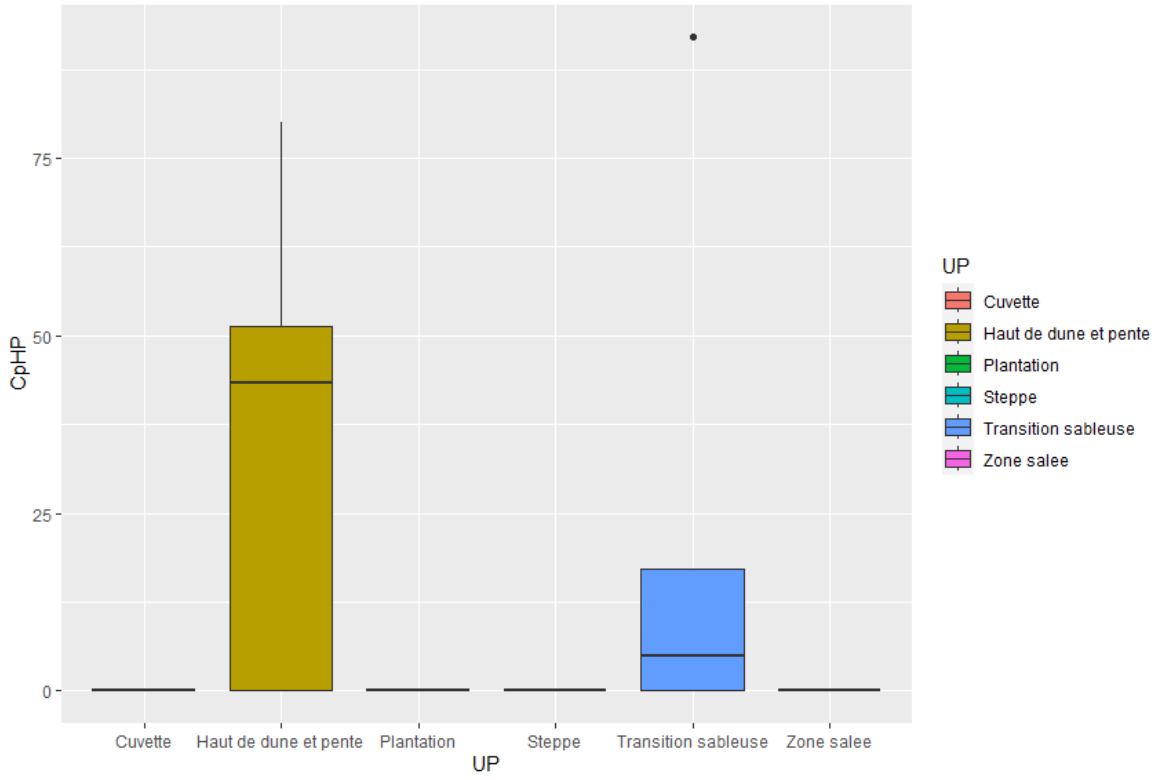
Variables (n=30)	Moyenne	Ecart-type	Minimum	Maximum
Variables indicatrices de végétation				
Densité d'individus dans la strate arbustive (nombre d'individus/ha)	383,5	420,2	0,0	1344,0
Couverture strate arbustive (%)	10,3	16,2	0,0	64,3
Volume occupé par la strate arbustive (m^3/ha)	652,1	1141,9	0,0	4450,7
Nombre d'espèces clés au sein de la strate arbustive	1,0	0,9	0,0	2,0
Composition en *H. persicum* (%)	9,6	24,2	0,0	92,0
Composition en *H. ammodendron* (%)	27,5	43,0	0,0	100,0
Composition en *Tamarix* spp. (%)	7,2	23,5	0,0	90,7
Composition en *Calligonum* spp. (%)	10,9	24,0	0,0	100,0
Composition en *S. arbuscula* (%)	0,8	3,7	0,0	20,0
Densité d'individus dans la strate intermédiaire (nombre d'individus/ha)	23864,2	25223,7859	1851,9	149629,6
Couverture strate intermédiaire (%)	8,6	6,5320189	0,7	26,5
Nombre d'espèces clés au sein de la strate intermédiaire	1,1	0,3	1,0	2,0
Composition en *Artemisia* spp. (%)	4,8	7,7	0,0	33,1
Composition en *Alhagi pseudalhagi* (%)	0,2	0,8	0,0	4,3
Composition en *Peganum harmala* (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Couverture strate inférieure (%)	81,1	16,7423325	34,4	99,3
Indicateurs de services écosystémiques				
Biomasse racinaire dans les 10 premiers cm du sol (g/100 cm^3)	0,131	0,119	0,005	0,396
C/N du sol	21,3	10,6	12,0	54,1
Carbone stocké dans la biomasse arbustive (kg/ha)	2178,7	5123,7	0,0	25976,3
Conductivité électrique du sol (µS/cm)	82,0	64,9	38,9	340,0
Couverture des espèces d'intérêt pour l'alimentation (%)	2,8	6,2	0,0	23,1

Variables (n=30)	Moyenne	Ecart-type	Minimum	Maximum
Couverture des espèces d'intérêt pour l'énergie (%)	8,9	16,1	0,0	64,3
Couverture des espèces d'intérêt pour le pâturage (%)	10,4	14,4	0,0	64,4
Couverture des espèces d'intérêt pour les usages médicinaux (%)	0,0	0,1	0,0	0,3
Couverture des espèces esthétiques (%)	5,4	10,5	0,0	47,6
Couverture végétale (%)	18,9	16,7	0,7	65,6
Hauteur moyenne strate arbustive (m)	0,8	0,7	0,0	2,1
Houppier moyen strate arbustive (m^2)	1,5	2,0	0,0	7,9
Indice de Shannon	0,7	0,2	0,1	1,1
Masse de litière sèche (kg/ha)	922,1	1191,3	61,6	5487,8
Nombre d'arbres morts (nombre d'individus/ha)	18,1	33,3	0,0	128,0
Nombre d'espèces esthétiques	1,4	1,4	0,0	6,0
Qualité du fourrage - Amidon (% de la MS)	1,6	2,8	-6,4	6,6
Qualité du fourrage – digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière organique (% de la matière organique)	37,0	7,4	22,9	55,6
Qualité du fourrage – digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière sèche (% de la MS)	40,6	7,2	27,7	60,2
Qualité du fourrage – fibres brutes (% de la MS)	34,5	5,2	18,8	45,0
Qualité du fourrage – fibres au détergent acide (% de la MS)	41,3	7,3	21,3	55,8
Qualité du fourrage – fibres au détergent neutre (% de la MS)	62,8	6,6	40,7	73,0
Qualité du fourrage – lignine au détergent acide (% de la MS)	14,3	4,0	6,1	21,9
Qualité du fourrage – matières grasses brutes (% de la MS)	3,3	0,7	2,0	4,5
Qualité du fourrage – matières minérales (% de la MS)	12,2	5,5	6,0	31,4
Qualité du fourrage – matière sèche (%) (MS)	53,6	12,4	30,6	78,9
Qualité du fourrage – protéines brutes (% de la MS)	8,5	2,0	4,9	13,7
Qualité du fourrage - Sucres totaux (% de la MS)	3,1	1,5	0,3	7,8

Variables (n=30)	Moyenne	Ecart-type	Minimum	Maximum
Quantité de biomasse sèche disponible (kg/ha)	1308,7	767,0	295,9	3006,8
Richesse spécifique	21,6	6,5	8,0	34,0
Stock de carbone organique du sol (kg/ha)	15978,2	5976,2	5678,3	31414,7
Volume de bois (m^3/ha)	5,5	12,3	0,0	60,8
Volume moyen de sol retenu par la végétation (cm^3)	0,04	0,11	0,00	0,58

Annexe 4.10. Boxplot pour la comparaison de la composition en *Haloxylon persicum* (CpHP) en fonction des unité paysagère (UP)

Composition en *H. persicum*



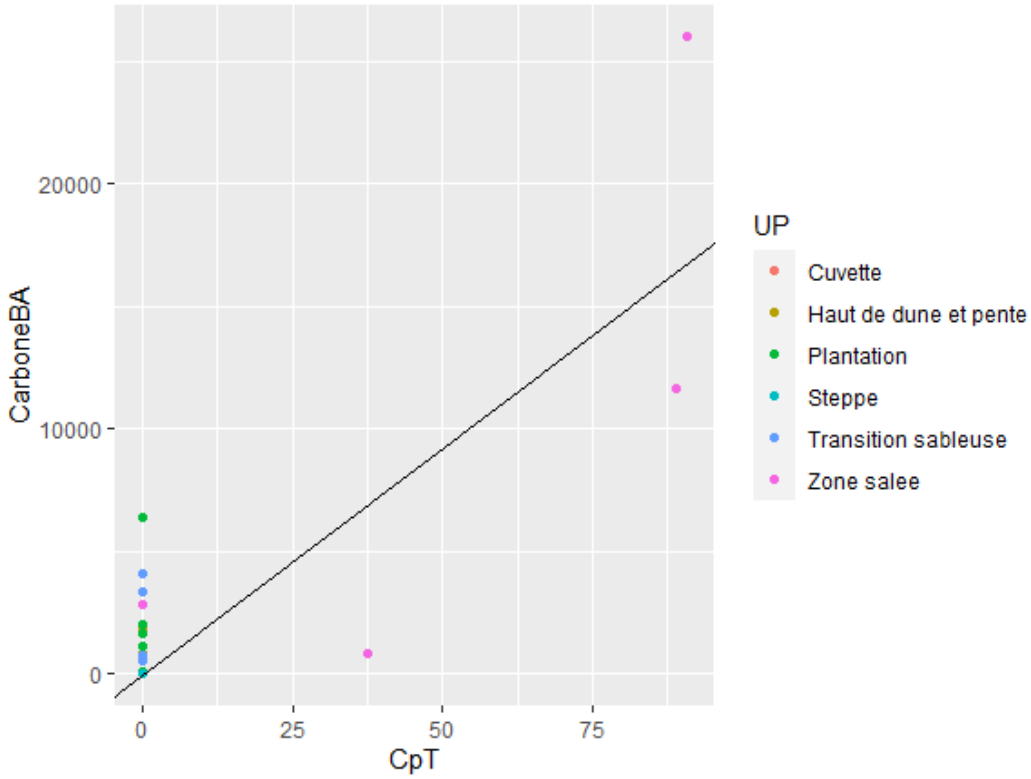
Annexe 4.11. Relations linéaires entre variables indicatrices de végétation explicatives et indicateurs de services écosystémiques expliqués, d'après l'analyse canonique des correspondances, dont les relations sont significatives d'après les tests de Kendall. En vert est indiquée la meilleure relation que nous avons gardée dans le corps principal du chapitre, sachant que la composition en *Tamarix* spp. peut être le meilleur modèle, mais ne peut être sélectionné car la régression n'est réalisée qu'à partir de trois points. La probabilité de l'ordonnée à l'origine calculée (Pr) est renseignée par R lors de la régression linéaire. Si la probabilité pour l'ordonnée à l'origine Pr > 0,1, nous pouvons considérer que l'ordonnée à l'origine est de 0. Les codes des significativités de la régression linéaire sont : *** = p-value <0,001 ; ** = p-value <0,01 ; * = p-value < 0,5 ; . = p-value < 0,1. « NS » signifie « non significatif »

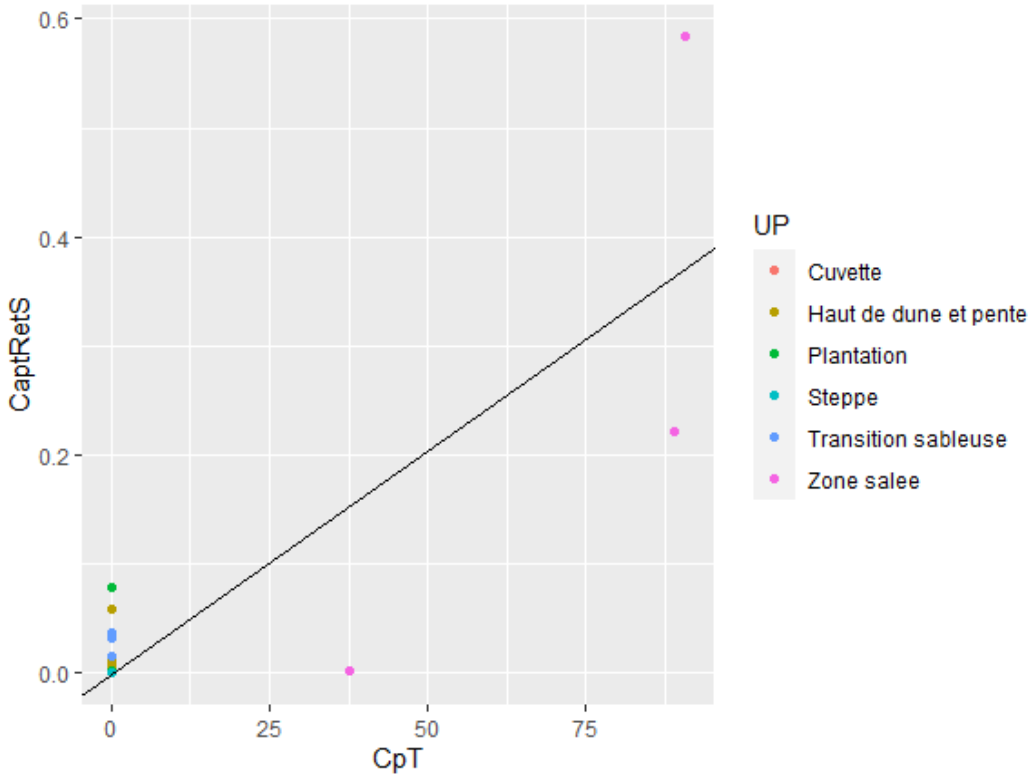
	Ordonnée à l'origine et probabilité	**Coefficient directeur**	**Corrélation r^2**	**p-value de la régression linéaire**
Carbone stocké dans la biomasse arbustive (kg/ha)				
Volume occupé par la strate arbustive (m^3/ha)	**-316 (Pr : 0,587) ⇨ 0**	**3,83**	**0,7269**	**< 0,001 *****
Couverture de la strate arbustive (%)	-141,41 (Pr : 0,86) ⇨ 0	225,69	0,5109	< 0,001 ***
Composition en *Tamarix* spp. (%)	**839,47 (Pr : 0,124) ⇨ 0**	**185,06**	**0,7182**	**< 0,001 *****
Densité dans la strate arbustive (nombre d'individus/ha)	706,51 (Pr = 0,57) ⇨ 0	3,84	0,1	0,09 .
Nombre d'espèces clés dans la strate arbustive	217,8 (Pr = 0,87) ⇨ 0	2028,5	0,11	0,069 .
Couverture de la strate inférieure et sol nu (%)	21076,92 (Pr : 2,16 e-07 ***)	-233,03	0,58	< 0,001 ***
Couverture des espèces d'intérêt pour l'énergie (%)				
Volume occupé par la strate arbustive (m^3/ha)	0,14 (Pr = 0,134) ⇨ 0	0,013	0,91	< 0,001 ***
Couverture de la strate arbustive (%)	**-1,17 (Pr = 0,0488 *)**	**0,98**	**0,97**	**< 0,001 *****
Composition en *Tamarix* spp. (%)	6,85 (Pr = 0,0233 *)	0,28	0,17	0,026 *
Densité dans la strate arbustive (nombre d'individus/ha)	-0,8 (Pr = 0,8) ⇨ 0	0,025	0,44	< 0,001 ***
Nombre d'espèces clés dans la strate arbustive	1,66 (Pr = 0,7) ⇨ 0	7,46	0,16	0,031 *
Couverture de la strate inférieure et sol nu (%)	79,07915 (Pr = 8,15 e-13 ***)	-0,87	0,82	< 0,001 ***

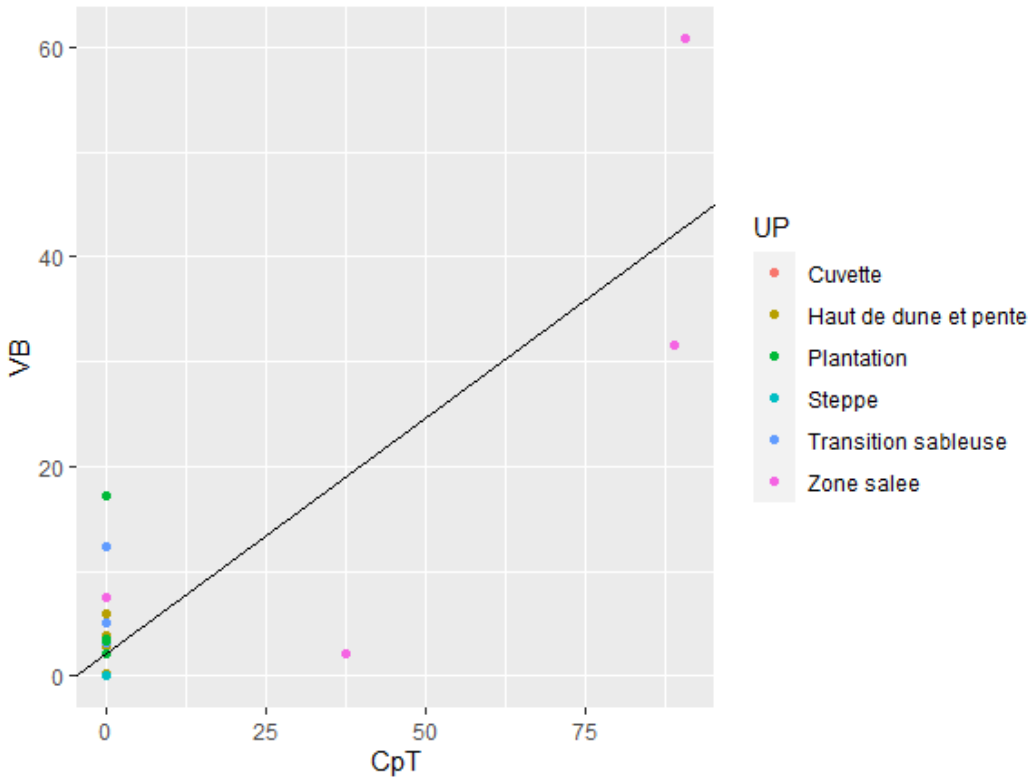
	Ordonnée à l'origine et probabilité	Coefficient directeur	Corrélation r^2	p-value de la régression linéaire
Houppier moyen strate arbustive (m^2)				
Volume occupé par la strate arbustive (m^3/ha)	**0,54 (Pr = 0,014 *)**	**0,0016**	**0,78**	**< 0,001 *****
Couverture de la strate arbustive (%)	0,51 (Pr = 0,058 .)	0,1	0,67	< 0,001 ***
Composition en *Tamarix* spp. (%)	1,12 (Pr = 0,00043 ***)	0,06	0,49	< 0,001 ***
Densité dans la strate arbustive (nombre d'individus/ha)	0,68 (Pr = 0,14) ⇨ 0	0,0023	0,22	0,0085 **
Nombre d'espèces clés dans la strate arbustive	0,32 (Pr = 0,51) ⇨ 0	1,27	0,29	0,0023 **
Couverture de la strate inférieure et sol nu (%)	9,93 (Pr = 6,01 e-11 ***)	-0,1	0,73	< 0,001 ***
Masse de litière sèche (kg/ha)				
Volume occupé par la strate arbustive (m^3/ha)	**297,47 (Pr = 0,0066 ***)**	**0,96**	**0,84**	**< 0,001 *****
Couverture de la strate arbustive (%)	308,89 (Pr = 4,95 e-08 ***)	59,65	0,66	< 0,001 ***
Composition en *Tamarix* spp. (%)	642,73 (Pr = 1,08 e-06 ***)	38,61	0,58	< 0,001 ***
Densité dans la strate arbustive (nombre d'individus/ha)	571,14 (Pr = 0,056 .)	0,92	0,1	0,082 .
Nombre d'espèces clés dans la strate arbustive	521,7 (Pr = 0,12) ⇨ 0	414,2	0,087	NS
Couverture de la strate inférieure et sol nu (%)	5677,17 (Pr = 8,83 e-10 ***)	-58,63	0,68	2,11 e-08 ***
Volume de bois (m^3/ha)				
Volume occupé par la strate arbustive (m^3/ha)	**-0,54 (Pr : 0,7) ⇨ 0**	**0,0093**	**0,73**	**< 0,001 *****
Couverture de la strate arbustive (%)	-0,05 (Pr = 0,98) ⇨ 0	0,54	0,5	< 0,001 ***
Composition en *Tamarix* spp. (%)	2,24 (Pr = 0,0807 .)	0,45	0,74	< 0,001 ***
Densité dans la strate arbustive (nombre d'individus/ha)	2,2 (Pr = 0,47) ⇨ 0	0,0086	0,086	NS

	Ordonnée à l'origine et probabilité	Coefficient directeur	Corrélation r^2	p-value de la régression linéaire
Nombre d'espèces clés dans la strate arbustive	0,53 (Pr = 0,87) ⇨ 0	5,16	0,13	0,054 .
Couverture de la strate inférieure et sol nu (%)	51,38 (Pr : 1,5 e-07 ***)	-0,57	0,59	< 0,001 ***
Volume moyen de sol retenu par la végétation (cm^3)				
Volume occupé par la strate arbustive (m^3/ha)	**-1,4e-02 (Pr = 0,37) ⇨ 0**	**7,62e-05**	**0,6**	**< 0,001 *****
Couverture de la strate arbustive (%)	-0,008 (Pr = 0,7) ⇨ 0	0,0042	0,38	< 0,001 ***
Composition en *Tamarix* spp. (%)	0,0063 (Pr = 0,71) ⇨ 0	0,0041	0,73	< 0,001 ***
Densité dans la strate arbustive (nombre d'individus/ha)	1,65e-02 (Pr = 0,56) ⇨ 0	5,02e-05	0,035	NS
Nombre d'espèces clés dans la strate arbustive	-0,0006 (Pr = 0,98) ⇨ 0	0,038	0,081	NS
Couverture de la strate inférieure et sol nu (%)	0,4 (Pr = 1,34e-05 ***)	-0,0045	0,46	< 0,001 ***
Nombre d'arbres morts (nombre d'individus/ha)				
Composition en *Calligonum* spp.	**7,68 (Pr = 0,13) ⇨ 0**	**0,96**	**0,48**	**< 0,001 *****

