

**UN MODELE DE MESURE DE LA COMPENSATION
ECOLOGIQUE DANS UN PROJET D'AMENAGEMENT « cas de
la Sebkha »**

MR : HELMAOUI Yahia Maître de Conférences « B » Université
d'Oran2.

Résumé :

Lorsqu'un bien commun est utilisé en accès libre par une multitude d'individus, chacun ne va tenir compte, dans le choix de ses actions, que de ses coûts et bénéfices propres. Tous les agents posent ainsi l'hypothèse que leurs actions individuelles n'ont pas d'influence significative sur la ressource globale. Chaque utilisateur suivant le même raisonnement, cela conduit à sous-estimer les coûts et les dommages causés à l'environnement, ce qui se traduit par sa dégradation progressive.

Mots clés : environnement – écologie – compensation- aménagement

Abstract:

When a common good is used in open access by a multitude of individuals, each one will take into account, in the choice of his actions, only his own costs and benefits. All agents thus assume that their individual actions do not have a significant influence on the global resource. Each user follows the same reasoning, this leads to underestimating the costs and damage to the environment, which results in its gradual deterioration.

Keywords: environment - ecology - compensation-development.

ملخص

عندما يتم استخدام الصالح العام للوصول بحرية من قبل العديد من الأفراد، وسوف تتخذ كل بعين الاعتبار في اختيار أفعاله، وفوائدها والتكاليف. جميع وكلاء وافترض أن أفعالهم الفردية ليس لها تأثير كبير على الموارد بشكل عام. لكل مستخدم على نفس المنطق، وهذا يؤدي إلى التقليل من التكاليف والأضرار التي تلحق بالبيئة، مما يؤدي إلى تدهورها التدريجي.

كلمات البحث: البيئة - البيئة - تنمية

Introduction

Si les causes de la dégradation de l'environnement sont principalement physiques (ce sont bien les émissions de gaz à effet de serre qui sont à l'origine du réchauffement climatique), certains de ces phénomènes découlent du comportement des agents et peuvent donc être expliqués par la théorie économique. Garrett Hardin est l'un des premiers à s'être penché sur l'analyse économique des problèmes environnementaux dans son article sur "la tragédie des biens communs" [80].

Cette sous-estimation des dommages est à l'origine d'un dysfonctionnement des marchés des ressources naturelles. D'une part, si l'on en croit Philippe Busquin⁶ [135], commissaire européen chargé de la recherche dans un communiqué de presse daté du 21 juillet 2001, les ressources qui font l'objet d'un échange sur des marchés ont des prix largement sous-évalués : "Une grande étude financée par l'UE⁶ a démontré que le coût de production d'électricité à partir de charbon ou de pétrole doublerait si les impacts engendrés, notamment sur l'environnement et la santé humaine, étaient pris en considération". D'autre part, bien que les ressources environnementales fournissent un flux de services directs et indirects à la société⁷ [15], pour certains de ces biens et services environnementaux, tels que l'air pur ou la biodiversité, il n'existe pas de marché, et donc pas de prix, ce qui conduit souvent à les considérer comme "gratuits" [78]. Par exemple, les prix de marché pour un terrain ne tiennent généralement pas compte de la filtration des nitrates et des services rendus par les habitats de la vie sauvage que l'on trouve dans les zones humides. C'est également vrai concernant l'utilité fournie par un paysage particulièrement beau ou par des espèces sauvages. De ce fait, les décisions prises par les agents, qui semblent optimales dans un cadre économique classique, deviennent sous-optimales une fois les coûts réels supportés par la société et par l'environnement ajoutés. Pour que la société soit à même de maximiser réellement le bien-être des individus, il lui faut estimer les coûts et les bénéfices liés à l'usage de tous les services fournis par les actifs naturels, marchands ou non. La question qui se pose est tout d'abord comment conceptualiser théoriquement ces valeurs et surtout comment les estimer empiriquement ?

Face à des enjeux environnementaux complexes plaçant l'humanité dans une situation de plus en plus critique, il devient urgent de tout mettre en œuvre afin de stopper l'hémorragie des pertes en biodiversité. Des interventions sont nécessaires à toutes les échelles de décision, aussi bien mondiale que locale. Les solutions sont à la fois localisées dans la recherche dédiée à une meilleure connaissance et compréhension de cette biodiversité qui se raréfie, dans l'amélioration des interventions techniques qui en

découlera nécessairement mais également dans le développement d'instruments économiques d'aide à la décision permettant d'intégrer la protection de l'environnement aux décisions de gestion. Les questions environnementales soulèvent des problèmes spécifiques, parfois conflictuels, ne permettant pas le recours aux instruments économiques classiques. D'autres instruments furent donc créés à cet effet, ils ne sont malheureusement pas exempts de failles dont il faut tenir compte.