Annexe 4.12. Nuages de points pour le carbone dans la biomasse arbustive (kg/ha) (CarboneBA), le volume moyen de sol retenu au pied de la végétation (cm^3) (CaptRetS) et le volume de bois (m^3/ha) (VB) en fonction de la composition en *Tamarix* spp. (%) (CpT), et régressions linéaires. Les points sont colorés par unité paysagère. Se référer à l'**Annexe 4.11** pour les équations

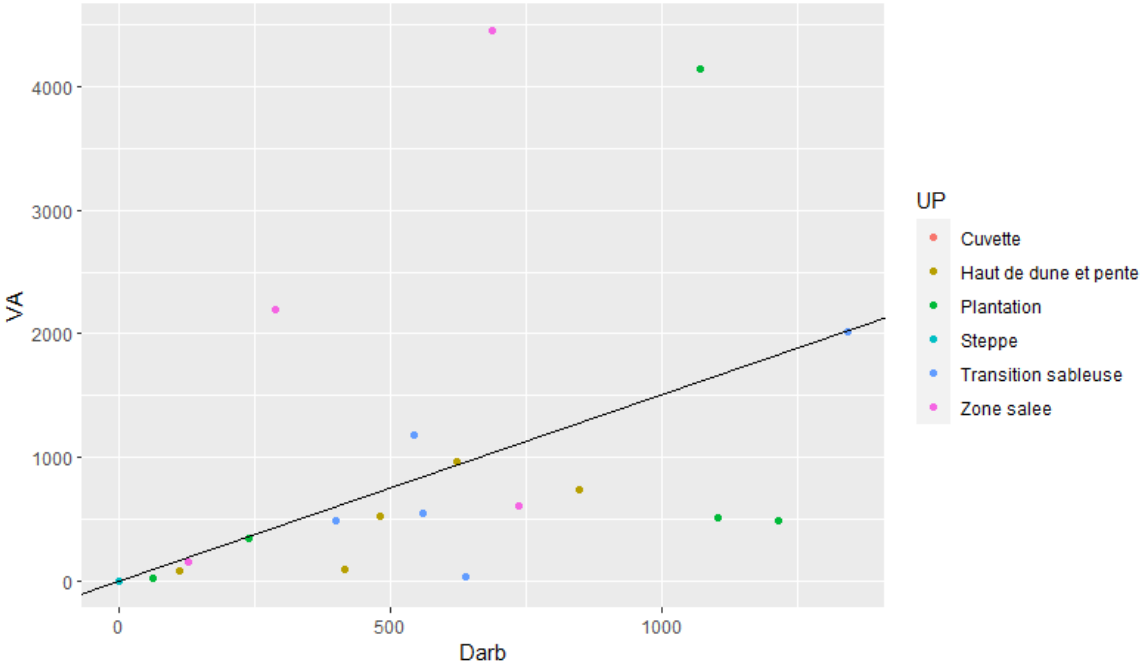


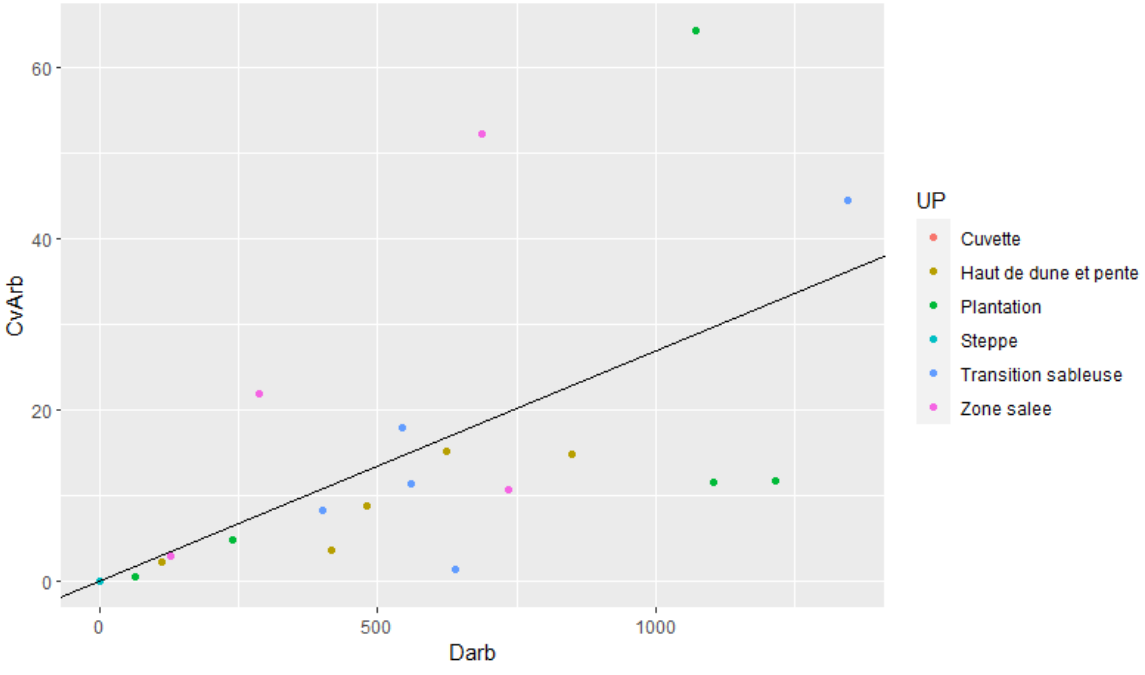


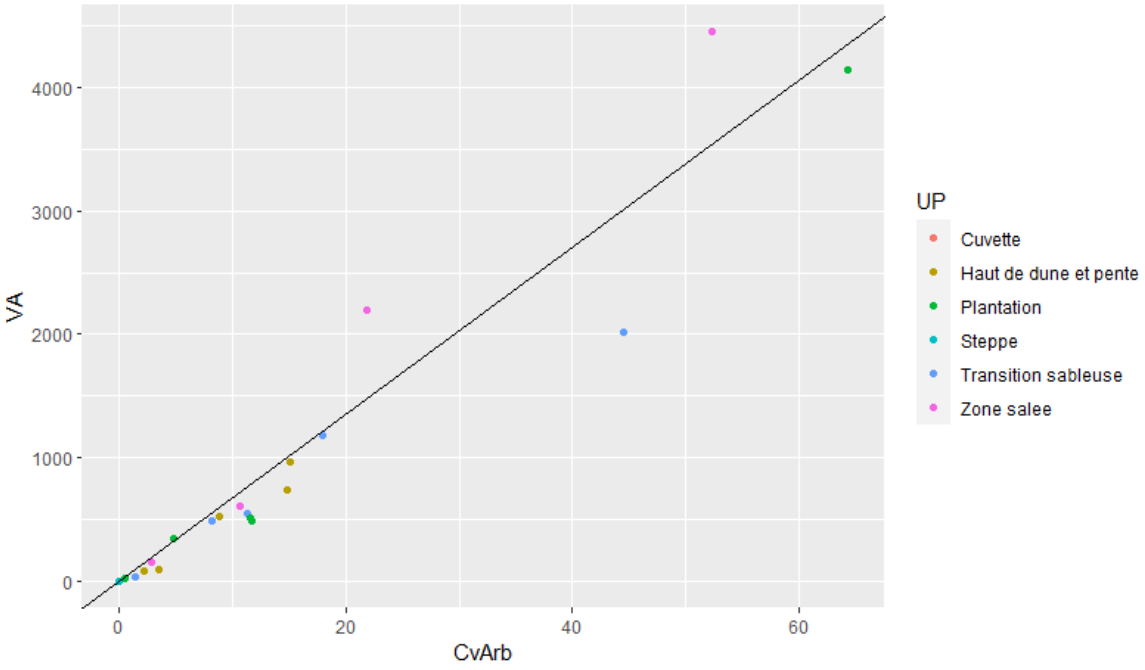

60
40
20
0
VB
0
25
50
75
CpT
UP
Cuvette
Haut de dune et pente
Plantation
Steppe
Transition sableuse
Zone salee

Annexe 4.13. Relations linéaires entre densité (nombre d'individus/ha) (Darb), couverture (%) (CvArb) et volume (m^3/ha) (VA) de la strate arbustive et graphiques des régressions linéaires

	Ordonnée à l'origine et probabilité	Coefficient directeur	Corrélation r^2	p-value de la régression linéaire
VA / Darb	75.5 (Pr = 0,77) ⇨ 0	1,51	0,31	0,0014 **
CvArb / Darb	-0,006 (Pr = 1) ⇨ 0	0,027	0,48	2,05 e-05 ***
VA / CvArb	-45,34 (Pr = 0,5) ⇨ 0	67,85	0,93	<2,2 e-16






VA
4000
3000
2000
1000
0
0
20
40
60
CvArb
UP
Cuvette
Haut de dune et pente
Plantation
Steppe
Transition sableuse
Zone salee

Références des annexes du Chapitre 4

Dawalibi, V., Monteverdi, M., Moscatello, S., Battistelli, A., Valentini, R., 2015. Effect of salt and drought on growth, physiological and biochemical responses of two Tamarix species. iForest 8, 772–779. https://doi.org/10.3832/ifor1233-007

Erkin, F., Dai, Y., Abdureyim, A., Huang, W.-Y., Tayir, M., 2022. Adaptation strategies of Tamarix ramosissima seedlings in the hinterland of Taklimakan Desert, China (preprint). In Review. https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-2017657/v1

FanJiang, Z., HaiFeng, G., Bo, L., Jie, Z., WenJuan, X., XiaoLei, Z., 2010. Characteristics of biomass allocation and root distribution of Tamarix ramosissima Ledeb. and Alhagi sparsifolia Shap. seedlings. Arid Land Geography 33, 59–64.

gbif, 2022. Tamarix ramosissima Ledeb. Search occurences. Global Biodiversity Information Facility. URL https://www.gbif.org/fr/species/174803370 (accessed 5.3.23).

gbif, 2020. Calligonum leucocladum (Schrenk) Bunge. Search occurences. Global Biodiversity Information Facility. URL https://www.gbif.org/species/6391706 (accessed 5.3.23).

Gintzburger, G., Toderich, K., Mardonov, B., Mahmudov, M., 2003. Rangelands of the arid and semi-arid zones in Uzbekistan, Hors Collection. CIRAD - ICARDA, Montpellier, France.

Horton, J.L., Clark, J.L., 2001. Water table decline alters growth and survival of Salix gooddingii and Tamarix chinensis seedlings. Forest Ecology and Management 140, 239–247. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00314-5

iNaturalist, 2023. Photos of Saltcedar. Filter by Place: Kazakhstan. iNaturalist. URL https://www.inaturalist.org/taxa/56015-Tamarix-ramosissima/browse_photos?place_id=7342 (accessed 5.3.23).

iNaturalist, 2015. Calligonum leucocladum (Schrenk) Bunge. Filter by place: Kazakhstan. iNaturalist. URL https://www.inaturalist.org/taxa/820881-Calligonum-leucocladum (accessed 5.3.23).

Li, C., Zhang, C., Luo, G., Chen, X., Maisupova, B., Madaminov, A.A., Han, Q., Djenbaev, B.M., 2015. Carbon stock and its responses to climate change in Central Asia. Glob Change Biol 21, 1951–1967. https://doi.org/10.1111/gcb.12846

McPherson, E.G., van Doorn, N.S., Peper, P.J., 2016. Urban tree database and allometric equations (No. PSW-GTR-253). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Albany, CA. https://doi.org/10.2737/PSW-GTR-253

Wang, W., Wang, R., Yuan, Y., Du, N., Guo, W., 2011. Effects of salt and water stress on plant biomass and photosynthetic characteristics of Tamarisk (Tamarix chinensis Lour.) seedlings. Afr. J. Biotechnol. 10. https://doi.org/10.5897/AJB11.1864

Yang, H., Wang, Z., Tan, H., Gao, Y., 2017. Allometric models for estimating shrub biomass in desert grassland in northern China. Arid Land Research and Management 31, 283–300. https://doi.org/10.1080/15324982.2017.1301595

Zhang, R., Ma, X., Wang, M., Lv, H., Zhu, C., 2016. Effects of salinity and water stress on the physiological and ecological processes and plasticity of Tamarix ramosissima seedlings. Acta Ecologica Sinica 36, 433–441. https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2016.09.006

ANNEXES DU CHAPITRE 5 - Evaluation multicritère de scénarios de compensation écologique dans les zones arides d'Asie Centrale

Annexe 5.1. Codes R de l'outil d'évaluation de scénarios de compensation écologique, développés par S. Taugourdeau (CIRAD)

Importation de tous les inputs (tableurs Excel)

```
##Importer  les inputs

library(readxl)
#install.packages("openxlsx")
library(openxlsx)

#on importe les 4 feuilles excel des inputs

zone=as.data.frame(read_excel("input.xlsx",sheet = "zone"))
pratique=as.data.frame(read_excel("input.xlsx",sheet = "pratique"))
zone_pratique=as.data.frame(read_excel("input.xlsx",sheet = "zone-pratique"))
servicepar=as.data.frame(read_excel("input.xlsx",sheet = "Service-par"))
service_in=as.data.frame(read_excel("input.xlsx",sheet = "service-in"))
normalisation=as.data.frame(read_excel("input.xlsx",sheet = "normalisation-services"))
aggregation=as.data.frame(read_excel("input.xlsx",sheet = "aggregation"))
acteur=as.data.frame(read_excel("input.xlsx",sheet = "acteur"))
accep=as.data.frame(read_excel("input.xlsx",sheet = "acceptation"))


AV=1.51;BV=0
AC=0.027;BC=0

source(file="Succes.R")
source(file="service.R")
source(file="accept-note.R")
source(file="economie.R")
```

Calcul du critère « succès »

```
#on crée notre tableau de résultat. Il comporte le même nombre de ligne qu'il y a de zone de compensation (nrow)
#et X colonnes (nombre à modifier en fonction du nombre d'outputs désirés)
succes=as.data.frame(matrix(nrow=nrow(zone_pratique),ncol=14));#### ajuster le nombre de colonnes en fonction du nombre
colnames(succes)= c("Zone","Pratique","DA","DDA1","DDA2","DDA3","DDA4","CH","VOLA","CA","CA1","CA2","CA3","CA4");
rownames(succes)=zone_pratique$Nom

#pour chaque ligne de la feuille "zone", donc pour chaque zone de compensation testée :
for (i in 1:nrow(zone_pratique)) {
  z=i
  ##### identification de la zone et de la pratique associée
  zpi=zone_pratique[i,]
  zi=zone[as.factor(zpi$Zone)==zone$Zone,] #on identifie la zone

  #on lie les pratiques de la feuille "zone-pratique" avec celles de la feuille "pratique"
  pz=pratique[as.factor(zpi$Pratique)==pratique$Pratique,]

  succes[z,1]=zi$Zone #la première colonne de notre output correspond à la zone
  succes[z,2]=pz$Pratique

  ##### Calculateur du succés de la pratiques
  ####impact paturage
  ipaz=1 #arbre
  iphz=1 #herbe
```

```
#si pas de clôture, alors possible impact du pâturage sur le succès
if(pz$C=="NO"){
  #en ce cas, prise en compte de la distance au village, DPZ= distance pâturage.
  #Pour DPZ, on prend le minimum entre la distance au village et la distance max d'impact du pâturage.
  DPZ=min(zi$DV,zi$DPM) # ?
  #taux de succès en fonction du pâturage ipaz / iphz en fonction de l'impact max du pâturage (IP),
  #la distance au village (DV) et le distance max du pâturage (DPM)
  ipaz=1-(zi$IPA*(1-(DPZ/zi$DPM)))
  iphz=1-(zi$IPH*(1-DPZ/zi$DPM))

}

#Calcul des succès :
#densité * taux de survie * qualité/10 * taux de succès en fonction du pâturage sur arbre ou impact sur herbe
#Calcul de la densité potentielle de plantation de l'espèce arbustive A1 selon le succès potentiel
A1PPi=pz$A1P*pz$A1S*(zi$QA1/10)*ipaz;
A2PPi=pz$A2P*pz$A2S*(zi$QA2/10)*ipaz
A3PPi=pz$A3P*pz$A3S*(zi$QA3/10)*ipaz
A4PPi=pz$A4P*pz$A4S*(zi$QA4/10)*ipaz

H1PPi=pz$H1P*pz$H1S*(zi$QH1/10)*iphz; #idem espèces herbacées
H2PPi=pz$H2P*pz$H2S*(zi$QH2/10)*iphz
H3ppi=pz$H3P*pz$H3S*(zi$QTf/10)*iphz;

DA1Ai=zi$DA1A+A1PPi #densité existante + plantée (espèce A1)
DA2Ai=zi$DA2A+A2PPi
DA3Ai=zi$DA3A+A3PPi
DA4Ai=zi$DA4A+A4PPi


#Calcul de la densité d'arbres potentielle apporté par la plantation totale (prise en compte de toutes les espèces)
DApi=A1PPi+A2PPi+A3PPi+A4PPi;

#Comparaison densité potentielle existante + plantée (DSAi + DTAi) et densité maximum de la zone (DAmax)
DAi=max(min((DA1Ai+DA2Ai+DA3Ai+DA4Ai),zi$DAmax),0);
#On prend la plus petite densité entre la densité potentielle existante + plantée et la densité maximum de la zone
#DAi = densité finale
#en soustrayant à la densité finale la densité initiale on obtient la densité effectivement apportée par la plantation
DAdi=DAi-zi$DA1A-zi$DA2A-zi$DA3A-zi$DA4A
A1Ai=zi$DA1A
A2Ai=zi$DA2A
A3Ai=zi$DA3A
A4Ai=zi$DA4A

if(DAdi>0){
  DA1AI=DAdi* A1PPi/(DApi)
  A1Ai=max(zi$DA1A+DA1AI,0)
  DA2AI=DAdi* A2PPi/(DApi)
  A2Ai=max(zi$DA2A+DA2AI,0)
  DA3AI=DAdi* A3PPi/(DApi)
  A3Ai=max(zi$DA3A+DA3AI,0)
  DA4AI=DAdi* A4PPi/(DApi)
  A4Ai=max(zi$DA4A+DA4AI,0)
}

succes[z,3]=DAi #densité finale sur la zone après plantation
succes[z,4]=A1Ai
succes[z,5]=A2Ai
succes[z,6]=A3Ai
succes[z,7]=A4Ai

CHpi=H1PPi+H2PPi+H3ppi;#Calcul de la couverture herbacées potentielle apporté par la plantation

#couverture herbacées potentielle : couverture herbacée plantée + couverture herbacées existante
CHi=max(min((CHpi+zi$CH),zi$Chmax),0)
CHipa=CHi
###interaction Arbre sur couverture herbacée
#si la densité d'arbre est supérieure à la densité max au delà de laquelle il y a impact sur les herbacées


 succes[z,8]=CHipa
if (succes[z,3]!=0){
  succes[z,9]=max(succes[z,3]*AV+BV,0);#volume
 succes[z,10]=max(succes[z,3]*AC+BC,0);#volume

  succes[z,11]=succes[z,4]/succes[z,3]
  succes[z,12]=succes[z,5]/succes[z,3]
    succes[z,13]=succes[z,6]/succes[z,3]
    succes[z,14]=  succes[z,7]/succes[z,3]
}
 if (succes[z,3]==0){
   succes[z,9]=0;#volume
   succes[z,10]=0;#volume

   succes[z,11]=0
   succes[z,12]=0
   succes[z,13]=0
   succes[z,14]= 0
 }


}

write.xlsx(succes,"succes.xlsx",colnames=TRUE)
```

Calculs des critères liés à la fourniture de services écosystémiques

```
#préparation des services
servicelist=levels(as.factor(servicepar$`nom-services`))
service_output=as.data.frame(matrix ( nrow=nrow(succes),ncol=ncol(service_in))); #creation du fichier de résultats
rownames(service_output)=rownames(succes)
colnames(service_output)=colnames(service_in)
service_output[,1]= succes$name

for (i in 1:nrow(succes)){
  z=zone_pratique[i,1]
zi=zone[as.factor(z)==zone$Zone,]
p=zone_pratique[i,2]
pz=pratique[as.factor(p)==pratique$Pratique,]
si=service_in[service_in$Zone==z,]


for ( s in 1:ncol(service_output)){
  sn=colnames(service_output)[s]
  sp=servicepar[servicepar$`nom-services`==sn,]
  #définition de l'UP  de la relation ( soit toute , soit une UP en cas précis)
  if(sp[1,3]!="ALL"){
    sp=sp[sp$UP==zi$UP,]
  }

  #Mode de calcul en fonction de la végétation
  if (sp[1,2]=="V")   {
    v=succes[i,colnames(succes)==sp$variable]
    service_output[i,s]=max(sp$a*v+sp$b ,0)

  }

  #mode de calcul en foction de la pratique.

  if (sp[1,2]=="P"){
    spp=sp[sp$variable==pz$Type,]
    vsi=si[,colnames(service_in)==sn]
    service_output[i,s]=max(spp$a*vsi+spp$b,0)
  }
  }


}
service_output2=cbind(zone_pratique$Nom,service_output)
write.xlsx(service_output2,"service-output.xlsx",colnames=TRUE)
```

```
##Normalisation
servicenor=service_output

for (i in 1: ncol(service_output)){

nser=colnames(service_output)[i]
norm=normalisation[normalisation$`Service-Nom`==nser,]
for(nzp in 1: nrow(servicenor)){
servicenor[nzp,i]=min((service_output[nzp,i]  -norm$min)/(norm$max-norm$min),1); #Normalisation du service.

  }
}
servicenor2=cbind(zone_pratique$Nom,servicenor)

write.xlsx(servicenor2,"service-normalise.xlsx",colnames=TRUE,rownames=TRUE)

#aggregationService
namesa=levels(as.factor(aggregation$`Service-agregation`))
agservice=as.data.frame (matrix(nrow = nrow(service_output),ncol=length(namesa)))
colnames(agservice)=namesa
S=split(aggregation,aggregation$`Service-agregation`)
for(ns in 1: length(namesa)){
namesvar=S[[ns]]
selectiin=subset(servicenor,select=namesvar$`Service-Nom`)
for(nzp in 1: nrow(selectiin)){
  agservice[nzp,ns]=weighted.mean(selectiin[nzp,],w=namesvar$Weight)
}
ns
}

agservice2=cbind(zone_pratique$Nom,agservice)
write.xlsx(agservice2,"service-aggregate.xlsx",colnames=TRUE)
```

```
#aggregation par acteur.

nameact=levels(as.factor(acteur$acteur))
actserv=as.data.frame (matrix(nrow = nrow(service_output),ncol=length(nameact)))
colnames(actserv)=nameact
Sact=split(acteur,acteur$acteur)
for(na in 1:length(nameact)){
  namesa=Sact[[na]]
  selectagg=subset(agservice,select=namesa$Servagg)
  for(nzp in 1: nrow(selectagg))  {
  actserv[nzp,na]= weighted.mean(selectagg[nzp,],w=namesa$Weight)
  }
}

actserv=cbind(zone_pratique$Nom,actserv)
write.xlsx(actserv,"service-acteur.xlsx",colnames=TRUE)
```

Calcul du critère acceptabilité sociale

```
acc_note=as.data.frame(matrix(nrow=nrow(zone_pratique),ncol=4))
colnames(acc_note)=c(colnames(zone_pratique),"note")

acc_note[,1:3]=zone_pratique

for (i in 1:nrow(zone_pratique)) {

  ##### identification de la zone et de la pratique associée
  zpi=zone_pratique[i,]
  zi=zone[as.factor(zpi$Zone)==zone$Zone,] #on identifie la zone

  pz=pratique[as.factor(zpi$Pratique)==pratique$Pratique,]
ap=accep[accep$Nom==pz$Type,]

acc_note[i,4]=pz$Note

if (ap$Variable=="S"){
  v=zi$SU;#la variable est la surface
}
if(ap$Variable=="D"){
  v=zi$DV; #la variable est la distance
}

if (v<ap$Vmin){
  an=ap$anotemin  #la variable en dessous de la
}
  if(v>ap$Vmax){
    an=ap$anotemax
  }

  if(v>ap$Vmin & v<ap$Vmax){

 an=  ( (v-ap$Vmin)/(ap$Vmax-ap$Vmin)) *(ap$anotemax-ap$anotemin)

  }
acc_note[i,4]=pz$Note+an
}


write.table(acc_note,"acceptation_note.csv",sep="\t")
```

Calcul du critère coût économique (non utilisé dans le chapitre 5)

```
###Coût économique
CE_note=as.data.frame(matrix(nrow=nrow(zone_pratique),ncol=4))
colnames(CE_note)=c(colnames(zone_pratique),"Eco")

CE_note[,1:3]=zone_pratique

for (i in 1:nrow(zone_pratique)) {

zpi=zone_pratique[i,]
zi=zone[as.factor(zpi$Zone)==zone$Zone,] #on identifie la zone

pz=pratique[as.factor(zpi$Pratique)==pratique$Pratique,]

CE=pz$Couta*zi$SU+pz$CoutB


CE_note[i,4]=CE
}

write.xlsx(CE_note,"eco.xlsx",colnames=TRUE)
```

Annexe 5.2. Description détaillée du fonctionnement de l'outil d'évaluation des scénarios de compensation écologique et de ses modules de calculs

Cette annexe fait partie intégrante de la section **5.2.3** du **chapitre 5**. Le code couleur suit celui de la **Figure 1** du chapitre.

Le succès d'un scénario de compensation écologique

Les inputs

Le succès d'une pratique est obtenu en liant les informations sur la zone considérée pour sa mise en place et les informations sur la pratique, grâce à l'étape **Zone x Pratique**.

Une **zone** est définie par : son **nom** (Zone) ; sa **surface** (SU) ; sa **distance au village** (DV) : son appartenance à une **unité paysagère** (UP) ; sa végétation initiale décrite via la **densité initiale en arbustes**, pour quatre espèces d'arbustes différentes maximum (DA1A – DA4A) et la **couverture initiale de la strate intermédiaire et inférieure** (CH) (voir **chapitre 4** pour la définition des strates) toutes espèces confondues ; la **densité maximum d'arbustes** (DAmax) et la **couverture maximum de la strate intermédiaire et inférieure** (Chmax) pour la zone considérée ; une note sur 10 pour des espèces d'arbustes et herbacées. Cette note reflète la « qualité » de la zone pour une espèce considérée, **et donc son potentiel de compensation écologique** : l'espèce ne poussera pas si la note est de 0, tandis qu'une note de 10 indique des conditions de croissance parfaites (la potentialité pour quatre espèces d'arbustes (QA1 – QA4) et trois espèces d'herbacée (QH1 – QH3) est renseignable dans le fichier zone) ; l'**impact du pâturage sur les herbacées** (IPH) **et les espèces arbustives** (IPA), un pourcentage d'arbustes et d'herbacées qui est consommé par le bétail ; et **distance maximum parcourue par le bétail des habitations les plus proches pour pâturer** (DPM), au-delà de laquelle il n'y a plus d'impact du pâturage car trop éloignée pour le bétail.

Dans le fichier **pratique**, trois variables sont utilisées : la **densité de plantation de chaque espèce arbustive** (A1P-A4P) et la **couverture plantée des espèces herbacées** (H1P – H3P) ; le **taux de survie des plantules** des espèces arbustives (A1S – A4S) et herbacées (H1S – H3S). Le taux de survie doit dès cette étape être renseigné en intégrant des modalités tels que l'arrosage, la plantation de plants ou de graines, etc., et en considérant que la pratique est effectuée dans une zone avec la plus adaptée possible ; et la **présence ou non de clôtures** (C).

Le calcul des succès

Le **calcul** du **succès** de la pratique est effectué en plusieurs étapes :

(i) **L'impact final du pâturage sur une espèce** (ipaz ou iphz s'il s'agit d'un arbuste ou d'une herbacée) : s'il y a une clôture, alors l'impact final du pâturage est nul. Sinon, il est calculé en fonction de l'impact du pâturage sur les arbustes (IPA) ou les herbacées (IPH), et selon la distance parcourue par le bétail pour pâturer (DPZ). DPZ correspond à la plus petite distance entre le village le plus proche (DV) (le bétail se déplace à partir du village) et la distance maximum parcourue par le bétail (DPM) :

$$DPZ = \min(DV, DPM)$$

$$ipaz\ ou\ iphz = 1 - (IPA\ ou\ IPH) \times (1 - \frac{DPZ}{DPM})$$

(ii) **La densité potentiellement apportée d'arbuste** (APP) en fonction du de la densité plantée (AP), le taux de survie des plantules (AS), la potentialité de la zone pour l'espèce (QA) et l'impact final du pâturage (ipaz). **Pour chaque espèce i** considérée dans la pratique :

$$APPi = APi \times ASi \times \frac{QAi}{10} \times ipaz$$

(iii) **La densité finale** (DA) pour les arbustes : la **densité potentielle d'une espèce après pratique** (Dapi) est calculée par la somme de l'apport potentiel de chaque espèce i (APPi) à la densité déjà existante de l'espèce i sur la zone (DAiA). La somme des densités potentielles de chaque espèce (Dapi) est comparée à la densité maximum d'arbustes (DAmax). **La densité finale** (DA) correspond le minimum entre les deux, car la densité finale ne peut excéder la densité maximum de la zone :

$$DA = min\left(\left(\sum_{i=1}^{n=4} Dap_i\right), DAmax\right)$$

(iv) La **densité effectivement apportée** (Dad) est calculée par la soustraction entre la densité finale (DA) et la somme de la densité initiale de chaque espèce arbustive i initialement présente sur la zone (DAiA) :

$$Dad = DA - \sum_{i=1}^{n=4} DAiA$$

(v) Il est ensuite nécessaire de calculer la **densité finale de chaque espèce i** (AiA) par rapport à cette densité maximale et la densité initiale de l'espèce i sur la zone, tout en considérant la densité des autres espèces arbustives plantées. La densité potentiellement

apportée de l'espèce i (APPi), rattachée à la densité totale potentiellement apportée (Dap), doit être rapportée à la densité totale effectivement apportée (Dad). A ceci doit s'ajouter la densité initialement présente de l'espèce i (DAiA) :

$$AiA = \frac{APPi \times Dad}{Dap} + DAiA$$

(vi) A partir de la densité finale de chaque espèce et de la densité totale finale, il est possible d'évaluer la composition finale de chaque espèce arbustive d'intérêt i (CAi) :

$$CAi = \frac{AiA}{DA}$$

(vii) Des calculs similaires sont effectués pour la **couverture finale de la strate intermédiaire et inférieure.**

Les outputs de succès sont **la densité finale** (DA, nombre d'individus/ha) accompagnée de **la densité finale de chaque espèce arbustive** (A1A – A4A, nombre d'individus/ha) et/ou **la couverture finale de la strate intermédiaire et inférieure** (CH, %) (petites ligneuses, herbacées pérennes et annuelles), ainsi que la **composition finale en espèce arbustive d'intérêt** (CA1 – CA4, %). A partir des modifications de densité d'arbustes, **le volume** (m3/ha) et **la couverture de la strate arbustive** (%) sont également calculées en se basant sur les relations établies au préalable entre la densité dans la strate arbustive et ces deux variables.

La fourniture potentielle de services écosystémiques et son évaluation par les différents acteurs concernés par la compensation écologique

Les inputs

Deux méthodes sont possibles pour l'évaluation de la fourniture en SE : basée sur la végétation (V), ou basée sur la pratique (P). En effet, tous les indicateurs de SE ne sont pas forcément liés aux caractéristiques de la végétation (**voir chapitre 4**). L'outil se base sur l'input décrivant les **liens entre indicateurs et végétation / pratique**. Il comprend une **liste d'indicateurs**, et pour chaque indicateur la **méthode d'estimation** (V/P), la **variable sur laquelle repose l'estimation** de l'indicateur (densité (DA), couverture (CA), volume (VOLA) ou encore la composition en une espèce arbustive i (CAi)) dans le cas où l'estimation repose sur la végétation, ou le nom de la pratique si son estimation repose sur celle-ci) et l'**unité paysagère dans laquelle est effectuée la pratique.** Les **coefficients a et b des relations linéaires Y = aX + b** (Y étant l'indicateur de SE et X la variable sur laquelle se base son estimation) doivent également être renseignés par l'utilisateur, selon des données à sa disposition.

L'outil utilise également l'input décrivant les **SE initiaux d'une zone** : pour chaque zone, le **niveau initial de chaque indicateur de SE** doit être inscrit par l'utilisateur.

Pour la normalisation et l'agrégation des indicateurs de SE, l'outil se base sur un input de **normalisation** : pour chaque indicateur de SE, **un minimum** et **un maximum** sont définis. En dessous du minimum, l'indicateur normalisé sera de 0 et au-dessus du maximum, il sera de 1. Entre les deux, la relation est linéaire. L'étape suivante utilise un input d'**agrégation par SE** : **chaque indicateur de SE est lié à un ou plusieurs SE** et un **poids doit être attribué à chaque indicateur pour chaque SE** (étape de pondération).

L'étape d'évaluation de la fourniture des SE par les différents types d'acteurs se base sur un input d'**agrégation par type d'acteur**. Celui-ci comporte pour chaque SE **un poids par type d'acteur** qui reflète son attente vis-à-vis du SE.

Calcul de la fourniture de services écosystémiques à partir des indicateurs et évaluation par les différents acteurs

Les étapes de **calcul** de la **fourniture potentielle de SE** puis de son **évaluation par les différents acteurs** sont les suivantes :

(i) L'**évaluation de chaque indicateur de SE bruts après une pratique de compensation écologique dans une zone**. Pour une évaluation basée sur la végétation, la variable (DA, VOLA, CA, CAi) est issue de l'évaluation du succès de la pratique. La relation linéaire est du type :

$$Indicateur\ de\ SE = a\ \times (DA\ ou\ VOLA\ ou\ CA\ ou\ CompAi) + b$$

Pour une évaluation basée sur la pratique, l'effet de celle-ci est calculé à partir des indicateurs de SE initialement présent dans la zone :

$$Indicateur\ de\ SE = a\ \times Indicateur\ de\ SE\ initial + b$$

(ii) **Normalisation des indicateurs de SE bruts :** pour un indicateur, ses valeurs minimales et maximales attribuées deviennent respectivement 0 et 1. Les valeurs intermédiaires prennent une valeur normalisée entre 0 et 1 en fonction des valeurs minimale et maximale.

(iii) **Evaluation de la fourniture potentielle des services écosystémiques :** les **indicateurs bruts normalisés sont agrégés** en fonction des poids donnés par l'utilisateur aux indicateurs de SE pour chaque service. Pour le niveau de fourniture du SE1 composé des indicateurs A, B, C dont les poids affectés sont respectivement p_a, p_b et p_c :

$$SE1 = p_a \times indicateur\ A + p_b \times indicateur\ B + p_c \times indicateur\ C$$

(iv) **Evaluation de la fourniture des SE par les différents acteurs** : les SE sont agrégés en fonction du poids attribué par l'utilisateur aux SE pour chaque type d'acteur. Pour le **niveau de « satisfaction »** d'un type d'acteur 1 par rapport à la fourniture d'un ensemble de n SE (SE 1, …, SE n), dont les poids assignés sont p_1, …, p_n :

$$Niveau\ de\ satisfaction\ du\ type\ d'acteur1 = \sum_{i=1}^{n} p_i \times SEi$$

Les outputs sont **la fourniture potentielle de chaque SE** et **l'évaluation de cette fourniture par les différents types d'acteurs concernés par la compensation écologique.** Si besoin d'une évaluation d'un ou de plusieurs indicateurs précise et chiffrée (par exemple, le carbone potentiellement stocké dans le sol et/ou la biomasse), l'utilisateur pourra utiliser se référer à un l'output intermédiaire comportant le **niveau de chaque indicateur de SE brut après compensation**. L'évaluation des SE est donc normalisée et ne dépend pas de la surface de la zone de compensation. Pour prendre en compte cette surface, des calculs supplémentaires seront nécessaires et réalisés dans le présent chapitre.

L'acceptabilité sociale

Les inputs

L'évaluation de l'acceptabilité sociale repose sur l'input **pratique**, qui comprend une **note d'acceptabilité sociale** (Note)

Elle se base également sur l'input **zone** qui comporte les informations que la **distance au village le plus proche** (DV) et la **surface de la zone** (SU), deux modalités qui peuvent avoir un effet sur l'acceptabilité sociale.

Enfin, l'input de **l'acceptabilité des modalités** est utilisé par l'outil : pour chaque pratique, l'utilisateur doit renseigner la **modalité impactante** (D/S), selon si son acceptabilité sociale est influencée par la distance au village (D) ou par la surface de la pratique (S). Le **minimum** (min) et le **maximum** (max) acceptés de la modalité impactante sont également indiqués (donc, la surface minimum et maximum acceptée, ou la distance au village minimum et maximum acceptée). Ils sont liés **chacun à un score** (anotemin et anotemax, respectivement) qui jouera positivement ou négativement sur l'acceptabilité sociale finale. Ces scores peuvent prendre une valeur positive comme négative.

Le calcul de l'acceptabilité sociale finale d'un scénario de compensation écologique en fonction de la localisation et de la surface

Le **calcul** de l'évaluation de **l'acceptabilité sociale finale de la pratique de compensation écologique** (Note finale) est le suivant, à partir de la note initiale d'acceptabilité sociale de la pratique (Note) et du score (an) qui dépend de la valeur prise par la modalité impactante (D/S) :

$$Note\ finale = Note + an$$

- Si la valeur de la modalité impactante est inférieure à son minimum accepté, an = anotemin
- Si la valeur de la modalité impactante est supérieure à son maximum accepté, an = anotemax
- Si la valeur de la modalité impactante est comprise entre son minimum et son maximum accepté, alors an est défini selon une relation linéaire entre anotemin et anotemax

L'output est l'évaluation de **l'acceptabilité sociale d'une pratique de compensation écologique dans une zone donnée**.

Le coût total

Les inputs

Pour le calcul du coût d'un scénario de compensation écologique, l'outil se base sur l'input **pratique** qui comporte le coût de la pratique à l'hectare sous la forme Y = aX + b (Y est le coût à l'hectare, X la surface, « b » les coûts fixes et « a » le coût à l'hectare de la pratique). Il utilise également l'input **zone** qui renseigne la surface (SU), donc X.

Le calcul du coût total d'un scénario de compensation écologique

Le calcul du **coût total** d'un scénario est **calculé** simplement comme suit :

$$Coût\ total = Coût\ à\ l'hectare \times SU + Coûts\ fixes$$

Annexe 5.3. Paramétrage des données d'entrée de l'outil d'évaluation des scénarios de compensation écologique

Cette annexe fait partie intégrante du paragraphe **5.2.4** du **chapitre 5**.

1/ Paramétrage des zones

Nous avons paramétré onze zones (Z1 – Z11, voir le tableau en **Annexe 5.5**) pour tester au moins deux types de sites par unité paysagère naturelle étudiée. L'unité paysagère désert de Muyunkum (M) regroupe les cuvettes et les hauts de dune et pentes, justement parce que les mines sont situées sur les deux unités à la fois. Cette unité paysagère comporte une troisième zone (Z7) qui correspondra à la mine. Le tableau des valeurs prises dans l'input zone est disponible en **Annexe 5.5**. Pour les informations sur les espèces initiales de chaque unité paysagère et les valeurs utilisées pour les paramètres nécessitant des calculs, voir l'**Annexes 4.1 du chapitre 4 et l'Annexe 5.4 de ce chapitre**.

Dans le cadre de la compensation écologique au Kazakhstan, nous reprenons les espèces définies comme d'intérêt dans le **chapitre 4**. Les espèces arbustives 1 à 4 sont respectivement *Haloxylon persicum* (C.A. Mey.) Bunge, *Haloxylon ammodendron* (C.A. Mey) Bunge, *Tamarix* spp. et *Calligonum* spp. Nous avions récolté moins de données sur l'espèce d'intérêt *Salsola arbuscula* Pall. par rapport aux quatre autres espèces, nous ne l'intégrons donc pas dans l'évaluation. Pour les strates intermédiaire et inférieure, H1 correspond à *Artemisia* spp., H2 à *Alhagi pseudalhagi* (M. Bieb) Desv. et H3 au trèfle. Ce dernier est également défini comme intéressant par rapport aux entretiens menés pour l'identification des SE, puis pour l'évaluation de l'acceptabilité sociale des pratiques de compensation (voir **chapitres 2** et **3**).

La **potentialité de compensation écologique**, au regard de la potentialité des zones pour chacune de ces espèces naturelles (donc, sauf pour le trèfle), est calculée en considérant leur couverture moyenne dans sa strate, et dans l'unité paysagère correspondant à la zone de compensation. Par exemple, pour *H. ammodendron* dans la zone salée : sa composition moyenne dans la strate arbustive était de 33 %, et la couverture moyenne de la strate arbustive était de 18 %. Sa couverture moyenne est donc de 6 %, d'où une potentialité de la zone premièrement estimée à 0,6 pour cette espèce dans les zones de compensation situées dans la zone salée. En procédant ainsi, les notes obtenues sont, pour toutes les espèces naturelles, comprises entre 0 et 0,8. Pour obtenir une note sur 10, nous considérons que 0 est 0, et que 0,8 correspond à 10. Suivant cette relation, nous obtenons les notes finales des zones pour chaque espèce.

Concernant la **végétation initiale des zones**, la **densité initiale des individus arbustifs** est calculée en multipliant la densité moyenne de la strate arbustive dans l'unité paysagère correspondante avec de leur composition respective dans cette unité. Par exemple, pour *H. persicum* dans la zone de transition sableuse : la densité moyenne inventoriée était de 700 individus/ha, et la composition de *H. persicum* de 23%. Sa densité initiale est donc de 150 individus/ha dans les zones de compensation situées dans la transition sableuse. Pour la **végétation maximum** des zones, la **densité maximum** potentielle des arbustes est affectée selon la densité maximum inventoriée dans l'unité paysagère dans laquelle est située la zone de compensation. Les densités sont arrondies aux valeurs inférieures ou supérieures pour avoir des valeurs de type 50, 100, 150, 200, etc.

Concernant la **distance au village le plus proche**, nous attribuons des distances vraisemblables, estimées approximativement grâce à l'utilisation du logiciel Google Earth Pro (Google, 2021).

Les **surfaces des zones** ne vont pas réellement impacter le succès, qui est défini par une densité d'arbustes et qui est donc rapporté à l'hectare, ou par une couverture (%) d'herbacées (**Annexe 5.2**). Elles ne vont pas non plus influencer l'évaluation des SE puisque celle-ci est normalisée (**Figure 1** du **chapitre 5** et **Annexe 5.2**). Néanmoins, nous faisons tout de même varier les surfaces à travers les différentes zones définies car elle a un effet sur l'acceptabilité sociale des pratiques de type plantation : d'après le **chapitre 3**, les plantations sous forme de petits patchs sont mieux acceptées que les plantations à grande échelle. La surface sera donc la modalité impactant l'acceptabilité sociale (**Annexe 5.2**) pour ce type de pratique.

Eléments d'informations pour le paramétrage des zones Z1 et Z2 dans les piémonts

Nous voulons comparer une **petite zone proche du village** (Z2) avec une **zone plus importante mais plus éloignée du village** (Z1), tout en gardant à l'esprit que dans l'unité paysagère piémont, moins vaste que d'autres unités, les villages ne seront jamais très éloignés des sites potentiels de compensation. En termes de **végétation initiale**, seule l'*Artemisia* spp. (Espèce H1) était naturellement présente dans les piémonts. Le trèfle est quant à lui habituellement cultivé dans les piémonts dans le district de Sozak (**chapitre 2, chapitre 4**) : nous indiquons donc une valeur assez importante pour **la potentialité de Z1 et Z2 pour sa culture**, mais non maximale car de l'entretien est nécessaire. Pour être en mesure de tester une zone presque entièrement couverte par la végétation et une autre à moitié recouverte, Z1 comporte une **couverture initiale** de la strate intermédiaire et inférieure de 90%, et Z2 de 50%. La valeur n'est pas inférieure à 50% car les piémonts étaient riches en végétation avec très peu de sol nu. Par conséquent, leur **couverture maximale** est de 100%. Enfin, les piémonts ne semblaient pas

surpâturés, mais servent tout de même de pâturage pour bétail, surtout des villages des piémonts. Nous indiquons donc un **impact du pâturage** modéré (0,5). Concernant la **distance parcourue par le bétail** pour pâturer, nous nous basons sur le fait que dans les piémonts, le bétail pâture beaucoup autour des villages, et avons donc indiqué 10 km.