Notre cas d'étude portant sur un projet d'aménagement de la sebkha afin d'arriver au remplissage de la zone, et ainsi faire naître une cote d'eau saumâtre de 250 hectares, soit par creusées ou forages de puits avec installations d'un système de pompage travaillant en photovoltaïque à énergie basique (énergie renouvelable), fonctionnant en circuit fermé de telle manière à submerger le grand bassin, des sources de la nappe phréatiques (l'eau s'y est trouvée à 3 mètres de creusées) présentes du dit lac, et de ce fait donner naissance à une zone touristique permettant d'épanouir la localité en double options, à savoir :

1 -créer des petits commerces de proximité (cafés, restaurants, légumes, parcours de plaisance en lac, etc., ...),

2- faire naître un système d'irrigation qui alimentera toutes les cultures avoisinantes.

1. Présentation du terrain d'étude « la sebkha »

Le bassin hydrographique dans lequel se situe notre étude, est d'une superficie d'environ 43.000 Km², il est constitué d'un grand espace aquatique naturel et brut parallèle qui est déterminé successivement du nord par des zones steppiques suivies d'un enchaînement de fermes et de plaines parallèlement au réseau routier (autoroute est, ouest). Il s'étend sur la totalité de la région oranaise, sur la majeure partie de la périphérie de la Commune de Misserghin

Ainsi la prise en charge de la grande Sebkha d'Oran par les pouvoirs publics est devenue un problème épineux à résoudre, soucieux de faire de cet espace naturel un lieu protégé et viable, selon le directeur de l'environnement. Cette vaste étendue d'eau saline, classée par la convention Ramsar²⁶ des zones humides, 43.000 voir 46.000 hectares sur trois wilayas, ce qui lui confère une dimension régionale. Dans sa partie oranaise, elle borde la commune de Misserghin, au sud, avant de s'étirer jusqu'à Hassi El-Guella, au nord d'Ain Temouchent et plonger en direction de Sidi Bel Abbés.

Partant de ce constat, le projet envisagé est d'abord celui de l'aménagement dans le sens de la valorisation de la zone étudiée puis celui du prolongement au Nord de cette zone et concerne donc principalement les communes de sidi- chahmi, Oran, Misserghin, El Amria. Cela représente une surface d'environ 46000 ha dont la commune d'Oran est le principal propriétaire (sauf une petite surface qui appartient à la commune d'Ain Temouchent), cette zone ne possède pas de desserte routière et se révèle donc peu accessible. L'espace est actuellement majoritairement occupé par un boisement de steppe et autres plantes que nous définissons par la suite. Aussi, on note aux proximités, de friches herbeuses (fermes) appartenant plus largement à l'espace communale de al-Amria, voir Ain Temouchent.

De même, il est important de décrire les parties environnantes de la grande Sebkhia qui se situe en plein dans le bassin hydrographique de l'oranie, au sud de la wilaya d'Oran. À ses abords immédiats, l'Aïdour présentant une faune et une flore méditerranéenne caractéristique. Les flancs de l'Aïdour sont plantés en pin d'Alep sur une surface de 668 hectares²⁶. On y rencontre également des figuiers de Barbarie et des Agaves notamment aux abords immédiats du fort de Santa Cruz.

Ainsi, ce lac est constitué d'eau d'une salinité moyenne dépourvue de végétation apparente. Cependant, ses environs immédiats développent une végétation adaptée au climat sec et à la terre salée de la zone. On y trouve des Sueda maritime, des juncus et de petites touffes de chamaerops humilis, et des Tamaris poussent sur la rive. En revanche, la végétation dominante trouve sa place dans les Unula rethamoides, les Tamarix, Costus, Salicorina, et les Fruticosa.

Dans la région oranaise, la Sebkhia semble être le lieu privilégié des espèces migratrices venant de Gibraltar à l'Ouest. C'est notamment le cas des Limicoles, Goélands argentés, Avocettes, les Grues cendré, les Chevaliers Arlequin, Gravelot à collier interrompu, des petits et grands Gravelot et enfin les Flamands roses qui affectionnent particulièrement les zones humides et de faibles profondeurs. La présence de flamants Roses et de Gravelot à collier interrompu et Belon est particulièrement développée sur la Sebkhia²⁶.

Optimisation de la démarche : il va de soi que, lors d'une utilisation sur le terrain, le modèle appelé : HSI devra être choisi avec le plus grand soin. En fonction des ressources disponibles, il conviendra de travailler avec des spécialistes en sciences de la terre afin de développer un modèle approprié ou, tout du moins, de collecter sur le terrain les données adéquates, le modèle HSI est définie comme suit :

$$HSI = \frac{\text{Classement de l'espèce les listes de protection}}{\text{Niveau maximum du classement}}$$

Le choix de la densité de population comme indicateur de la qualité des milieux n'a pas été particulièrement contesté par les experts que nous avons rencontrés. Cet indicateur est d'ailleurs proche du principe de l'espèce repère utilisé en gestion piscicole. Il conviendra cependant de s'assurer que l'indicateur sélectionné soit le plus représentatif possible de la bonne santé de l'espèce et du milieu. Notons que la création d'un modèle permet la combinaison de plusieurs indicateurs et, de ce fait, une plus grande précision dans les résultats obtenus. Celui-ci pourrait éventuellement intégrer des indicateurs existants (notamment au niveau européen).