Eléments d'informations pour le paramétrage des zones Z3 et Z4 dans la steppe

Nous testons **une grande zone de plusieurs milliers d'hectares** (pour une plantation forestière à grande échelle par exemple) **à 15 km d'un village** (Z3), et une **zone plus petite mais plus proche des villages** (Z4). Concernant la **végétation initiale**, seule l'espèce d'intérêt *Artemisia* spp. (Espèce H1) avait été inventoriée dans la steppe. Toutefois, la sous-unité paysagère plantation, localisée dans la steppe, démontrait qu'une plantation d'*H. ammodendron* (Espèce H2) pouvait fonctionner (**chapitre 4**). Nous attribuons donc la note de 5 à **la potentialité des zones pour la plantation d'*H. ammodendron*** : la plantation a certes fonctionné, démontrant la capacité de ce milieu à accueillir cette espèce, néanmoins, l'espèce n'était pas naturellement présente dans la steppe d'après nos inventaires. Le trèfle est également cultivé dans la steppe du district de Sozak (**chapitre 2, chapitre 4**). Par rapport aux piémont, l'unité est plus sèche et peut nécessiter plus d'irrigation et d'intrants, d'où une **potentialité des zones Z3 et Z4** moitié moins importante que les piémonts **pour la culture du trèfle.** La steppe comportait beaucoup de sol nu. Les deux zones comportent donc une **couverture initiale** des strates intermédiaire et inférieure faible (5 à 10%), et une **couverture potentielle maximum** de 50% seulement. La **densité maximale d'arbustes** est calquée sur la densité maximum inventoriée dans la strate arbustive de l'unité paysagère plantation. La steppe était par ailleurs très pâturée, expliquant peut-être sa densité de végétation plus faible. L'**impact du pâturage** est donc considéré important (0,9). Concernant la **distance parcourue par le bétail**, nous avons indiqué 25 km car nous avions observé des chameaux dans les zones de plantation, situées à cette distance environ des villages les plus proches.

Eléments d'informations pour le paramétrage des zones Z5, Z6 et Z7 dans le désert de Muyunkum

Nous considérons une zone avec **une grande surface et éloignée des villages** (Z5), une **petite zone plus proche des villages** (Z6), ainsi qu'une **zone qui correspondrait à une mine** (Z7) et permettra également d'établir un **scénario de *baseline*** pour la fourniture des SE. Dans cette unité paysagère, nous avions inventorié *H. persicum* (Espèce A1), *Calligonum* spp. (Espèce A4) et *Artemisia* spp. (Espèce H1) qui sont donc intégrées dans la **végétation initiale** des zones. Par ailleurs, le désert de Muyunkum comportait une partie non négligeable de sol nu, mais tout de même moins importante que la steppe. Nous attribuons donc à la **couverture maximum** des strates intermédiaire et inférieure une valeur de 75%. Aussi, nous considérons donc une

couverture initiale de ces strates de 50 %. L'**impact du pâturage** est plutôt faible car le désert de Muyunkum est éloigné des villages. Il est certes utilisé comme pâturage d'hiver, mais seulement par les éleveurs qui ont les moyens d'embaucher des bergers. Une valeur de 0,2 est donc attribuée. Puisqu'il s'agit d'un pâturage d'hiver, nous nous appuyons pour la distance parcourue par le bétail sur une étude menée en 2019 en Mongolie. Les mêmes espèces : chameaux, chevaux, vaches, chèvres et moutons étaient élevées. L'étude avait été menée dans des pâturages plutôt utilisés l'hiver dans le désert de Gobi. Elle suggérait que le bétail pouvait parcourir jusqu'à 30 km par jour, valeur que nous affectons donc à la **distance parcourue par le bétail**.

Eléments d'informations pour le paramétrage des zones Z8 et Z9 dans la zone salée :

Nous choisissons d'attribuer à Z8 **une petite surface et une proximité aux villages** : la zone salée est proche des villages de Tatsy et Shu notamment. Nous affectons à Z9 **une grande surface et une distance aux villages un peu plus importante**. Concernant la végétation initiale, *H. ammodendron* (Espèce A2), *Tamarix* spp. (Espèce A3), *Artemisia* spp. (Espèce H1) et *A. pseudalhagi* (Espèce H2) avaient été inventoriées dans la zone salée. Celle-ci était plutôt similaire au désert de Muyunkum concernant la couverture de la strate intermédiaire et de la strate inférieure. Nous attribuons donc les mêmes valeurs de **couverture initiale** et de **couverture finale.** L'**impact du pâturage** est assez fort car il s'agit d'une zone pâturée par le bétail des villages situés au bord de la rivière Shu. La charge de pâturage semblait plus importante que dans le piémont, mais tout de même moins que dans la steppe. Nous donc attribuons la valeur de 0,7. Concernant la **distance parcourue par le bétail**, nous considérons le fait le bétail pâture beaucoup autour des villages proches. Nous avons donc indiqué 10 km.

Eléments d'informations pour le paramétrage des zones Z10 et Z11 dans la zone de transition sableuse

Nous choisissons d'attribuer à Z10 **une grande surface** et à Z11 **une plus petite surface**. Nous faisons légèrement varier la **distance aux villages** entre les deux zones. Nous avions inventorié *H. persicum* (Espèce A*1), H. ammodendron* (Espèce A2), *Calligonum* spp. (Espèce A4) et *Artemisia* spp. (Espèce H1), qui sont donc incluses dans la **végétation initiale**. La zone de transition sableuse était également similaire au désert de Muyunkum concernant la couverture de la strate intermédiaire et de la strate inférieure. Nous attribuons donc les mêmes valeurs de **couverture initiale** et de **couverture finale.** L'**impact du pâturage** est moindre par rapport aux unités paysagères à directe proximité des villages (steppe, piémont, zone salée). Nous lui attribuons donc la valeur de 0,3. D'après nos entretiens (**chapitre 2**), la transition sableuse fait partie de la « Zone sableuse », utilisée en pâturage d'hiver. Comme pour le désert de Muyunkum, nous prenons la valeur de 30 km pour la **distance parcourue par le bétail**.

2/ Les pratiques

Les pratiques sont au nombre de neuf (P1 – P9, voir le tableau en **Annexe 5.6**). Ces pratiques combinées à certaines des zones renseignées précédemment seront des scénarios de compensation écologique à évaluer. Pour les valeurs utilisées pour la paramétrisation de certaines variables, voir l'**Annexes 4.1 du chapitre 4** et **l'Annexe 5.4 de ce chapitre.**

La **survie des plantations** des espèces d'intérêt est calculée et renseignée à partir de différentes études existantes. Nous faisons la moyenne des valeurs des taux de survie ainsi relevées dans la littérature pour les espèces (ou le genre) concernées :

- Pour *H. persicum* et *H. ammodendron*, nous avons utilisé des études sur les taux de survie d'*H. ammodendron* (Mülhenberg *et al.*, 2006 ; Salmukhanbetova *et al.*, 2021 ; Song *et al.*, 2021 ; Zhang *et al.*, 2016 ; Zhu et Jia, 2011). La moyenne des valeurs de taux de survie relevées dans ces études est de 47%.

- Pour *Tamarix* spp., la moyenne des valeurs relevées dans la littérature (Byambadorj *et al.*, 2021 ; Cao et Song, 2012 ; Zhang *et al.*, 2016) est 62%.

- Pour *Calligonum* spp., la moyenne des valeurs issues de la littérature (Fan *et al.*, 2018 ; Zhang *et al.*, 2016) est égale à 15%.

- Pour les autres espèces naturelles, la valeur assignée est 0,5 par défaut. Pour le trèfle, nous renseignons la valeur de 1, considérant que les techniques sont acquises pour cultiver le trèfle, et que toutes les questions d'irrigation etc. sont intégrées.

Les **notes d'acceptabilité sociale** sont d'abord issues des classements des pratiques (**chapitre 3**). Le classement est inverse aux notes : un classement de 7 revient à une note de 0, et le meilleur classement, 1, équivaut à une note de 6. Par exemple, le point d'eau a une note de 2,2 (**chapitre 3**), arrondi à 2 : sa note est 5. Pour certaines pratiques, il faut également prendre en compte les espèces plantées. La note de la culture fourragère (P7, **Annexe 5.6**) ne change pas car le trèfle fait partie des modalités favorites (**chapitre 3**). La note initiale est légèrement modifiée pour certaines plantations hors village : les pratiques P5 et P6 voient leur note initiale diminuer un peu car elles comportent des espèces non favorites (**chapitre 3**). Nous supposons qu'aucune des plantations hors village ne sont irriguées, auquel cas leurs notes diminueraient fortement (**chapitre 3**). De même, pour les autres types de pratique, nous supposons que leurs modalités sont parmi les plus acceptées (culture de trèfle irriguée, etc., voir **chapitre 3**).

Les **valeurs de coût fixe et coût variable** à l'hectare de chacune des pratiques sont nulles dans notre cas, car nous n'avons pas réalisé d'étude économique des pratiques. Toutefois, d'autres utilisateurs pourront tout à fait renseigner ces paramètres.

La pratique P1 : défriche pour le scénario mine

La pratique P1 correspond à la mise en place d'une mine. Par conséquent, la densité ou couverture de plantation sont négatives : on enlève la végétation existante. Pour les espèces arbustives, la « densité enlevée » (-1500) est le négatif d'une valeur surestimée de la densité maximum inventoriée (1344). Il s'agit d'être sûr qu'aucune végétation initiale ne reste après la mise en place de la pratique. Pour la couverture de la strate intermédiaire et inférieure, il suffit donc d'indiquer -100 puisque la couverture maximale ne peut excéder 100%.

La pratique P2 : la baseline des zones de compensation

La pratique P2 sert à établir un état initial de la zone en termes de services écosystémiques. Nous avons bien sûr déjà le niveau initial des SE en inputs (**Figure 1 du chapitre 5**), toutefois ces derniers doivent être agrégés pour que nous puissions comparer la fourniture des SE sur une zone après pratique, avant pratique, et estimer si la différence entre les deux permet de compenser les SE impactés par la mise en place de la mine (pratique P1). La pratique *baseline* n'apporte aucune modification sur la végétation, n'a pas de clôture, ne coûte rien, et sa note d'acceptabilité sociale n'est pas importante.

Les pratiques P3 à P6 : plantation en dehors des villages

Ces quatre pratiques correspondent à des plantations en dehors des villages, de type enrichissement forestier, restauration de pâturages, ou bien s'apparentant à l'unité paysagère plantation. Les plantations d'arbustes, dont de saxauls (P3 à P6, **Annexe 5.6**), sont celles qui correspondent le plus à la compensation écologique requise pour la compensation écologique des mines dans le désert de Muyunkum (voir **chapitre 1**). Les pratiques P3 et P4 permettent de comparer la plantation des deux espèces de saxauls. La pratique P5 testera l'impact d'une clôture par comparaison à des scénarios intégrant la pratique P4. La pratique P6 servira à évaluer des scénarios avec une plantation multi-espèces arbustives. Les densités de plantation indiquées pour les pratiques P3, P4 et P5 sont proches des densités de plantation requises en Asie Centrale. La pratique P6, outre sa multi-spécificité, permettra également d'évaluer des scénarios avec des densités de plantation moins importantes.

La pratique P7 : culture de trèfle

Une culture de trèfle nécessite d'abord d'enlever la végétation présente, d'où des densités et couvertures de plantation négative pour les espèces naturelles initiales. On considère par ailleurs que le trèfle sera planté sur toute la surface offerte par la zone de compensation.

Les pratique P8 et P9 : sans plantation des espèces d'intérêt pour la compensation écologique

La création du puit (P8) et d'une réserve naturelle (P9) n'impliquent pas de plantation, d'où des densités et couvertures de plantation nulles. Toutefois, la réserve naturelle (P9) nécessite la mise en place de clôtures. Leur succès est de 1 par défaut.

3/ Les indicateurs de services écosystémiques initiaux

Pour paramétrer les indicateurs initiaux de chaque zone, nous prenons les valeurs moyennes de chaque indicateur pour l'unité paysagère qui inclut la zone de compensation. Par exemple, la zone 1 est dans les piémonts : pour sa richesse spécifique initiale, nous prenons la valeur moyenne de cet indicateur calculée dans les piémonts. Pour les valeurs moyennes des indicateurs dans les piémonts, voir **l'Annexe 4.1 du chapitre 4**. Pour les autres unités paysagères, voir **l'Annexe 5.4 du présent chapitre**. Le paramétrage des indicateurs de SE initiaux de chacune des zones de compensation est disponible en **Annexe 5.7**. Notons que par rapport aux indicateurs étudiés dans le **chapitre 3**, nous avons dédoublé l'indicateur BSD - quantité de biomasse sèche disponible (kg/ha) – pour « BSDelev », qui participera au SE des animaux d'élevage et leurs produits, et « BSDbiodiv » qui indiquera le SE maintien des populations et des habitats (**Annexe 5.7**).

4/ Les liens entre indicateurs de service écosystémique, végétation et pratiques

Pour chaque indicateur de SE doit être renseignée une relation linéaire de type Y = aX + b. Le paramétrage des relations indicateurs de SE – végétation ou indicateurs de SE – pratique pour chaque indicateur est disponible en **Annexe 5.8**. Pour les moyennes des indicateurs utilisées pour déterminer certains des coefficients, voir **l'Annexe 4.1 du chapitre 4** et **l'Annexe 5.4 du présent chapitre.**

Pour rappel, seuls sept indicateurs de SE avaient effectivement une relation significative avec la végétation : le houppier moyen de la strate arbustive (m^2), la masse de litière sèche

(kg/ha), le carbone stocké dans la biomasse arbustive (kg/ha), le volume de bois (m^3/ha), le nombre d'arbres morts (nombre d'individus/ha), la couverture des espèces d'intérêt pour l'énergie (%) et le volume moyen de sol retenu par la végétation (cm^3) (voir **chapitre 4**). Dans notre cas, l'évaluation des autres indicateurs ne peut donc pas se baser sur les modifications des caractéristiques de la végétation après compensation.

Pour ces sept indicateurs de SE, nous renseignons que le **type de variable explicative** est la végétation (V), puis **la variable X qui prédit le mieux l'indicateur de SE** (voir **chapitre 4**). Dans notre cas, il s'agit soit du volume occupé par la strate arbustive (m^3/ha), la couverture de la strate arbustive (%) ou de la composition en *Calligonum* spp. (%). Les **coefficients a et b** sont issus des résultats du **chapitre 4**.

Pour tous les autres indicateurs, le **type de variable explicative** est la pratique qui sera mise en place (P). **La variable X** est la valeur initiale de l'indicateur de SE dans la zone de compensation (voir section précédente). Les **coefficients a et b** dépendent du type de pratique (plantation, point d'eau, etc.). Ainsi pour chacun de ces indicateurs, il faut paramétrer une relation $Y = aX + b$ pour chaque type de pratique possible.

Lien entre indicateurs de SE et la pratique défriche (D)

La défriche est définie par une coupe de la végétation. Par conséquent, **tous les indicateurs de SE en rapport avec la végétation** (richesse spécifique, carbone stocké dans la biomasse arbustive, indicateurs de qualité fourragère, etc.) ne peuvent qu'être nuls après la mise en place de cette pratique. **Les coefficients a et b sont donc nuls.**

Les trois indicateurs restants sont liés aux sols : **C/N, stock de carbone organique (kg/ha) et conductivité électrique (µS/cm)**. Nous souhaitons donc savoir si la défriche peut influencer ces trois indicateurs. Pour cela, nous vérifions s'ils ont un niveau significativement différent dans l'unité paysagère mine (caractérisée par la coupe de la végétation, voir **Annexe 4.1 du chapitre 4**) et dans les unités initiale (hauts de dunes et pentes, et cuvettes : la mine est située au sein de ces unités paysagères qui témoignent donc des conditions avant la coupe de la végétation, voir **Annexe 5.4**). Nous comparons donc les moyennes de ces indicateurs entre mine et hauts de dunes et pentes, puis entre mine et cuvettes, grâce à un test de Student sur R (R Core Team, 2022). A partir de nos données, les résultats du test ne montrent aucune différence significative. Nous supposons donc que la défriche n'affecte pas significativement le C/N, le stock de carbone organique et la conductivité électrique du sol. Ainsi, nous affectons pour les trois indicateur un **coefficient a = 1 et un coefficient b nul** : ces indicateurs de SE ne seront pas impactés à la suite d'une défriche.

Lien entre indicateurs de SE et la pratique baseline (BS)

La *baseline* sert à évaluer la fourniture des SE (donc les indicateurs de SE agrégés) avant la mise en place d'une pratique. Par conséquent, les indicateurs de SE restent à leur état initial. Le coefficient **a = 1 et b = 0**.

Lien entre indicateurs de SE et la pratique point d'eau (E)

Le point d'eau aura un impact sur l'accès à l'eau, mais pas sur les indicateurs de SE ciblés à travers l'outil d'évaluation. Par conséquent, le **coefficient a est de 1 et le coefficient b est nul** : les indicateurs de SE initiaux ne sont pas modifiés après la mise en place de la pratique.

Lien entre indicateurs de SE et la pratique culture fourragère (CF)

La culture de trèfle suppose qu'il n'y aura plus qu'une espèce sur la zone de compensation. Ainsi, la **richesse spécifique est constante et de 1** (coefficients a = 0 et b =1). L'**indice de Shannon** d'une zone composée d'une seule espèce est nul : **les coefficients a et b sont donc nuls**.

Il n'y aura plus d'arbustes ou de strate intermédiaire puisque la zone nécessite une coupe de la végétation avant mise en culture : les indicateurs **hauteur moyenne de la strate arbustive** (m) et **couverture végétale permanente** (%) deviendront donc nuls (**coefficients a=0 et b=0**). De même, il n'y aura plus **d'espèce d'intérêt pour l'alimentation, les usages médicinaux ou encore d'espèces esthétiques**. L'indicateur de **quantité de biomasse sèche disponible pour le SE de maintien des populations et des habitats** (BSDbiodiv) est également nul car la biomasse disponible ne le sera pas pour la faune sauvage. Ainsi, les indicateurs liés à ces critères sont également nuls après la mise en place d'une culture fourragère (**coefficients a=0 et b=0**).

Au contraire, la **couverture d'espèce d'intérêt pour le pâturage** (bien qu'il s'agisse ici d'un fourrage récolté) est de 100% après la mise en place de culture fourragères (**a=0 et b=100**).

Pour **tous les autres indicateurs de SE**, nous effectuons de nouveau un test de Student sur le logiciel R (R Core Team, 2022) pour comparer les moyennes des indicateurs entre les unités paysagères culture et piémont, et entre culture et steppe, puisqu'il s'agit des deux zones où sont cultivés les fourrages (voir **chapitre 2**, **chapitre 4**). Notons que pour l'indicateur quantité de biomasse sèche disponible (kg/ha) (pour les animaux d'élevage, « BSDelev »), nous avons indiqué pour l'unité culture les rendements du melitot officinal (*sweet clover* en anglais) au Kazakhstan (le terme « trèfle » était utilisé en entretien. Nous n'avons pas encore déterminé s'il s'agissait de *Trifolium* spp. ou de *Melitotus officinalis* (L) Lam.) à partir de l'étude de Chen *et al.*, (2022). Les résultats des tests sont disponibles en **Annexe 5.9**.

- **Si les moyennes des indicateurs ne sont pas significativement différentes entre culture et piémont et entre culture et steppe**, alors nous considérons que la pratique n'affecte pas ces indicateurs : le **coefficient a = 1 et le coefficient b = 0**.

- **Pour les autres indicateurs**, nous utilisons **le rapport entre la moyenne des unités piémonts et/ou steppe et la moyenne de l'unité culture**. Par exemple : la moyenne de la quantité de biomasse sèche disponible pour les animaux d'élevage (BSDelev) (kg/ha) dans les piémonts est de 1319 kg/ha, dans la steppe de 366 kg/ha, et elle est de 13472 dans les zones de cultures (à partir des données de Chen *et al.*, (2022)). Dans l'unité culture, l'indicateur est donc 10 fois plus importants que dans les piémonts, et 36 fois plus important que dans la steppe. Puisque nous évaluons la fourniture potentielle de SE, nous prenons la valeur maximum. Le coefficient a est donc égal à 36 (et le coefficient b est nul).

- L'indicateur **Amidon** (%MS) comportait des valeurs négatives dans la steppe, donnant lieu à un coefficient a négatif. Pour cet indicateur seulement, nous avons donc renseigné par défaut la valeur moyenne dans la culture pour le coefficient b, et un coefficient a nul.

Lien entre indicateurs de SE et la pratique réserve naturelle (R)

Nous considérons un accès restreint à la réserve naturelle, comme c'est le cas dans la réserve naturelle de Karatau dans le district de Sozak : les troupeaux, par exemple, ne peuvent y pâturer. Par conséquent, **tous les indicateurs qui sont en rapport avec des SE d'approvisionnement** (quantité de biomasse sèche disponible (kg/ha) pour les animaux d'élevage (BSDelev), les différents indicateurs de qualité fourragère, la couverture des espèces d'intérêt pour les usages médicinaux (%), etc.) deviennent nul après mise en place de la pratique. En effet, la protection d'une zone, si l'accès est restreint, implique une restriction des SE d'approvisionnement (Souza *et al.*, 2021) (et peut également restreindre l'accès à des SE culturels (Souza *et al.*, 2021), mais ce n'est pas le cas pour ceux de notre étude, liés à la valeur de leg, d'existence ou d'esthétisme, et qui ne nécessitent pas de se rendre sur un lieu en particulier). **Les coefficients a et b sont donc nuls**.

Les réserves naturelles contribuent au **maintien des populations et des habitats**, mais également au **contrôle des taux d'érosion des sols** et à la **régulation de la composition chimique de l'atmosphère** (Quintas-Soriano *et al.*, 2016). Par défaut, nous indiquons donc un **coefficient a = 2** pour chaque indicateur qui contribuent à ces services. Pour l'indicateur C/N, nous affections au **coefficient a la valeur de 0,5** car il participe inversement au SE de maintien des populations et des habitats : en effet, il s'agit d'un proxy pour l'alimentation de la faune du sol.

Plus le rapport est faible, plus la faune du sol a potentiellement une source de nutriments (voir **chapitre 4**).

Pour **les autres indicateurs** (nombre d'espèces esthétiques, couverture des espèces esthétiques (%), conductivité électrique du sol (µS/cm)), nous considérons que la réserve naturelle n'a pas d'effet : le **coefficient a est de 1.**

Lien entre indicateurs de SE et la pratique plantation (PH)

Afin de renseigner les coefficients a et b pour la pratique de plantation, nous nous référons à l'unité paysagère plantation. Bien que celle-ci soit une plantation d'*H. ammodendron* seulement, il s'agit pour le moment de notre unique référence à la pratique. Nous comparons les moyennes des indicateurs dans cette unité paysagère avec celles de l'unité paysagère steppe, puisque la plantation y a été réalisée (**chapitre 4**). Ainsi, nous vérifions sur quel indicateur de SE la pratique plantation pourrait avoir un effet. De nouveau, nous réalisons un test de Student sur grâce au logiciel R (R Core Team, 2022). Les résultats du test sont disponibles en **Annexe 5.10** et montrent que la majorité des **moyennes ne sont pas significativement différentes entre la steppe et la plantation.** La plantation n'affectera donc pas leur niveau initial : **le coefficient a = 1, et b=0**.

Les moyennes sont significativement différentes uniquement pour la **hauteur moyenne de la strate arbustive** (m), la **quantité de biomasse sèche disponible** (kg/ha), le **rapport C/N** et le **stock de carbone organique du sol** (kg/ha). Pour ces quatre indicateurs, nous procédons comme pour la culture fourragère, en calculant le **rapport de leur moyenne dans la plantation et dans la steppe** pour attribuer une valeur au **coefficient a**.

La **hauteur moyenne de la strate arbustive** (m) est nulle dans la steppe, car elle ne comporte pas d'arbuste. Nous avons donc affecté par défaut la **valeur moyenne de l'indicateur dans les plantations au coefficient b**, et une **valeur nulle au coefficient a**.

5/ Normalisation des indicateurs de services écosystémiques

La normalisation des indicateurs de SE nécessite d'indiquer le minimum et le maximum pour chaque indicateur (le minimum deviendra 0 et le maximum deviendra 1). Les valeurs indiquées dépendent des indicateurs considérés. Le paramétrage de l'input normalisation des indicateurs de SE comportant les valeurs minimums et maximums indiquées pour chaque indicateur est disponible en **Annexe 5.11**. Les valeurs minimales et maximales inventoriées/mesurées/calculées et utilisées pour déterminer les minimum et maximum des

indicateurs en vue de leur normalisation sont disponibles en **Annexe 4.1 du chapitre 4** et **Annexe 5.4 du présent chapitre**.

Les **indicateurs de qualité fourragère** disponibles ne sont finalement pas tous utilisés pour évaluer le SE de plantes sauvages pâturées par les animaux d'élevage, ou de plantes cultivées consommées par les animaux d'élevage. Ce sont les indicateurs protéines brutes (%MS) et digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière sèche (%MS) qui ont un impact positif sur l'estimation de la production de viande et de lait, et les indicateurs lignine au détergent acide (%MS), fibres au détergent acide (%MS) (pour le calcul de la cellulose = NDF - ADF), et matière minérale (%MS) qui ont un impact négatif. Un total de cinq indicateurs sont donc utilisés.

- Pour les **protéines brutes** et la **digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière sèche** (%MS) : nous assignons au minimum la valeur de 0 car nous considérons la possibilité de zone sans végétation (après défriche, par exemple). Leur maximum correspond à la valeur maximale calculées.

- Nous procédons à l'inverse pour la **matière minérale**, les **fibres au détergent acide** et la **lignine au détergent acide** (%MS) : puisqu'elles participent inversement au SE, nous affectons la valeur minimale (0) à leur maximum et la valeur maximale calculée à leur minimum.

Nous rectifions ici les **coefficients a et b** (**section précédente**) de ces trois indicateurs en lien avec la pratique défriche (P1) et la pratique réserve naturelle (P10). Puisque ces deux pratiques impliquent respectivement une zone sans végétation et une zone non accessible au pâturage, alors tous les indicateurs de qualité fourragère doivent être nuls après la mise en place des pratiques. Or, pour ces trois indicateurs pour qui une valeur faible augmente, par le processus de normalisation, la qualité fourragère, nous aurions finalement l'effet inverse. Donc, pour les pratiques défriche et réserve naturelle, nous corrigeons leurs coefficients : **a = 0 et b = maximum attribué dans l'étape de normalisation**. Par exemple, la valeur maximale mesurée de matière minérale (%MS) et arrondie à la dizaine supérieure est 40. Cette valeur est donc attribuée au minimum dans l'input de normalisation (**Annexe 5.11**). Nous l'affectons également au coefficient b pour le lien entre matières minérales (%MS) et les pratiques défriche et réserve naturelle (avec a = 0). Ainsi, après une défriche, l'indicateur matière minérale (%MS) prend d'office la valeur du coefficient b = 40, donnant bien lieu à un niveau normalisé des matières minérales de 0.

- Concernant **les six autres indicateurs de qualité fourragère** qui ne seront pas agrégés : la valeur minimum est 0 et le maximum est la valeur maximale mesurée, que leur effet soit positif ou négatif sur le SE des plantes sauvages pâturées par les animaux d'élevage.

Le **rapport C/N** participe inversement à sa valeur au SE de maintien des populations et des habitats, de leg et d'existence (**chapitre 4**). Ainsi, nous affectons à son minimum la valeur maximale mesurée. A l'inverse, son maximum correspond à la valeur minimale mesurée. Nous procédons de même avec la **conductivité électrique du sol** (µS/cm) qui participe inversement à la régulation de la qualité des sols (plus exactement, la salinité des sols) (**chapitre 4**) : plus elle est élevée, plus la salinité du sol est importante. Pour cet indicateur exceptionnellement, nous ne prenons pas la valeur maximale, qui est de 485 dans les zones de cultures. En effet, il s'agit d'une valeur bien trop élevée par rapport à nos autres mesures, et qui fausserait notre évaluation des SE : si la conductivité électrique du sol ne s'approche que rarement de 400-500 µS/cm, alors nous aurons un SE de régulation de qualité des sols toujours presque maximum (puisqu'une valeur minimale indique une faible salinité des sols et donc une bonne régulation de leur qualité). Nous indiquons le maximum mesuré dans la zone salée du sud de la rivière Shu, qui est caractérisée par la salinité de ses sols.

Pour tous les autres indicateurs de SE, concernant les **valeurs minimums** :

- Puisque nous considérons la possibilité d'une zone sans végétation (via la pratique défriche notamment), alors **tous les autres indicateurs qui sont en rapport avec la végétation** ont une valeur minimale de 0. Il y a deux exceptions : pour le houppier moyen de la strate arbustive (m^2) et le volume de bois (m^3/ha). Leurs valeurs minimales sont respectivement 0,54 et 2,24, dues au coefficient b issu du **chapitre 4**.

- Pour le **stock de carbone organique du sol** (kg/ha), nous assignons au minimum la valeur minimale mesurée/calculée.

Pour leurs **valeurs maximums** paramétrées :

- Tous **les indicateurs qui concernent le pourcentage d'une surface** (couverture d'espèces esthétiques, couverture d'espèce d'intérêt pour l'énergie, etc.) ont potentiellement une valeur maximale de 100% donc un maximum de 100.

- Pour **les indicateurs restants**, nous assignons au maximum la valeur maximale inventoriée/mesurée/calculée.

Toutes les valeurs renseignées sont arrondies à la dizaine, la centaine, etc. inférieure (pour le minimum) et supérieure (pour le maximum) en fonction de l'ordre de grandeur de la valeur concernée, excepté pour l'indice de Shannon, la hauteur moyenne de la strate arbustive (m) et la biomasse racinaire dans les 10 premiers cm du sol (g/100 cm^3). En effet, une hauteur moyenne des arbustes de 10 m, un indice de Shannon de 10 et une biomasse racinaire de 10 g/100 cm^3 sont bien trop élevés et sont des valeurs aberrantes. Pour ces trois indicateurs, nous arrondissons simplement au chiffre supérieur (par exemple : l'indice de Shannon maximum était de 1,1 : nous arrondissons à 2 et non à 10).

6/ Agrégation des indicateurs par service

Les SE ciblés dans notre étude sont, pour rappel : plantes sauvages pâturées par les animaux d'élevage (comprend également le SE plantes cultivées consommées par les animaux d'élevage. Les deux SE participent au service final : animaux élevés et leurs produits), plantes sauvages pour l'alimentation, fibres et autres parties des plantes sauvages pour des usages directs ou non (usages médicinaux), plantes sauvages pour l'énergie, contrôle des taux d'érosion, maintien des populations et des habitats (associé aux SE caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur de leg, et caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur d'existence), régulation de la qualité des sols (plus exactement, réduction de leur salinité), régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans, caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique (**chapitre 4**). Chaque service écosystémique ciblé dans notre étude est composé d'un ou plusieurs indicateur(s) pour son évaluation (**chapitre 4**). L'agrégation de ces indicateurs par SE nécessite une étape de pondération des indicateurs. Le paramétrage de l'agrégation des indicateurs par SE est disponible en **Annexe 5.12 de ce chapitre.**

Notons que pour les **indicateurs de qualité fourragère**, seuls les cinq indicateurs protéines brutes, digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière sèche, matière minérale, fibres au détergent acide et lignine au détergent acide sont agrégés (tous en %MS). L'estimation individuelle des autres indicateurs de qualité fourragère sera toutefois disponible dans l'output d'**évaluation des indicateurs bruts**.

L'agrégation des indicateurs peut être réalisée de différentes manières : basée sur une expertise scientifique, sur une détermination sociétale (selon des décideurs politiques ou une étude sociale menée en amont), ou sur un traitement statistique, par exemple une Analyse en Composantes Principales (ACP) (Blanc *et al.*, 2008). La deuxième proposition est celle que nous utiliserons dans la section suivante pour l'agrégation par type d'acteurs. Pour l'agrégation des

indicateurs de SE, nous effectuons une ACP par SE, en nous appuyant sur nos données d'indicateurs toutes unités paysagères confondues. Il s'agit d'une méthode communément utilisée pour la pondération d'indicateurs en vue de leur agrégation (voir par exemple : Biswas *et al.* (2022), Kearney *et al.* (2019), et Silva-Olaya *et al.* (2022)).

Certains **SE ne sont composés que d'un indicateur** (**chapitre 4**). Dans ce cas-là, la pondération n'est pas nécessaire et l'indicateur unique se voit attribuer un **poids de 1**. Aussi, si **deux indicateurs seulement composent un SE** (**chapitre 4**), alors ces indicateurs ont chacun un **poids de 0,5** (Silva-Olaya *et al.*, 2022).

Pour les autres SE, la pondération via l'ACP comporte plusieurs étapes : une ACP est d'abord effectuée avec le logiciel R (R Core Team, 2022), grâce au package FactoMineR (Lê *et al.*, 2008). Cette étape permet de cibler et de ne garder les composantes principales (facteurs, axes, dimensions) qui expliquent la majorité de la variance (valeur propre > 1, variance individuelle > 10%, et variance cumulée des composantes retenues > 60%, voir **Annexe 5.13**). Une fois le nombre de composantes déterminé, nous réalisons une « rotation » sur le nombre d'axes retenus, qui permet de minimiser le nombre d'indicateurs ayant une charge importante sur les axes retenus, la situation idéale étant d'avoir un indicateur par axe après la rotation (Lolli et Di Girolamo, 2015 ; Nicoletti *et al.*, 2000 ; OECD *et al.*, 2008). La rotation est effectuée grâce au package psych (Revelle, 2023) sur R également (R Core Team, 2022). Nous obtenons d'une part les **charges factorielles** (« *factor loadings* ») de chaque indicateur sur chaque axe factoriel retenu et d'autre part **la variance expliquée** par chaque composante retenue après rotation. Le carré de toutes les charges factorielles est calculé, maximisant encore plus les charges de certains indicateurs sur certains axes. Les valeurs obtenues sont ensuite rapportées à 1 (somme unitaire). Pour un SE, le poids d'un indicateur est ainsi obtenu en multipliant sa plus haute charge factorielle au carré (ramenée à la somme unitaire) avec la variance expliquée après rotation par l'axe factoriel concerné. Après avoir calculé le poids de chaque indicateur, leur somme peut être un peu inférieure à 1. Dans ce cas, tous les poids sont ramenés à 1. Ce sont ces poids ramenés à 1 qui sont renseigné dans l'input d'agrégation des indicateurs par service (**Annexe 5.12**) Il est possible de se référer à **l'Annexe 5.14** pour visualiser les valeurs obtenues à chacune de ces étapes pour les SE concernés (Plantes sauvages pâturées par les animaux d'élevage, plantes sauvages pour l'énergie, contrôle des taux d'érosion, et maintien des populations et des habitats et SE culturels associés) et mieux les comprendre. Pour une méthode détaillée, voir également Lolli et Di Girolamo (2015), Nicoletti *et al.* (2000) pages 18-23, et OECD *et al.* (2008), pages 91-93.

Notons que les indicateurs des 4 SE concernés par la pondération par ACP avaient parfois des données manquantes : pour la quantité de biomasse sèche disponible (kg/ha) pour les

animaux d'élevage (BSDelev) dans l'unité paysagère culture, nous avons indiqué la moyenne des valeurs de Chen *et al.* (2022). Nous avons aussi indiqué une richesse spécifique de 1 et un indice de Shannon de 0. Dans l'unité mine, nous avons également renseigné un indice de Shannon de 0 car elle comportait une majorité de sol nu (**chapitre 4**). Pour la pondération des indicateurs du SE maintien des populations et des habitats, nous n'avons pas intégré les données liées à l'unité paysagère cultures dans la réalisation de l'ACP.

7/ Agrégation des services écosystémiques par type d'acteurs

Chaque service écosystémique issu de cette agrégation est également pondéré en fonction des attentes des différents types d'acteurs impliqués ou concernés par la compensation écologique. Dans notre étude au Kazakhstan, il n'y avait pas de différences significatives entre les différents types de parties prenantes locales (des villages de Taukent, Syzgan, Sholakkorgan, Kumkent, Stepnoy, Zhuantobe, Tasty et Shu, voir **chapitre 2**). Elles sont donc simplement regroupées dans un groupe « acteurs locaux » (**Annexe 5.15**). Le deuxième type d'acteur qui intervient dans notre cas sont les « acteurs miniers », qui comprennent les personnes travaillant chez Orano et KATCO (**Annexe 5.15**)

Pour l'agrégation par type d'acteurs, il est de nouveau nécessaire d'attribuer des poids aux SE, cette fois-ci en fonction des acteurs. Pour les acteurs locaux, nous nous référons aux pourcentages de mentions de SE issus des premières enquêtes dans le district de Sozak (**chapitre 2**). Pour les acteurs miniers, nous utilisons les pourcentages de mentions des SE issus des résultats complémentaires du **chapitre 2**.

8/ L'acceptabilité sociale, modalités impactantes et modification des notes initiales

Nous devons définir pour cet input quelle modalité impacte la note d'acceptabilité sociale initiale entre surface et distance (**Annexe 5.16**). Si une distance/surface minimale est mieux acceptée, alors plus la distance/surface s'approche de sa valeur minimale acceptée, plus la note d'acceptabilité sociale sera changé positivement. A l'inverse, plus la distance/surface s'approche d'une valeur maximale au-delà de laquelle la pratique n'est plus du tout acceptée, plus la note initiale est impactée négativement. Le processus inverse s'applique si une surface/distance maximale est mieux acceptée. Dans notre cas, l'impact positif sur la note est de +3 maximum, et l'impact négatif de -3 maximum (**Annexe 5.16**). Si la distance/surface du scénario de

compensation se situe entre la valeur la plus acceptée et la valeur la moins acceptée, l'impact sur la note suit une relation linéaire entre -3 et +3. Le paramétrage est disponible en **Annexe 5.16**.

Nous considérons que la pratique **défriche** est mieux acceptée lorsqu'elle est loin des villages. Ainsi, c'est la **distance au village** qui impacte sa note d'acceptabilité sociale initiale. Nous avons renseigné la distance de 100 km pour la distance à partir de laquelle la défriche est acceptée. En effet, nous avons pris l'exemple du village de l'unité paysagère de Betpak-Dala, Stepnoy (**chapitre 2, chapitre 3**), qui se sentait moins impacté que les autres villages par les mines de KATCO. Or, celles-ci sont situées à une centaine de km de Stepnoy.

Il y avait un consensus sur le fait que les **plantations** en dehors des villages (du type plantation de saxauls) devaient être réalisées sous forme de plusieurs patchs et non d'une grande plantation d'un seul tenant (**chapitre 3**). Par conséquent, **la surface** est la modalité qui influence la note d'acceptabilité sociale de cette pratique. Nous avons donc renseigné qu'une plantation d'un hectare était mieux acceptée qu'une plantation à grande échelle. Celle-ci est définie comme « une plantation d'arbres d'au moins 50 ha sur une seule parcelle ou une série de petites plantations, pouvant atteindre des centaines ou des milliers d'hectares, réparties sur différentes parcelles d'un même territoire » (Péroches *et al.*, 2022). Nous indiquons donc 50 ha comme la surface au-delà de laquelle la pratique est le moins acceptée.

Les **cultures fourragères** étaient souhaitées proches des villages (**chapitre 3**). La **distance au village** est donc sélectionnée comme modalité impactante. Toutefois, le **chapitre 3** montrait que certains participants acceptaient cette pratique entre 10 et 20 km des villages. Nous avons donc indiqué comme distance maximale 20 km.

Les **points d'eau** étaient préférés proche des villages (**chapitre 3**). La **distance au village** est donc indiquée comme modalités impactant l'acceptabilité sociale. Pour la distance maximum au-delà de laquelle les points d'eau sont le moins acceptée, nous avons considéré le fait que certains participants souhaitaient la mise en place de puits dans le désert de Muyunkum (**chapitre 3**), pour les bergers en hiver. Or, la distance entre l'extrémité la plus éloignée du désert par rapport aux villages visités est d'une centaine de km en moyenne. Nous avons donc indiqué cette distance pour la limite au-delà de laquelle les points d'eau sont le moins acceptés.

La **réserve naturelle** était globalement peu acceptée (**chapitre 3**). Néanmoins, la préservation de la biodiversité semblait importante pour les habitants du district de Sozak, notamment pour des raisons culturelles (**chapitre 2**). Par conséquent, nous considérons que **la distance aux villages** peut influencer l'acceptabilité sociale (**Annexe 5.16**) : plus la réserve naturelle est loin, plus son acceptabilité sera augmentée.

Annexe 5.4. Moyenne, écart type, minimum et maximum des variables indicatrices de végétation et des indicateurs de services écosystémiques par unité paysagère steppe, plantation, transition sableuse, cuvette, haut de dune et pente, Muyunkum (cuvette + haut de dune et pente) et zone salée

Variables	Moyenne	Ecart-type	Minimum	Maximum
Steppe (n=5)				
Densité d'individus dans la strate arbustive (nombre d'individus/ha)	0,0	0,0	0,0	0,0
Couverture strate arbustive (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Volume occupé par la strate arbustive (m^3/ha)	0,0	0,0	0,0	0,0
Nombre d'espèces clés au sein de la strate arbustive	0,0	0,0	0,0	0,0
Composition en *H. persicum* (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Composition en *H. ammodendron* (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Composition en *Tamarix* spp. (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Composition en *Calligonum* spp. (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Composition en *S. arbuscula* (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Densité d'individus dans la strate intermédiaire (nombre d'individu/ha)	16518,5	11189,8	1851,9	28148,1
Couverture strate intermédiaire (%)	4,3	2,1	0,7	6,2
Nombre d'espèces clés au sein de la strate intermédiaire	1,2	0,4	1,0	2,0
Composition en *Artemisia* spp. (%)	1,5	1,9	0,0	3,6
Composition en *Alhagi pseudalhagi* (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Couverture strate inférieure (%)	95,7	2,1	93,8	99,3
Biomasse racinaire dans les 10 premiers cm du sol (g/100 cm^3)	0,1	0,1	0,0	0,4
C/N du sol	12,9	0,8	12,0	13,7
Carbone stocké dans la biomasse arbustive (kg/ha)	0,0	0,0	0,0	0,0
Conductivité électrique du sol (µS/cm)	92,0	57,5	61,5	194,4
Couverture des espèces d'intérêt pour l'alimentation (%)	4,6	10,3	0,0	23,1
Couverture des espèces d'intérêt pour l'énergie (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Couverture des espèces d'intérêt pour le pâturage (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Couverture des espèces d'intérêt pour les usages médicinaux (%)	0,1	0,1	0,0	0,2
Couverture des espèces esthétiques (%)	4,6	10,3	0,0	23,1
Couverture végétale permanente (%)	4,3	2,1	0,7	6,2
Hauteur moyenne strate arbustive (m)	0,0	0,0	0,0	0,0
Houppier moyen strate arbustive (m^2)	0,0	0,0	0,0	0,0
Indice de Shannon	0,5	0,3	0,1	0,8
Masse de litière sèche (kg/ha)	275,4	192,9	61,6	447,2
Nombre d'arbres morts (nombre d'individus/ha)	0,0	0,0	0,0	0,0
Nombre d'espèces esthétiques	0,2	0,4	0,0	1,0
Qualité du fourrage - Amidon (% de la MS)	-2,2	2,8	-6,4	1,1

Variables	Moyenne	Ecart-type	Minimum	Maximum
Qualité du fourrage – digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière organique (% de la matière organique)	41,2	10,8	30,6	55,6
Qualité du fourrage – digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière sèche (% de la MS)	46,3	10,5	37,3	60,2
Qualité du fourrage – fibres brutes (% de la MS)	29,6	6,3	18,8	34,2
Qualité du fourrage – fibres au détergent acide (% de la MS)	33,0	6,8	21,3	39,3
Qualité du fourrage – fibres au détergent neutre (% de la MS)	56,3	9,8	40,7	66,4
Qualité du fourrage – lignine au détergent acide (% de la MS)	10,6	3,0	6,1	13,2
Qualité du fourrage – matières grasses brutes (% de la MS)	2,7	0,7	2,1	3,8
Qualité du fourrage – matières minérales (% de la MS)	19,2	7,5	11,5	31,4
Qualité du fourrage – matière sèche (%) (MS)	52,0	17,4	30,6	78,9
Qualité du fourrage – protéines brutes (% de la MS)	9,1	2,1	7,0	11,4
Qualité du fourrage - Sucres totaux (% de la MS)	2,4	1,0	1,6	4,2
Quantité de biomasse sèche disponible (kg/ha)	365,7	51,9	295,9	416,1
Richesse spécifique	14,4	4,0	8,0	18,0
Stock de carbone organique du sol (kg/ha)	20589,3	3368,1	16697,5	25662,5
Volume de bois (m^3/ha)	0,0	0,0	0,0	0,0
Volume moyen de sol retenu par la végétation (cm^3)	0,0	0,0	0,0	0,0

Plantation (n=5)

Densité d'individus dans la strate arbustive (nombre d'individus/ha)	739,2	542,3	64,0	1216,0
Couverture strate arbustive (%)	18,6	26,0	0,5	64,3
Volume occupé par la strate arbustive (m^3/ha)	1099,5	1712,1	18,2	4141,9
Nombre d'espèces clés au sein de la strate arbustive	1,2	0,4	1,0	2,0
Composition en *H. persicum* (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Composition en *H. ammodendron* (%)	96,0	8,9	80,0	100,0
Composition en *Tamarix* spp. (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Composition en *Calligonum* spp. (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Composition en *S. arbuscula* (%)	4,0	8,9	0,0	20,0
Densité d'individus dans la strate intermédiaire (nombre d'individus/ha)	14074,1	12047,0	7037,0	35185,2
Couverture strate intermédiaire (%)	3,6	2,9	1,2	8,0
Nombre d'espèces clés au sein de la strate intermédiaire	1,0	0,0	1,0	1,0
Composition en *Artemisia* spp. (%)	2,7	0,7	1,8	3,5
Composition en *Alhagi pseudalhagi* (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Couverture strate inférieure (%)	77,9	24,4	34,4	91,5
Biomasse racinaire dans les 10 premiers cm du sol (g/100 cm^3)	0,2	0,1	0,0	0,2
C/N du sol	14,9	1,4	13,1	16,9
Carbone stocké dans la biomasse arbustive (kg/ha)	2276,7	2437,6	86,6	6429,8
Conductivité électrique du sol (µS/cm)	140,4	112,0	76,7	340,0
Couverture des espèces d'intérêt pour l'alimentation (%)	0,5	1,0	0,0	2,3
Couverture des espèces d'intérêt pour l'énergie (%)	18,6	26,0	0,5	64,3
Couverture des espèces d'intérêt pour le pâturage (%)	0,0	0,0	0,0	0,0

Variables	Moyenne	Ecart-type	Minimum	Maximum
Couverture des espèces d'intérêt pour les usages médicinaux (%)	20,4	24,8	5,0	64,4
Couverture des espèces esthétiques (%)	0,5	1,0	0,0	2,3
Couverture végétale permanente (%)	22,1	24,4	8,5	65,6
Hauteur moyenne strate arbustive (m)	1,3	0,3	1,0	1,6
Houppier moyen strate arbustive (m^2)	2,2	2,2	0,8	6,0
Indice de Shannon	0,7	0,0	0,7	0,7
Masse de litière sèche (kg/ha)	1367,5	1443,8	484,9	3914,5
Nombre d'arbres morts (nombre d'individus/ha)	9,6	21,5	0,0	48,0
Nombre d'espèces esthétiques	1,0	1,2	0,0	3,0
Qualité du fourrage - Amidon (% de la MS)	-0,9	1,1	-2,3	0,3
Qualité du fourrage – digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière organique (% de la matière organique)	40,3	8,5	30,4	50,6
Qualité du fourrage – digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière sèche (% de la MS)	44,5	6,7	35,8	53,1
Qualité du fourrage – fibres brutes (% de la MS)	31,8	3,9	27,0	37,0
Qualité du fourrage – fibres au détergent acide (% de la MS)	35,5	4,1	31,2	41,3
Qualité du fourrage – fibres au détergent neutre (% de la MS)	60,7	5,0	53,8	66,0
Qualité du fourrage – lignine au détergent acide (% de la MS)	10,8	3,1	7,5	13,6
Qualité du fourrage – matières grasses brutes (% de la MS)	3,0	0,5	2,2	3,6
Qualité du fourrage – matières minérales (% de la MS)	16,9	4,0	11,7	23,0
Qualité du fourrage – matière sèche (%) (MS)	55,4	15,3	36,3	77,4
Qualité du fourrage – protéines brutes (% de la MS)	9,5	1,9	7,4	12,1
Qualité du fourrage - Sucres totaux (% de la MS)	3,4	2,0	0,7	5,8
Quantité de biomasse sèche disponible (kg/ha)	764,3	267,8	549,8	1211,0
Richesse spécifique	20,8	7,5	13,0	32,0
Stock de carbone organique du sol (kg/ha)	14890,4	1912,0	11993,9	16877,8
Volume de bois (m^3/ha)	5,2	6,8	0,1	17,2
Volume moyen de sol retenu par la végétation (cm^3)	0,0	0,0	0,0	0,1

Désert de Muyunkum (n=10)

Densité d'individus dans la strate arbustive (nombre d'individus/ha)	248,0	317,9	0,0	848,0
Couverture strate arbustive (%)	4,4	6,2	0,0	15,1
Volume occupé par la strate arbustive (m^3/ha)	238,8	363,0	0,0	963,2
Nombre d'espèces clés au sein de la strate arbustive	0,8	0,9	0,0	2,0
Composition en *H. persicum* (%)	17,5	29,6	0,0	80,0
Composition en *H. ammodendron* (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Composition en *Tamarix* spp. (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Composition en *Calligonum* spp. (%)	22,7	32,2	0,0	100,0
Composition en *S. arbuscula* (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Densité d'individus dans la strate intermédiaire (nombre d'individus/ha)	20555,6	6807,5	7777,8	32222,2
Couverture strate intermédiaire (%)	12,0	7,4	1,6	26,5
Nombre d'espèces clés au sein de la strate intermédiaire	1,0	0,0	1,0	1,0
Composition en *Artemisia* spp. (%)	3,4	2,5	0,1	9,6
Composition en *Alhagi pseudalhagi* (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Couverture strate inférieure (%)	83,6	6,0	73,5	92,0

Variables	Moyenne	Ecart-type	Minimum	Maximum
Biomasse racinaire dans les 10 premiers cm du sol (g/100 cm^3)	0,1	0,1	0,0	0,3
C/N du sol	23,9	10,7	13,6	52,7
Carbone stocké dans la biomasse arbustive (kg/ha)	366,6	618,4	0,0	1827,9
Conductivité électrique du sol (µS/cm)	46,0	7,1	38,9	64,0
Couverture des espèces d'intérêt pour l'alimentation (%)	6,0	7,2	0,0	18,7
Couverture des espèces d'intérêt pour l'énergie (%)	2,1	3,4	0,0	7,8
Couverture des espèces d'intérêt pour le pâturage (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Couverture des espèces d'intérêt pour les usages médicinaux (%)	12,0	9,6	5,0	36,5
Couverture des espèces esthétiques (%)	5,7	7,3	0,0	18,7
Couverture végétale permanente (%)	16,4	6,0	8,0	26,5
Hauteur moyenne strate arbustive (m)	0,5	0,6	0,0	1,4
Houppier moyen strate arbustive (m^2)	0,8	1,0	0,0	2,4
Indice de Shannon	0,8	0,1	0,5	0,9
Masse de litière sèche (kg/ha)	585,5	314,8	176,7	1322,7
Nombre d'arbres morts (nombre d'individus/ha)	36,8	44,7	0,0	128,0
Nombre d'espèces esthétiques	1,7	1,1	0,0	4,0
Qualité du fourrage - Amidon (% de la MS)	2,7	1,5	0,2	4,8
Qualité du fourrage – digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière organique (% de la matière organique)	36,2	5,0	26,5	43,6
Qualité du fourrage – digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière sèche (% de la MS)	38,6	4,7	30,4	45,3
Qualité du fourrage – fibres brutes (% de la MS)	36,2	3,8	31,7	42,7
Qualité du fourrage – fibres au détergent acide (% de la MS)	44,3	4,9	39,2	54,3
Qualité du fourrage – fibres au détergent neutre (% de la MS)	66,2	3,9	60,9	73,0
Qualité du fourrage – lignine au détergent acide (% de la MS)	15,0	3,1	11,3	21,1
Qualité du fourrage – matières grasses brutes (% de la MS)	3,3	0,6	2,0	4,4
Qualité du fourrage – matières minérales (% de la MS)	9,2	2,0	6,4	12,5
Qualité du fourrage – matière sèche (%) (MS)	53,5	6,2	42,3	65,2
Qualité du fourrage – protéines brutes (% de la MS)	8,1	1,4	6,4	10,2
Qualité du fourrage - Sucres totaux (% de la MS)	2,8	1,2	0,3	4,2
Quantité de biomasse sèche disponible (kg/ha)	2014,4	634,5	1375,6	3006,8
Richesse spécifique	22,8	4,2	15,0	28,0
Stock de carbone organique du sol (kg/ha)	11752,9	4524,5	5678,3	19766,9
Volume de bois (m^3/ha)	1,3	2,1	0,0	5,9
Volume moyen de sol retenu par la végétation (cm^3)	0,0	0,0	0,0	0,1

Zone salée (n=5)

Densité d'individus dans la strate arbustive (nombre d'individus/ha)	368,0	330,6	0,0	736,0
Couverture strate arbustive (%)	17,6	21,2	0,0	52,3
Volume occupé par la strate arbustive (m^3/ha)	1482,4	1875,0	0,0	4450,7
Nombre d'espèces clés au sein de la strate arbustive	1,2	0,8	0,0	2,0
Composition en *H. persicum* (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Composition en *H. ammodendron* (%)	33,4	45,7	0,0	100,0
Composition en *Tamarix* spp. (%)	43,4	45,0	0,0	90,7

Variables	Moyenne	Ecart-type	Minimum	Maximum
Composition en *Calligonum* spp. (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Composition en *S. arbuscula* (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Densité d'individus dans la strate intermédiaire (nombre d'individus/ha)	50222,2	55627,5	21481,5	149629,6
Couverture strate intermédiaire (%)	11,6	7,7	3,0	23,2
Nombre d'espèces clés au sein de la strate intermédiaire	1,4	0,5	1,0	2,0
Composition en *Artemisia* spp. (%)	8,4	12,5	0,0	30,6
Composition en *Alhagi pseudalhagi* (%)	0,9	1,9	0,0	4,3
Composition en *Peganum harmala* (%)	70,8	25,5	35,3	94,2
Couverture strate inférieure (%)	0,0	0,0	0,0	0,1
Biomasse racinaire dans les 10 premiers cm du sol (g/100 cm^3)	23,4	10,0	14,4	35,2
C/N du sol	8273,1	10929,6	0,0	25976,3
Carbone stocké dans la biomasse arbustive (kg/ha)	70,1	20,6	51,4	99,9
Conductivité électrique du sol (µS/cm)	0,0	0,0	0,0	0,0
Couverture des espèces d'intérêt pour l'alimentation (%)	16,6	20,1	0,0	49,9
Couverture des espèces d'intérêt pour l'énergie (%)	0,1	0,1	0,0	0,3
Couverture des espèces d'intérêt pour le pâturage (%)	3,6	4,4	0,3	11,3
Couverture des espèces d'intérêt pour les usages médicinaux (%)	14,4	20,2	0,0	47,6
Couverture des espèces esthétiques (%)	29,2	25,5	5,8	64,7
Couverture végétale permanente (%)	1,4	0,8	0,0	2,1
Hauteur moyenne strate arbustive (m)	3,3	3,5	0,0	7,9
Houppier moyen strate arbustive (m^2)	0,9	0,2	0,6	1,1
Indice de Shannon	2078,2	2223,9	302,7	5487,8
Masse de litière sèche (kg/ha)	0,0	0,0	0,0	0,0
Nombre d'arbres morts (nombre d'individus/ha)	2,4	2,2	1,0	6,0
Nombre d'espèces esthétiques	3,7	1,0	2,7	4,9
Qualité du fourrage - Amidon (% de la MS)	37,5	6,0	28,5	45,2
Qualité du fourrage – digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière organique (% de la matière organique)	41,0	5,5	33,2	47,6
Qualité du fourrage – digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière sèche (% de la MS)	33,6	3,7	29,0	39,2
Qualité du fourrage – fibres brutes (% de la MS)	41,8	5,1	37,3	50,4
Qualité du fourrage – fibres au détergent acide (% de la MS)	61,0	4,7	56,3	68,8
Qualité du fourrage – fibres au détergent neutre (% de la MS)	16,3	2,6	13,6	20,0
Qualité du fourrage – lignine au détergent acide (% de la MS)	3,6	0,6	2,8	4,4
Qualité du fourrage – matières grasses brutes (% de la MS)	10,4	2,4	7,9	13,8
Qualité du fourrage – matières minérales (% de la MS)	50,0	13,7	34,1	71,2
Qualité du fourrage – matière sèche (%) (MS)	9,1	3,0	5,5	13,7
Qualité du fourrage – protéines brutes (% de la MS)	3,4	1,1	2,5	5,2
Qualité du fourrage - Sucres totaux (% de la MS)	1240,3	417,3	641,7	1753,0
Quantité de biomasse sèche disponible (kg/ha)	27,6	4,8	22,0	34,0
Richesse spécifique	23080,9	6108,3	14453,4	31414,7
Stock de carbone organique du sol (kg/ha)	20,4	25,9	0,0	60,8
Volume de bois (m^3/ha)	0,2	0,3	0,0	0,6
Volume moyen de sol retenu par la végétation (cm^3)				

Variables	Moyenne	Ecart-type	Minimum	Maximum
Zone de transition sableuse (n=5)				
Densité d'individus dans la strate arbustive (nombre d'individus/ha)	697,6	371,6	400,0	1344,0
Couverture strate arbustive (%)	16,7	16,6	1,4	44,5
Volume occupé par la strate arbustive (m^3/ha)	853,4	768,0	33,9	2018,4
Nombre d'espèces clés au sein de la strate arbustive	1,8	0,4	1,0	2,0
Composition en *H. persicum* (%)	22,8	39,3	0,0	92,0
Composition en *H. ammodendron* (%)	35,8	49,2	0,0	96,4
Composition en *Tamarix* spp. (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Composition en *Calligonum* spp. (%)	20,0	31,2	0,0	74,3
Composition en *S. arbuscula* (%)	0,7	1,6	0,0	3,6
Densité d'individus dans la strate intermédiaire (nombre d'individus/ha)	21259,3	7222,7	11481,5	28518,5
Couverture strate intermédiaire (%)	8,2	4,4	2,7	12,6
Nombre d'espèces clés au sein de la strate intermédiaire	1,2	0,4	1,0	2,0
Composition en *Artemisia* spp. (%)	9,4	13,6	0,0	33,1
Composition en *Alhagi pseudalhagi* (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Couverture strate inférieure (%)	75,1	15,3	50,9	89,1
Biomasse racinaire dans les 10 premiers cm du sol (g/100 cm^3)	0,2	0,2	0,0	0,4
C/N du sol	28,9	15,0	16,6	54,1
Carbone stocké dans la biomasse arbustive (kg/ha)	1789,2	1816,0	94,7	4086,2
Conductivité électrique du sol (µS/cm)	97,6	77,6	43,9	232,3
Couverture des espèces d'intérêt pour l'alimentation (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Couverture des espèces d'intérêt pour l'énergie (%)	13,8	18,1	0,1	44,5
Couverture des espèces d'intérêt pour le pâturage (%)	0,0	0,0	0,0	0,0
Couverture des espèces d'intérêt pour les usages médicinaux (%)	14,1	18,1	0,1	44,9
Couverture des espèces esthétiques (%)	1,7	3,8	0,0	8,5
Couverture végétale permanente (%)	24,9	15,3	10,9	49,1
Hauteur moyenne strate arbustive (m)	1,3	0,4	0,7	1,6
Houppier moyen strate arbustive (m^2)	2,2	1,1	0,3	3,3
Indice de Shannon	0,4	0,2	0,2	0,6
Masse de litière sèche (kg/ha)	640,5	417,8	220,4	1241,3
Nombre d'arbres morts (nombre d'individus/ha)	25,6	35,1	0,0	64,0
Nombre d'espèces esthétiques	1,4	1,5	0,0	3,0
Qualité du fourrage - Amidon (% de la MS)	3,7	1,8	2,2	6,6
Qualité du fourrage – digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière organique (% de la matière organique)	30,8	5,0	22,9	34,7
Qualité du fourrage – digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière sèche (% de la MS)	34,5	5,0	27,7	40,6
Qualité du fourrage – fibres brutes (% de la MS)	39,3	4,0	34,5	45,0
Qualité du fourrage – fibres au détergent acide (% de la MS)	48,5	4,8	43,6	55,8
Qualité du fourrage – fibres au détergent neutre (% de la MS)	66,3	5,9	57,4	72,9
Qualité du fourrage – lignine au détergent acide (% de la MS)	17,9	3,7	13,1	21,9
Qualité du fourrage – matières grasses brutes (% de la MS)	3,6	0,6	3,1	4,5

Variables	Moyenne	Ecart-type	Minimum	Maximum
Qualité du fourrage – matières minérales (% de la MS)	8,4	1,3	6,0	9,2
Qualité du fourrage – matière sèche (%) (MS)	57,4	16,4	36,7	73,3
Qualité du fourrage – protéines brutes (% de la MS)	6,9	1,4	4,9	8,3
Qualité du fourrage - Sucres totaux (% de la MS)	3,5	2,5	2,0	7,8
Quantité de biomasse sèche disponible (kg/ha)	1453,1	592,7	622,4	2033,7
Richesse spécifique	21,0	7,4	12,0	28,0
Stock de carbone organique du sol (kg/ha)	13803,0	4347,2	7393,2	18472,7
Volume de bois (m^3/ha)	4,8	4,6	0,1	12,3
Volume moyen de sol retenu par la végétation (cm^3)	0,0	0,0	0,0	0,0

Annexe 5.5. Paramétrage des zones dans l'outil d'évaluation des scénarios de compensation écologique

	Z1	**Z2**	**Z3**	**Z4**	**Z5**	**Z6**	**Z7**	**Z8**	**Z9**	**Z10**	**Z11**
Unité paysagère (UP) : piémont (P), steppe (S), désert de Muyunkum (M), zone salée (ZS) et transition sableuse (TS)											
UP	P	P	S	S	M	M	M	ZS	ZS	TS	TS
Potentiel de compensation écologique de la zone : pour les espèces arbustives (QA, entre 0 et 10) et petites ligneuses/herbacées (QH, entre 0 et 10) utilisées dans les scénarios de compensation écologique											
QA1	0	0	0	0	0,9	0,9	0,9	0	0	5	5
QA2	0	0	5	5	0	0	0	7,5	7,5	7,5	7,5
QA3	0	0	0	0	0	0	0	10	10	0	0
QA4	0	0	0	0	1,3	1,3	1,3	0	0	3,8	3,8
QH1	2,5	2,5	0,9	0,9	0,5	0,5	0,5	1,3	1,3	1	1
QH2	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0,1	0	0
QH3	8	8	4	4	0	0	0	0	0	0	0
Végétation initiale de la zone : densité initiale des espèces arbustives (DA, en nombre d'individus/ha) et couverture initiale de la strate intermédiaire et inférieure (CH, en %)											
DA1A	0	0	0	0	50	50	50	0	0	150	150
DA2A	0	0	0	0	0	0	0	100	100	250	250
DA3A	0	0	0	0	0	0	0	150	150	0	0
DA4A	0	0	0	0	50	50	50	0	0	150	150
CH	90	50	10	5	50	50	50	50	50	50	50
Végétation maximale de la zone : densité maximum de la strate arbustive (DAmax, en nombre d'individus/ha) et couverture maximum de la strate intermédiaire et inférieure (CHmax, en %)											
DAmax	0	0	1200	1200	850	850	850	750	750	1350	1350
CHmax	100	100	50	50	75	75	75	75	75	75	75
Surface (SU, en ha) et **distance au village** (DV, en km)											
SU	3	0,5	10000	3	10000	10	5000	0,5	10000	10000	10
DV	5	0,5	15	5	50	20	30	0,5	15	35	30
Impact potentiel du pâturage sur la végétation : sur les arbustes (IPA, entre 0 et 1), les petites ligneuses/herbacées (IPH, entre 0 et 1) et la distance maximum parcourue par le bétail pour pâturer (DPM, en km)											
IPA	0,5	0,5	0,9	0,9	0,2	0,2	0,2	0,6	0,6	0,3	0,3
IPH	0,5	0,5	0,9	0,9	0,2	0,2	0,2	0,6	0,6	0,3	0,3
DPM	10	10	25	25	30	30	30	10	10	30	30

Annexe 5.6. Paramétrage des pratiques dans l'outil d'évaluation des scénarios de compensation écologique

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9
	Type de pratique : défriche (DF), *baseline* (BS), plantation hors village (PH), culture fourragère (CF), point d'eau (E), réserve naturelle (R)								
	DF	BS	PH	PH	PH	PH	CF	E	R
	Plantation par espèce d'intérêt : densité de plantation (nombre d'individus/ha) pour les espèces arbustives (A1P – A4P) et couverture plantée (%) pour les espèces de la strate intermédiaire et de la strate herbacée (H1P – H3P)								
A1P	-1500	0	3000	0	0	500	-1500	0	0
A2P	-1500	0	0	3000	3000	500	-1500	0	0
A3P	-1500	0	0	0	0	500	-1500	0	0
A4P	-1500	0	0	0	0	500	-1500	0	0
H1P	-100	0	0	0	0	0	-100	0	0
H2P	-100	0	0	0	0	0	-100	0	0
H3P	-100	0	0	0	0	0	100	0	0
	Survie des plantations : A1S – A4S pour les espèces arbustives et H1S – H3S pour les espèces de la strate intermédiaire et de la strate inférieure (entre 0 et 1)								
A1S	1	0	0,47	0	0	0,47	1	0	0
A2S	1	0	0	0,47	0,47	0,47	1	0	0
A3S	1	0	0	0	0	0,62	1	0	0
A4S	1	0	0	0	0	0,15	1	0	0
H1S	1	0	0	0	0	0	1	0	0
H2S	1	0	0	0	0	0	1	0	0
H3S	1	0	0	0	0	0	1	0	0
	Présence de clôtures (oui/non)								
C	Oui	Non	Non	Non	Oui	Non	Oui	Non	Oui
	Note d'acceptabilité sociale (0-6)								
AS	0	0	2	2	1,5	1,5	4	5	1
	Coût de la pratique : coût fixe (Cout a, €) et coût à l'hectare (Cout b, €)								
Cout a	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cout b	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Annexe 5.7. Paramétrage des indicateurs de services écosystémiques initiaux des zones de compensation

BSDelev indique que l'indicateur participera au SE maintien des populations et des habitats, tandis que BSDelev indique que l'indicateur participera au SE des animaux d'élevage et leurs produits.

	Z1, Z2	**23, Z4**	**Z5, Z6, Z7**	**Z8, Z9**	**Z10, Z11**
Richesse spécifique	26,8	14,4	22,8	27,6	21,00
Indice de Shannon	0,9	0,54	0,8	0,9	0,43
Hauteur moyenne de la strate arbustive (m)	0	0	0,5	1,4	1,26
Houppier moyen de la strate arbustive (m^2)	0	0	0,8	3,3	2,15
Quantité de biomasse sèche disponible (kg/ha) (BSDelev)	1319,3	365,7	2014,4	1240,3	1453,10
Quantité de biomasse sèche disponible (kg/ha) (BSDbiodiv)	1319,3	365,7	2014,4	1240,3	1453,10
Masse de litière sèche (kg/ha)	5,2	275,4	585,5	2078,2	640,49
C/N	10,2	12,9	23,9	23,4	28,88
Nombre d'espèces esthétiques	2,4	0,2	1,7	2,4	1,40
Couverture des espèces esthétiques (%)	14,9	4,6	5,7	14,4	1,71
Carbone stocké dans la biomasse arbustive (kg/ha)	0	0	366,6	8273,1	1789,23
Volume de bois (m^3/ha)	0	0	1,3	20,4	4,80
Nombre d'arbres morts (nombre d'individus/ha)	0	0	36,8	0,0	25,60
Couverture d'espèces d'intérêt pour l'alimentation (%)	8,9	4,6	6,0	0,0	0,01
Couverture d'espèce d'intérêt pour les usages médicinaux (%)	0	0,004	0,0	0,1	0,00002
Couverture des espèces d'intérêt pour l'énergie (%)	0	0	2,1	16,6	13,8
Couverture des espèces d'intérêt pour le pâturage (%)	2,8	0,07	12,0	3,6	14,1
Volume de sol moyen retenu par la végétation (cm^3)	1E-09	2,3E-09	0,009	0,2	0,02
Conductivité électrique du sol (µS/cm)	81,1	92,0	46,0	70,1	97,58
Stock de carbone organique du sol (kg/ha)	30274,3	20589,3	11752,9	23080,9	13803,03
Matière sèche de la biomasse des strates intermédiaire et inférieure (%) (MS)	41,7	52,0	53,5	50,0	57,37
Matière minérale (%MS)	11	19,2	9,2	10,4	8,36
Protéines brutes (%MS)	12,2	9,1	8,1	9,1	6,87
Matières grasses brutes (%MS)	3,3	2,73	3,3	3,6	3,62

	Z1, Z2	23, Z4	Z5, Z6, Z7	Z8, Z9	Z10, Z11
Fibres brutes (%MS)	32,5	29,6	36,2	33,6	39,26
Fibres au détergent neutre (%MS)	56,1	56,3	66,2	61,0	66,32
Fibres au détergent acide (%MS)	37,3	33,0	44,3	41,8	48,52
Lignine au détergent acide (%MS)	12	10,6	15,0	16,3	17,94
Digestibilité enzymatique de la matière sèche *in vitro* (%MS)	51,4	46,3	38,6	41,0	34,50
Digestibilité enzymatique de la matière organique (MO) *in vitro* (%MO)	47,9	41,2	36,2	37,5	30,78
Amidon (%MS)	2,8	0 (-2,2)	2,7	3,7	3,74
Sucres totaux (%MS)	2,0	2,4	2,8	3,4	3,46
Biomasse racinaire dans les dix premiers cm du sol (g/100 cm^3)	0,5	0,1	0,1	0,04	0,20
Couverture végétale permanente (%)	10,0	4,3	16,4	29,2	24,91

Annexe 5.8. Paramétrage des liens entre services écosystémiques et végétation, ou entre services écosystémiques et pratiques.

Pour les **indicateurs** : HpArb = houppier moyen de la strate arbustive (m^2), LS = masse de litière sèche (kg/ha), CarbonB = carbone stocké dans la biomasse arbustive (kg/ha), VB = volume de bois (m^3/ha), NbArbM = nombre d'arbres morts (nombre d'individus/ha), CvEng = couverture des espèces d'intérêt pour l'énergie (%), CaptRetS = volume moyen de sol retenu par la végétation (cm^3), RS = richesse spécifique, IS = Indice de Shannon, Harb = hauteur moyenne de la strate arbustive (m), BSD = quantité de biomasse sèche disponible (kg/ha) (elev : pour les plantes sauvages/cultivées consommées par les animaux d'élevage, biodiv = pour le maintien des populations et des habitats), C.N = C/N du sol, NbEst = nombre d'espèces esthétiques, CvEst = couverture des espèces esthétiques (%), CvAlim = couverture des espèces d'intérêt pour l'alimentation (%), CvMed = couverture des espèces d'intérêt pour les usages médicinaux (%), CvPat = couverture des espèces d'intérêt pour le pâturage, CE = conductivité électrique du sol (µS/cm), COrgS = stock de carbone organique du sol (kg/ha), MS = matière sèche de la biomasse de la strate intermédiaire et inférieure (%), MM = matière minérale (%MS), PB = protéines brutes (%MS), MGB = matières grasses brutes (%MS), FB = fibre brutes (%MS), FDN = fibres au détergent neutre (%MS), FDA = fibres au détergent acide (%MS), LDA = lignine au détergent acide (%MS), DMSCell = digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière sèche (%MS), DMOCell = digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière organique (MO) (%MO), Amd = amidon (%MS), Scr = sucres totaux (%MS), RacS = biomasse racinaire dans les 10 premiers cm du sol (g/100 cm^3), CvV = couverture végétale permanente (%).

V.P : V = Végétation et P = Pratique.

Pour les **variables**, VOLA = volume occupé par la strate arbustive (m^3/ha), CA = couverture de la strate arbustive (%), CA4 = composition en *Calligonum* spp. (%), D = défriche, E = point d'eau, CF = culture fourragère, R = réserve naturelle, PH = plantation hors village.

Indicateurs	**V.P**	**Variable**	**a**	**b**
HpArb	V	VOLA	0,0016	0,54
LS	V	VOLA	0,96	297,47
CarbonB	V	VOLA	3,8	0
VB	V	VOLA	0,45	2,24
NbArbM	V	CA4	0,96	0
CvEng	V	CA	0,98	-1,17
CapRetS	V	VOLA	0,0000762	0
RS	P	DF	0	0
IS	P	DF	0	0
HArb	P	DF	0	0
BSDelev	P	DF	0	0
BSDbiodiv	P	DF	0	0
C.N	P	DF	1	0
NbEst	P	DF	0	0
CvEst	P	DF	0	0
CvAlim	P	DF	0	0
CvMed	P	DF	0	0
CvPat	P	DF	0	0
CE	P	DF	1	0
COrgS	P	DF	1	0

Indicateurs	V.P	Variable	a	b
MS	P	DF	0	0
MM	P	DF	0	0
PB	P	DF	0	0
MGB	P	DF	0	0
FB	P	DF	0	0
FDN	P	DF	0	0
FDA	P	DF	0	0
LDA	P	DF	0	0
DMSCell	P	DF	0	0
DMOCell	P	DF	0	0
Amd	P	DF	0	0
Scr	P	DF	0	0
RacS	P	DF	0	0
CvV	P	DF	0	0
RS	P	E	1	0
IS	P	E	1	0
HArb	P	E	1	0
BSDelev	P	E	1	0
BSDbiodiv	P	E	1	0
C.N	P	E	1	0
NbEst	P	E	1	0
CvEst	P	E	1	0
CvAlim	P	E	1	0
CvMed	P	E	1	0
CvPat	P	E	1	0
CE	P	E	1	0
COrgS	P	E	1	0
MS	P	E	1	0
MM	P	E	1	0
PB	P	E	1	0
MGB	P	E	1	0
FB	P	E	1	0
FDN	P	E	1	0
FDA	P	E	1	0
LDA	P	E	1	0
DMSCell	P	E	1	0
DMOCell	P	E	1	0
Amd	P	E	1	0
Scr	P	E	1	0
RacS	P	E	1	0
CvV	P	E	1	0
RS	P	CF	0	1
IS	P	CF	0	0
HArb	P	CF	0	0
BSDelev	P	CF	36	0

Indicateurs	V.P	Variable	a	b
BSDbiodiv	P	CF	0	0
C.N	P	CF	1,2	0
NbEst	P	CF	0	0
CvEst	P	CF	0	0
CvAlim	P	CF	0	0
CvMed	P	CF	0	0
CvPat	P	CF	0	100
CE	P	CF	1	0
COrgS	P	CF	1	0
MS	P	CF	0,7	0
MM	P	CF	0,9	0
PB	P	CF	1,9	0
MGB	P	CF	1	0
FB	P	CF	1	0
FDN	P	CF	1	0
FDA	P	CF	0,9	0
LDA	P	CF	0,6	0
DMSCell	P	CF	1,5	0
DMOCell	P	CF	1,6	0
Amd	P	CF	0	5,1
Scr	P	CF	3,9	0
RacS	P	CF	1	0
CvV	P	CF	0	0
RS	P	R	2	0
IS	P	R	2	0
HArb	P	R	2	0
BSDelev	P	R	0	0
BSDbiodiv	P	R	2	0
C.N	P	R	2	0
NbEst	P	R	1	0
CvEst	P	R	1	0
CvAlim	P	R	0	0
CvMed	P	R	0	0
CvPat	P	R	0	0
CE	P	R	1	0
COrgS	P	R	2	0
MS	P	R	0	0
MM	P	R	0	0
PB	P	R	0	0
MGB	P	R	0	0
FB	P	R	0	0
FDN	P	R	0	0
FDA	P	R	0	0
LDA	P	R	0	0
DMSCell	P	R	0	0

Indicateurs	V.P	Variable	a	b
DMOCell	P	R	0	0
Amd	P	R	0	0
Scr	P	R	0	0
RacS	P	R	2	0
CvV	P	R	2	0
RS	P	PH	1	0
IS	P	PH	1	0
HArb	P	PH	0	1,2
BSDelev	P	PH	2,1	0
BSDbiodiv	P	PH	2,1	0
C.N	P	PH	1,2	0
NbEst	P	PH	1	0
CvEst	P	PH	1	0
CvAlim	P	PH	1	0
CvMed	P	PH	1	0
CvPat	P	PH	1	0
CE	P	PH	1	0
COrgS	P	PH	0,7	0
MS	P	PH	1	0
MM	P	PH	1	0
PB	P	PH	1	0
MGB	P	PH	1	0
FB	P	PH	1	0
FDN	P	PH	1	0
FDA	P	PH	1	0
LDA	P	PH	1	0
DMSCell	P	PH	1	0
DMOCell	P	PH	1	0
Amd	P	PH	1	0
Scr	P	PH	1	0
RacS	P	PH	1	0
CvV	P	PH	1	0
RS	P	BS	1	0
IS	P	BS	1	0
HArb	P	BS	1	0
BSDelev	P	BS	1	0
BSDbiodiv	P	BS	1	0
C.N	P	BS	1	0
NbEst	P	BS	1	0
CvEst	P	BS	1	0
CvAlim	P	BS	1	0
CvMed	P	BS	1	0
CvPat	P	BS	1	0
CE	P	BS	1	0
COrgS	P	BS	1	0

Indicateurs	V.P	Variable	a	b
MS	P	BS	1	0
MM	P	BS	1	0
PB	P	BS	1	0
MGB	P	BS	1	0
FB	P	BS	1	0
FDN	P	BS	1	0
FDA	P	BS	1	0
LDA	P	BS	1	0
DMSCell	P	BS	1	0
DMOCell	P	BS	1	0
Amd	P	BS	1	0
Scr	P	BS	1	0
RacS	P	BS	1	0
CvV	P	BS	1	0

Annexe 5.9. Résultats des tests de Student effectués sur certains indicateurs de services écosystémiques (SE) pour la comparaison des unités paysagères culture et piémont, puis culture et steppe

Pour un degré de liberté de 8 et un risque alpha = 5%, la valeur critique est 2,306 selon la table de Student. La valeur absolue de t doit être supérieure à la valeur critique pour que les moyennes soient considérées significativement différentes.

Indicateur de SE	**Culture (n= 5) / Piémont (n=5)**	**Culture (n=5) / Steppe (n=5)**
Quantité de biomasse sèche disponible (kg/ha)	t= 11,4 p-value = 3,2 e-06	t = 12,4 p-value = 1,7 e-06
C/N du sol	t=-1,6 p-value = 0,2	t=2,6 p-value = 0,03
Conductivité électrique du sol (µS/cm)	NS	NS
Stock de carbone organique du sol (kg/ha)	NS	NS
Matière sèche (MS) de la biomasse des strates intermédiaire et inférieure (%)	t=-2,5 p-value = 0,04	t = -2,4 p-value = 0,045
Matière minérale (%MS)	t=-2,8 p-value = 0,02	NS
Protéines brutes (%MS)	t = 4,1 p-value = 0,004	NS
Matières grasse brutes (%MS)	NS	t = -2,5 p-value = 0,04
Fibres brutes (%MS)	NS	NS
Fibres au détergent neutre (%MS)	NS	NS
Fibres au détergent acide (%MS)	NS	t = -2,8 p-value = 0,02
Lignine au détergent acide (%MS)	t = -2,9 p-value = 0,02	t = -3,6 p-value = 0,007
Digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière sèche (%MS)	t = 3,2 p-value = 0,01	t = 2,35 p-value = 0,047
Digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière organique (MO) (%MO)	t = 3,6 p-value = 0,007	t = 2,5 p-value = 0,04
Amidon (%MS)	t = 5,1 p-value = 0,001	NS
Sucres totaux (%MS)	t = 7,1 p-value = 0,0001	t = 8,8 p-value = 2,1 e-05
Biomasse racinaire dans les 10 premiers cm du sol (g/100 cm^3)	NS	NS

Annexe 5.10. Résultats des tests de Student effectués sur certains indicateurs de services écosystémiques (SE) pour la comparaison des unités paysagères steppe et plantation.

Pour un degré de liberté de 8 et un risque alpha = 5%, la valeur critique est 2,306 selon la table de Student. La valeur absolue de t doit être supérieure à la valeur critique pour que les moyennes soient considérées significativement différentes.

Indicateur de SE	**Steppe (n=5) / Plantation (n=5)**
Richesse spécifique	NS
Indice de Shannon	NS
Hauteur moyenne de la strate arbustive (m)	t = -10,4 p-value = 6,2 e-06
Quantité de biomasse sèche disponible (kg/ha)	t = 3,3 p-value = 0,01
C/N du sol	t = -2,7 p-value = 0,03
Nombre d'espèces esthétiques	NS
Couverture d'espèces esthétiques (%)	NS
Couverture d'espèces d'intérêt pour l'alimentation (%)	NS
Couverture d'espèces d'intérêt pour les usages médicinaux (%)	NS
Couverture d'espèces d'intérêt pour les pâturages (%)	NS
Conductivité électrique du sol (µS/cm)	NS
Stock de carbone organique du sol (kg/ha)	t = 3,3 p-value = 0,01
Matière sèche (MS) de la biomasse des strates intermédiaire et inférieure (%)	NS
Matière minérale (%MS)	NS
Protéines brutes (%MS)	NS
Matières grasse brutes (%MS)	NS
Fibres brutes (%MS)	NS
Fibres au détergent neutre (%MS)	NS
Fibres au détergent acide (%MS)	NS
Lignine au détergent acide (%MS)	NS
Digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière sèche (%MS)	NS
Digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière organique (MO) (%MO)	NS
Amidon (%MS)	NS
Sucres totaux (%MS)	NS
Biomasse racinaire dans les 10 premiers cm du sol (g/100 cm^3)	NS
Couverture végétale permanente	NS

Annexe 5.11. Paramétrage du minimums et du maximum de chaque indicateur de service écosystémique pour leur normalisation.

	Minimum	Maximum
Richesse spécifique	0	40
Indice de Shannon	0	2
Hauteur moyenne de la strate arbustive (m)	0	3
Houppier moyen de la strate arbustive (m^2)	0,54	10
Quantité de biomasse sèche disponible (kg/ha)	0	4000
Masse de litière sèche (kg/ha)	0	6000
C/N	60	9
Nombre d'espèces esthétiques	0	10
Couverture des espèces esthétiques (%)	0	100
Carbone stocké dans la biomasse arbustive (kg/ha)	0	30000
Volume de bois (m^3/ha)	2,24	70
Nombre d'arbres morts (nombre d'individus/ha)	0	200
Couverture d'espèces d'intérêt pour l'alimentation (%)	0	100
Couverture d'espèce d'intérêt pour les usages médicinaux (%)	0	100
Couverture des espèces d'intérêt pour l'énergie (%)	0	100
Couverture des espèces d'intérêt pour le pâturage (%)	0	100
Volume de sol moyen retenu par la végétation (cm^3)	0	1
Conductivité électrique du sol (µS/cm)	100	30
Stock de carbone organique du sol (kg/ha)	5000	90000
Matière minérale (%MS)	40	0
Protéines brutes (%MS)	0	30
Fibres au détergent acide (%MS)	60	0
Lignine au détergent acide (%MS)	30	0
Digestibilité enzymatique de la matière sèche *in vitro* (%MS)	0	80
Biomasse racinaire dans les dix premiers cm du sol (g/100 cm^3)	0	4
Couverture végétale permanente (%)	0	100
Matière sèche (MS) de la biomasse des strates intermédiaire et inférieure (%)	0	80
Matières grasse brutes (%MS)	0	10
Fibres brutes (%MS)	0	50
Fibres au détergent neutre (%MS)	0	80
Digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière organique (MO) (%MO)	0	80
Amidon (%MS)	0	10
Sucres totaux (%MS)	0	20

Annexe 5.12. Paramétrage des poids des indicateurs pour leur agrégation par service écosystémique

Pour les **indicateurs** : HpArb = houppier moyen de la strate arbustive (m^2), LS = masse de litière sèche (kg/ha), CarbonB = carbone stocké dans la biomasse arbustive (kg/ha), VB = volume de bois (m^3/ha), NbArbM = nombre d'arbres morts (nombre d'individus/ha), CvEng = couverture des espèces d'intérêt pour l'énergie (%), CaptRetS = volume moyen de sol retenu par la végétation (cm^3), RS = richesse spécifique, IS = Indice de Shannon, Harb = hauteur moyenne de la strate arbustive (m), BSD = quantité de biomasse sèche disponible (kg/ha) (elev : pour les plantes pâturées par les animaux d'élevage, biodiv = pour le maintien des populations et des habitats), C.N = C/N du sol, NbEst = nombre d'espèces esthétiques, CvEst = couverture des espèces esthétiques (%), CvAlim = couverture des espèces d'intérêt pour l'alimentation (%), CvMed = couverture des espèces d'intérêt pour les usages médicinaux (%), CvPat = couverture des espèces d'intérêt pour le pâturage, CE = conductivité électrique du sol (µS/cm), COrgS = stock de carbone organique du sol (kg/ha), MS = matière sèche de la biomasse de la strate intermédiaire et inférieure (%), MM = matière minérale (%MS), PB = protéines brutes (%MS), MGB = matières grasses brutes (%MS), FB = fibre brutes (%MS), FDN = fibres au détergent neutre (%MS), FDA = fibres au détergent acide (%MS), LDA = lignine au détergent acide (%MS), DMSCell = digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière sèche (%MS), DMOCell = digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière organique (MO) (%MO), Amd = amidon (%MS), Scr = sucres totaux (%MS), RacS = biomasse racinaire dans les 10 premiers cm du sol (g/100 cm^3), CvV = couverture végétale permanente (%).

Pour les **services écosystémiques** : biodiversite = maintien des populations et des habitats, leg = caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur de leg, existence = caractéristique des systèmes vivants qui ont une valeur d'existence, elevage = plantes sauvages pâturées par les animaux d'élevage, et cultivées consommées par les animaux d'élevage (pour le SE final : animaux élevés et leurs produits), alimentation = plantes sauvages pour l'alimentation, medicinal = fibres et autres parties des plantes sauvages pour des usages directs ou non (usages médicinaux), energie = plantes sauvages pour l'énergie, erosion = contrôle des taux d'érosion, climat = régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans, et esthetisme : caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique.

Indicateur de service écosystémique	Service écosystémique	Poids de l'indicateur
RS	biodiversite	0,12
IS	biodiversite	0,14
HArb	biodiversite	0,13
HPArb	biodiversite	0,17
BSDbiodiv	biodiversite	0,11
LS	biodiversite	0,16
C.N	biodiversite	0,17
RS	leg	0,12
IS	leg	0,14
HArb	leg	0,13
HPArb	leg	0,17
BSDbiodiv	leg	0,11
LS	leg	0,16
C.N	leg	0,17
RS	existence	0,12
IS	existence	0,14
HArb	existence	0,13

HPArb	existence	0,17
BSDbiodiv	existence	0,11
LS	existence	0,16
C.N	existence	0,17
BSDelev	elevage	0,13
PB	elevage	0,14
DMSCell	elevage	0,14
MM	elevage	0,13
LDA	elevage	0,14
FDA	elevage	0,15
CvPat	elevage	0,17
CvAlim	alimentation	1
CvMed	medicinal	1
CvEng	energie	0,31
VB	energie	0,32
NbArbM	energie	0,37
LS	erosion	0,26
RacS	erosion	0,29
CaptRetS	erosion	0,23
CvV	erosion	0,22
CE	salinite	1
CarbonB	climat	0,5
COrgS	climat	0,5
NbEst	esthetisme	0,5
CvEst	esthetisme	0,5

Annexe 5.13. Valeurs propres et variances par ACP pour déterminer le nombre d'axes factoriels à retenir dans le cadre de la pondération des indicateurs de services écosystémiques pour les services suivants : maintien des populations et des habitats, plantes sauvages pour l'énergie, contrôle des taux d'érosion et plantes sauvages pâturées par les animaux d'élevage (et, le cas échéant, plantes cultivées consommées par les animaux d'élevage) pour le service final animaux élevés et leurs produits. Les dimensions retenues sont en gras

Maintien des populations et des habitats

Eigenvalues

	Dim.1	**Dim.2**	**Dim.3**	Dim.4	Dim.5	Dim.6	Dim.7
Variance	3.098	1.546	1.252	0.516	0.281	0.237	0.071
% of var.	44.263	22.079	17.882	7.368	4.009	3.386	1.012
Cumulative % of var.	44.263	66.342	84.224	91.593	95.602	98.988	100.000

Plantes sauvages pour l'énergie

Eigenvalues

	Dim.1	**Dim.2**	Dim.3
Variance	1.744	0.980	0.276
% of var.	58.139	32.665	9.196
Cumulative % of var.	58.139	90.804	100.000

Contrôle des taux d'érosion

Eigenvalues

	Dim.1	**Dim.2**	Dim.3	Dim.4
Variance	2.573	0.983	0.350	0.094
% of var.	64.317	24.577	8.762	2.344
Cumulative % of var.	64.317	88.894	97.656	100.000

Plantes sauvages pâturées par les animaux d'élevage

Eigenvalues

	Dim.1	**Dim.2**	**Dim.3**	**Dim.4**	Dim.5	Dim.6	Dim.7
Variance	3.386	1.321	1.005	0.821	0.356	0.079	0.032
% of var.	48.374	18.875	14.357	11.723	5.088	1.128	0.455
Cumulative % of var.	48.374	67.249	81.606	93.329	98.417	99.545	100.000

Annexe 5.14. Calculs des poids des indicateurs grâce à l'ACP après rotation. RC = composantes principales après rotation. Les charges factorielles après rotation, au carré et ramenées à la somme unitaire utilisées pour le calcul des poids sont en gras

Maintien des populations et des habitats. Les indicateurs du service écosystémiques à pondérer sont : RS = richesse spécifique, IS = indice de Shannon, Harb = hauteur moyenne de la strate arbustive (m), HpArb = houppier moyen de la strate arbustive (m^2), BSDbiodiv = quantité de biomasse sèche disponible (kg/ha) pour le maintien des populations et des habitats, LS = masse de litière sèche (kg/ha), C.N = C/N du sol.

Charges factorielles après rotation			
	RC1	**RC2**	**RC3**
RS	0,27	0,79	-0,02
IS	0,09	0,88	-0,27
Harb	0,83	0,2	0,35
HpArb	0,96	0,12	0,05
BSDbiodiv	0,05	0,77	0,39
LS	0,91	0,14	-0,21
C.N	0,04	-0,03	0,94
Charges factorielles après rotation, au carré			
	RC1	**RC2**	**RC3**
RS	0,07	0,62	0,00
IS	0,01	0,77	0,07
Harb	0,69	0,04	0,12
HpArb	0,92	0,01	0,00
BSDbiodiv	0,00	0,59	0,15
LS	0,83	0,02	0,04
C.N	0,00	0,00	0,88
Somme des carrés	2,52	2,07	1,28
Charges factorielles après rotation, au carré, ramenées à la somme unitaire			
	RC1	**RC2**	**RC3**
RS	0,03	**0,30**	0,00
IS	0,00	**0,37**	0,06
Harb	**0,27**	0,02	0,10
HpArb	**0,37**	0,01	0,00
BSDbiodiv	0,00	**0,29**	0,12
LS	**0,33**	0,01	0,03
C.N	0,00	0,00	**0,69**
Proportion de variance expliquée par les composantes après rotation			
RC1	**RC2**	**RC3**	
0,43	0,35	0,22	

	Poids des indicateurs	**Poids ramenés à 1**
RS	0,11	0,12
IS	0,13	0,14
Harb	0,12	0,13
HpArb	0,16	0,17
BSDbiodiv	0,10	0,11
LS	0,14	0,16
C.N	0,15	0,17
Somme des poids	0,90	1

Plantes sauvages pour l'énergie. Les indicateurs du service écosystémique à pondérer sont : CvEng = couverture des espèces d'intérêt pour l'énergie (%), VB = volume de bois (m^3/ha), NbArbM = nombre d'arbres morts (nombre d'individus/ha).

Charges factorielles après rotation		
	RC1	**RC2**
CvEng	0,92	0,13
VB	0,93	-0,01
NbArbM	0,05	1
Charges factorielles après rotation, au carré		
	RC1	**RC2**
CvEng	0,85	0,01
VB	0,87	0,00
NbArbM	0,00	1,00
Somme des carrés	1,72	1,01
Charge factorielle après rotation, au carré, ramenées à la somme unitaire		
	RC1	**RC2**
CvEng	**0,49**	0,02
VB	**0,50**	0,00
NbArbM	0,00	**0,98**
Proportion de variance expliquée par les composantes après rotation		
	RC1	**RC2**
	0,63	0,37
	Poids des indicateurs	**Poids ramenés à 1**
CvEng	0,31	0,31
VB	0,32	0,32
NbArbM	0,36	0,37
Somme des poids	0,99	1,00

Contrôle des taux d'érosion. Les indicateurs du service écosystémique à pondérer sont : LS = masse de litière sèche (kg/ha), CaptRetS = volume moyen de sol retenu par la végétation (cm^3), RacS = biomasse racinaire dans les 10 premiers cm du sol ($g/100\ cm^3$) et CvV = couverture végétale permanente.

Charges factorielles après rotation		
	RC1	**RC2**
LS	0,96	-0,1
CaptRetS	0,9	-0,04
RacS	-0,03	1
CvV	0,89	-0,07
Charges factorielles après rotation, au carré		
	RC1	**RC2**
LS	0,92	0,01
CaptRetS	0,81	0,00
RacS	0,00	1,00
CvV	0,79	0,00
Somme des carrés	2,52	1,02
Charge factorielle après rotation, au carré, ramenées à la somme unitaire		
	RC1	**RC2**
LS	**0,37**	0,01
CaptRetS	**0,32**	0,00
RacS	0,00	**0,98**
CvV	**0,31**	0,00
Proportion de variance expliquée par les composantes après rotation		
	RC1	**RC2**
	0,71	0,29
	Poids des indicateurs	**Poids ramenés à 1**
LS	0,26	0,26
CaptRetS	0,23	0,23
RacS	0,29	0,29
CvV	0,22	0,22
Somme des poids	1,00	1,00

Plantes sauvages pâturées par les animaux d'élevage (et le cas échéant, plantes cultivées consommées par les animaux d'élevage). Les indicateurs du service écosystémique à pondérer sont : BSDelev = quantité de biomasse sèche disponible (kg/ha) pour les animaux d'élevage, CvPat = couverture des espèces d'intérêt pour le pâturage (%), MM = matières minérales (% de la matière sèche de la biomasse des strates intermédiaire et inférieure (MS)), PB = protéines brutes (%MS), FDA = fibres au détergent acide (%MS), LDA = lignine au détergent acide (%MS) et DMSCell = digestibilité enzymatique *in vitro* de la matière sèche (%MS)

Charges factorielles après rotation				
	RC1	**RC2**	**RC3**	**RC4**
BSDelev	0,67	-0,12	0,6	-0,08
CvPat	-0,1	0,15	-0,01	0,98
MM	0,23	-0,2	0,89	-0,03
PB	0,91	-0,29	0,07	-0,08
FDA	-0,17	0,95	-0,09	0,14
LDA	-0,3	0,92	-0,09	-0,08
DMSCell	0,92	-0,22	0,23	-0,08
Charges factorielles après rotation, au carré				
	RC1	**RC2**	**RC3**	**RC4**
BSDelev	0,45	0,01	0,36	0,01
CvPat	0,01	0,02	0,00	0,96
MM	0,05	0,04	0,79	0,00
PB	0,83	0,08	0,00	0,01
FDA	0,03	0,90	0,01	0,02
LDA	0,09	0,85	0,01	0,01
DMSCell	0,85	0,05	0,05	0,01
Somme des carrés	2,31	1,96	1,23	1,01
Charges factorielles après rotation, au carré, ramenées à la somme unitaire				
	RC1	**RC2**	**RC3**	**RC4**
BSDelev	**0,19**	0,01	**0,29**	0,01
CvPat	0,00	0,01	0,00	**0,95**
MM	0,02	0,02	**0,65**	0,00
PB	**0,36**	0,04	0,00	0,01
FDA	0,01	**0,46**	0,01	0,02
LDA	0,04	**0,43**	0,01	0,01
DMSCell	**0,37**	0,02	0,04	0,01
Proportion de variance expliquée par les composantes après rotation				
	RC1	**RC2**	**RC3**	**RC4**
	0,35	0,3	0,19	0,16
	Poids des indicateurs		**Poids ramenés à 1**	
BSDelev	0,12		0,13	
CvPat	0,15		0,17	
MM	0,12		0,13	
PB	0,13		0,14	
FDA	0,14		0,15	
LDA	0,13		0,14	
DMSCell	0,13		0,14	
Somme des poids	0,92		1,00	

Annexe 5.15. Paramétrage des poids des services écosystémique pour leur agrégation par type d'acteur

Pour les **services écosystémiques** : biodiversite = maintien des populations et des habitats, leg = caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur de leg, existence = caractéristique des systèmes vivants qui ont une valeur d'existence, elevage = animaux élevés et leurs produits via les plantes cultivées et les plantes sauvages consommées par les animaux d'élevage, alimentation = plantes sauvages pour l'alimentation, medicinal = fibres et autres parties des plantes sauvages pour des usages directs ou non (usages médicinaux), energie = plantes sauvages pour l'énergie, erosion = contrôle des taux d'érosion, climat = régulation de la composition chimique de l'atmosphère et des océans, et esthetisme : caractéristiques des systèmes vivants qui permettent une expérience esthétique.

Pour les **types d'acteur** : local = acteurs locaux des villages du district de Sozak, minier = acteurs miniers des entreprises Orano et KATCO.

Service écosystémique	**Type d'acteur**	**Poids**
biodiversite	local	72
biodiversite	minier	36
leg	local	18
leg	minier	0
existence	local	33
existence	minier	0
elevage	local	95
elevage	minier	27
alimentation	local	26
alimentation	minier	0
medicinal	local	60
medicinal	minier	0
energie	local	75
energie	minier	46
erosion	local	30
erosion	minier	27
climat	local	1
climat	minier	46
esthetisme	local	32
esthetisme	minier	55
salinite	local	32
salinite	minier	0

Annexe 5.16. Paramétrage des effets des modalités distance et surface sur l'acceptabilité sociale des pratiques de compensation écologique

Pour **les pratiques** : DF = défriche, PH = plantation, CF = culture fourragère, E = point d'eau, R = réserve naturelle.

Pour les **modalités impactantees** : D = distance au village, S = surface de la zone de compensation

Vmin et **Vmax** = Valeur minimum et Valeur maximum

anotemin et **anotemax** = impact sur la note si la valeur minimum est atteinte, et impact sur la note si la valeur maximum est atteinte

Pratique	**Modalité impactante**	**Vmin**	**Vmax**	**anotemin**	**anotemax**
DF	D	0	100	-3	3
PH	S	1	50	3	-3
CF	D	1	20	3	-3
E	D	0	100	3	-3
R	D	0	150	-3	3

Références des annexes du Chapitre 5

Biswas, B., Chakraborty, D., Timsina, J., Bhowmick, U.R., Dhara, P.K., Ghosh (Lkn), D.K., Sarkar, A., Mondal, M., Adhikary, S., Kanthal, S., Patra, K., Sarkar, S., Parsad, R., Ray, B.R., 2022. Agroforestry offers multiple ecosystem services in degraded lateritic soils. Journal of Cleaner Production 365, 132768. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132768

Blanc, I., Friot, D., Margni, M., Jolliet, O., 2008. Towards a new index for environmental sustainability based on a DALY weighting approach. Sust. Dev. 16, 251–260. https://doi.org/10.1002/sd.376

Byambadorj, S.-O., Park, B.B., Hernandez, J.O., Dulamsuren, N., Sainbuyan, Z., Altantugs, O., Sharavdorj, K., Seong, I.K., Batkhuu, N.-O., 2021. Optimal Irrigation Regime for Woody Species Potentially Suitable for Effective and Sustainable Afforestation in the Desert Region of Mongolia. Land 10, 212. https://doi.org/10.3390/land10020212

Cao, B., Song, L.H., 2012. Discussion on Afforestaion Techniques in Salt-Alkaline Soil in Northern Ningxia. Advanced Materials Research 518–523, 5276–5280. https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMR.518-523.5276

Chen, L., Wang, P., Cheng, X., Yan, Z., Wu, F., Jahufer, Z., Han, Y., Habte, E., Jones, C.S., Cheng, Y., Zhang, J., 2022. Recurrent selection of new breeding lines and yield potential, nutrient profile and *in vitro* rumen characteristics of *Melilotus officinalis*. Field Crops Research 287, 108657. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2022.108657

Fan, B., McHugh, A.D., Guo, S., Ma, Q., Zhang, J., Zhang, X., Zhang, W., Du, J., Yu, Q., Zhao, C., 2018. Factors influencing the natural regeneration of the pioneering shrub *Calligonum mongolicum* in sand dune stabilization plantations in arid deserts of northwest China. Ecol Evol 8, 2975–2984. https://doi.org/10.1002/ece3.3913

Google, 2021. Google Earth Pro V. 7.3.3.7721.

Kearney, S.P., Fonte, S.J., García, E., Siles, P., Chan, K.M.A., Smukler, S.M., 2019. Evaluating ecosystem service trade-offs and synergies from slash-and-mulch agroforestry systems in El Salvador. Ecological Indicators 105, 264–278. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.032

Lê, S., Josse, J., Husson, F., 2008. FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. Journal of Statistical Software 25, 1–18. https://doi.org/10.18637/jss.v025.i01

Lolli, S., Di Girolamo, P., 2015. Principal Component Analysis Approach to Evaluate Instrument Performances in Developing a Cost-Effective Reliable Instrument Network for Atmospheric Measurements. Journal of Atmospheric and Oceanic Technology 32, 1642–1649. https://doi.org/10.1175/JTECH-D-15-0085.1

Mülhenberg, M., Batkhishig, T., Dashzeveg, Ts., Drößler, L., Neusel, B., Tsogtbaatar, J., 2006. Lessons From Tree Planting Initatives in Mongolia (Document de travail No. 37795), Mongolia Discussion Papers, East Asia and Pacifi c Environment and Social Development Department. World Bank, Washington, D.C.

Nicoletti, G., Scarpetta, S., Boylaud, O., 2000. Summary Indicators of Product Market Regulation with an Extension to Employment Protection Legislation. SSRN Journal. https://doi.org/10.2139/ssrn.201668

OECD, European Union, Joint Research Centre - European Commission, 2008. Handbook on Constructing Composite Indicators: Methodology and User Guide. OECD. https://doi.org/10.1787/9789264043466-en

Péroches, A., Baral, H., Chesnes, M., Lopez-Sampson, A., Lescuyer, G., 2022. Suitability of large-scale tree plantation models in Africa, Asia and Latin America for forest landscape restoration objectives. Bois for. trop. 351, 29–44. https://doi.org/10.19182/bft2022.351.a36870

Quintas-Soriano, C., Castro, A.J., Castro, H., García-Llorente, M., 2016. Impacts of land use change on ecosystem services and implications for human well-being in Spanish drylands. Land Use Policy 54, 534–548. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.03.011

R Core Team, 2022. R: A Language and Environment for Statistical Computing.

Revelle, W., 2023. psych: Procedures for Psychological, Psychometric, and Personality Research.

Salmukhanbetova, Z.K., Imanalinova, A.A., Dimeyeva, L.A., Zverev, N.E., 2021. State of Saxaul Plantations in the Kazakhstan's Part of the Aral Sea Area. Central Asian Journal of Water Research 7, 128–157.

Silva-Olaya, A.M., Ortíz-Morea, F.A., España-Cetina, G.P., Olaya-Montes, A., Grados, D., Gasparatos, A., Cherubin, M.R., 2022. Composite index for soil-related ecosystem services assessment: Insights from rainforest-pasture transitions in the Colombian Amazon. Ecosystem Services 57, 101463. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2022.101463

Song, C., Li, C., Halik, Ü., Xu, X., Lei, J., Zhou, Z., Fan, J., 2021. Spatial Distribution and Structural Characteristics for Haloxylon ammodendron Plantation on the Southwestern Edge of the Gurbantünggüt Desert. Forests 12, 633. https://doi.org/10.3390/f12050633

Souza, B.A., Rosa, J.C.S., Siqueira-Gay, J., Sánchez, L.E., 2021. Mitigating impacts on ecosystem services requires more than biodiversity offsets. Land Use Policy 105, 105393. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105393

Zhang, J.G., Lei, J.Q., Wang, Y.D., Zhao, Y., Xu, X.W., 2016. Survival and growth of three afforestation species under high saline drip irrigation in the Taklimakan Desert, China. Ecosphere 7. https://doi.org/10.1002/ecs2.1285

Zhu, Y., Jia, Z., 2011. Soil water utilization characteristics of Haloxylon ammodendron plantation with different age during summer. Acta Ecologica Sinica 31, 341–346. https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2011.09.004

Supporting biodiversity offsets of mining projects in Central Asian drylands: an ecosystem services approach

---

Abstract

Development projects (roads, mines, etc.) play a part in the global erosion of biodiversity. In this context, biodiversity offsets are adopted worldwide to counterbalance these impacts and conciliate economic development with biodiversity preservation. However, this approach is failing to include ecosystem services, despite their importance to the well-being and even survival of certain impacted populations. This is because their integration is not always compatible with current methods for biodiversity offsets. The aim of our thesis is therefore to develop a methodological framework for the appropriate and sustainable integration of ecosystem services into offsetting approaches. Based on the existing literature on this issue, we developed a four-stage methodology. We tested it in a Central Asian dryland, the Sozak district in Kazakhstan, where the French uranium mining company Orano is operating, and where biodiversity offset is achieved through plantations of a naturally occurring species, *Haloxylon* spp. Through this case study, we (i) identified the ecosystem services that are important to local stakeholders, on a landscape scale. Thus, we determined the services potentially impacted by uranium mining activities. We then developed offset practices based on their provision, and (ii) assessed them from the point of view of social acceptability. In particular, we showed that the ecosystem services expected through offsets differed from those potentially impacted by mining activities. We then (iii) assessed the relationship between the natural vegetation of the district and the ecosystem services of interest, using biophysical indicators, as a guide for offsetting ecosystem services. Our results suggest that only the shrub layer affects the provision of ecosystem services, and only partially, and for a limited number of services. Finally, the last stage involved the development of a decision-support tool to (iv) evaluate various offset scenarios according to four criteria: their successful implementation, the level of ecosystem service provision, stakeholder satisfaction with the services provided, and social acceptability. We showed that a scenario capable of offsetting for the potential loss of ecosystem services of interest would require considerable surface areas, and would be cumbersome in terms of planning, management, monitoring, human resources and certainly financial resources. Our results demonstrate the importance and relevance of each step of our methodological framework. They also show the need to optimize some of the protocols that result from these steps in order to improve its replicability and the effective integration of ecosystem services into offset measures. Finally, the proposed methodological framework could be applied beyond ecological offsetting, to other land use planning projects (reforestation, parks, agro-ecological practices, etc.) that wish to use the concept of ecosystem services.

Keywords: biodiversity offset, ecosystem services, drylands, Central Asia, landscape scale, social acceptability, biophysical assessment, decision support tool

---

Thèse de doctorat d'Annaêl Barnes

Accompagner la compensation écologique d'implantations minières dans les zones arides d'Asie Centrale : une approche en termes de services écosystémiques

---

Résumé

Le développement de projets d'aménagement (routes, mines, etc.) participe à l'érosion mondiale de la biodiversité. Dans ce contexte, la compensation écologique est adoptée pour pallier ces impacts et concilier développement économique et préservation de la biodiversité. Cependant, elle peine à inclure les services écosystémiques, malgré leur importance pour le bien-être, voire la survie de certaines populations impactées. Leur intégration n'est pas toujours compatible avec les approches actuelles de la compensation pour la biodiversité. Ainsi, l'objectif de nos travaux de thèse est de développer un cadre méthodologique pour l'intégration appropriée des services écosystémiques dans la compensation écologique. A partir de la littérature existante, nous avons construit une méthodologie en quatre étapes. Nous l'avons testée dans une zone aride d'Asie Centrale, le district de Sozak au Kazakhstan, où l'entreprise minière uranifère française Orano est implantée, et où la compensation écologique est réalisée par plantations forestières d'*Haloxylon ammodendron* (C.A. Mey) Bunge et *Haloxylon persicum* (C.A Mey) Bunge. A travers ce cas d'étude, nous avons (i) identifié les services écosystémiques importants pour les acteurs locaux, selon une échelle paysagère. Ainsi, nous avons déterminé les services potentiellement impactés par les activités minière. Dès lors, nous avons élaboré des pratiques de compensation basées sur leur fourniture, et les avons (ii) évaluées sous le prisme de l'acceptabilité sociale. Nous avons notamment montré que les services écosystémiques attendus à travers la compensation différaient des services potentiellement impactés par les activités minières. Par la suite, nous avons (iii) évalué les relations entre la végétation naturelle du district et les services écosystémiques d'intérêt, à partir d'indicateurs biophysiques, afin de nous en inspirer pour la compensation des services écosystémiques. Nos résultats suggèrent que seule la strate arbustive affecterait partiellement la fourniture de services écosystémiques, et pour un nombre limité de services. Enfin, à travers la dernière étape, nous avons développé un outil d'aide à la décision afin (iv) d'évaluer différents scénarios de compensation écologique selon quatre critères : leur succès de mise en place, le niveau de fourniture de services écosystémiques, la satisfaction des différents acteurs vis-à-vis des services apportés, et l'acceptabilité sociale. Nous avons montré qu'un scénario permettant de compenser la perte potentielle des services écosystémiques d'intérêt demanderait des surfaces considérables, et serait lourd en termes de planification, de gestion, de suivi, de ressources humaines et certainement de ressources financières. Nos résultats témoignent de l'importance et de la pertinence de chacune des étapes de notre cadre méthodologique. Ils montrent également la nécessité d'optimiser certains protocoles qui résultent de ses étapes pour parfaire sa réplicabilité. Finalement, le cadre méthodologique proposé pourrait être mobilisé au-delà de la compensation écologique, dans d'autres projets d'aménagement des territoires (reboisement, parcs, pratiques agroécologiques, etc.) qui souhaiteraient s'appuyer sur le concept des services écosystémiques.

Mots-clés : compensation écologique, services écosystémiques, zones arides, Asie Centrale, échelle paysagère, acceptabilité sociale, évaluation biophysique, outil d'aide à la décision

---