2. LA METHODOLOGIE DU MODELE

2.1. Calcul des unités d'habitat associées aux conditions de base : l'objectif de l'évaluation des conditions de base est de calculer le nombre d'unités d'habitat pouvant être attribuées à chaque espèce d'évaluation en un point du temps donné (avant aménagement). La taille de l'habitat disponible est multipliée par l'indice HSI de chaque espèce d'évaluation pour déterminer les unités d'habitat totales pour cette espèce sur le site pilote.

Données utilisées : les données nécessaires sont représentées dans le tableau 4.9.

Espèces	Habitat disponible	HSI	Unités d'habitat
Agrumes	121,709	1	121,709
Chamaerops humilis	3,971	1	3,971
Phragmitetalia	0,798	0,5	0,400
Juncus	9,523	1	9,523
Cocutus-Sacorina	4,613	0,75	3,459
Tamarix	21,139	1	21,139
Unula rethamoides	7,042	1	7,042
Limicole,Flamd rose	23,818	1	23,818
Sanglier	22,563	1	22,563
Rat de champs	60,159	1	60,159
Hérisson	8,573	0,75	6,429
Renard	46,353	0,5	23,176
Lièvre	99,948	0,75	74,963
Grue	10,503	0,5	5,251

Tab. 4.9: Calcul des unités d'habitat correspondant aux conditions de base sur le site pilote.

Résultat : le calcul des unités d'habitat associées aux conditions de base peut être effectué.

$$\text{Unités d'habitat} = 121,709 + 3,971 + (0,798 \times 0,5) + 9,523 + (4,613 \times 0,75) + 21,139 + 7,042 + 23,818 + 22,563 + 60,159 + (6,429 \times 0,75) + (46,353 \times 0,5) + (99,948 \times 0,75) + (10,503 \times 0,5) = 381,776 \text{ unités.}$$

Pour obtenir l'impact net du projet, les unités d'habitat correspondant aux conditions de base doivent être comparées aux unités d'habitat attribuables au site pilote une fois l'aménagement effectué.

2.2. Les conditions futures en termes d'unités d'habitat

Pour l'USFWS [143], les évaluations d'impacts sont conduites en quantifiant les conditions d'habitat en plusieurs points du temps via des périodes d'analyse définies. L'évaluation des impacts découlant des usages de la terre est facilitée par la division de la zone d'étude en segments d'impact (zone au sein de laquelle la nature et l'intensité de l'usage futur de la terre peuvent être considérées comme homogènes). Une fois encore, plusieurs étapes sont recommandées pour obtenir les conditions futures en termes d'unités d'habitat.

1. Déterminer les années cibles : il est possible de faciliter l'évaluation des impacts en sélectionnant des années cibles pour lesquelles les conditions d'habitat peuvent être raisonnablement définies.

2. Prévoir les zones futures d'habitat disponibles : pour chaque action proposée la zone d'habitat disponible doit être estimée pour les années futures. Certaines couvertures vont augmenter quand d'autres vont décroître et parfois de nouvelles couvertures vont apparaître ou certaines disparaître. La méthode recommandée est celle des cartes de couvertures terrestres. Un type de couverture altéré doit avoir un sous-type, un type transformé doit prendre un nouveau nom.

3. Prévoir les indices HSI futurs : le modèle HSI utilisé pour déterminer les valeurs HSI pour les conditions de base doit être employé à nouveau. Cette étape suppose d'effectuer des prévisions concernant les changements dans les variables utilisées pour représenter la qualité de l'habitat.

4. Annualisation des impacts : dans le but d'obtenir des données qui soient directement comparables aux analyses coûts-bénéfices. Les gains ou pertes en unités d'habitat sont annualisés en sommant les unités d'habitat pour toutes les années de la période d'analyse et en divisant le total par le nombre d'années de vie du projet. En résultant des Unités d'Habitat Annuelles Moyennes, en principe cela suppose que les indices HSI et la surface d'habitat

disponible soient connus pour chaque année. Cependant, il existe une formule n'utilisant que les indices HSI des années ciblées ainsi que des estimations des surfaces d'habitat disponibles.

Cette étape consiste à mesurer l'impact du projet en estimant, toujours pour chaque espèce d'évaluation, quelle est la taille projetée de son habitat post aménagement ainsi que son indice de qualité estimé post aménagement. Nous suivons, dans la mesure du possible, les étapes recommandées par l'USFWS. Nous avons choisi, pour notre cas d'étude, de ne pas utiliser d'années cibles mais de faire une simple distinction entre la situation avant projet (correspondant aux conditions de base), et la situation après aménagement (tel que celui-ci est décrit dans l'étude d'impact). Toutefois, des années cibles seront utilisées lors de la détermination des mesures compensatoires "idéales". Ce cas sera donc illustré dans la deuxième application de la méthode HEP "adaptée".

2.3. La prévision des zones futures d'habitat disponibles : nous utilisons à nouveau le graphique issu de l'étude d'impact indiquant l'évolution de la répartition des milieux avant et après aménagement (figure 4.10) en observant, cette fois-ci, les rectangles verts "après aménagement".

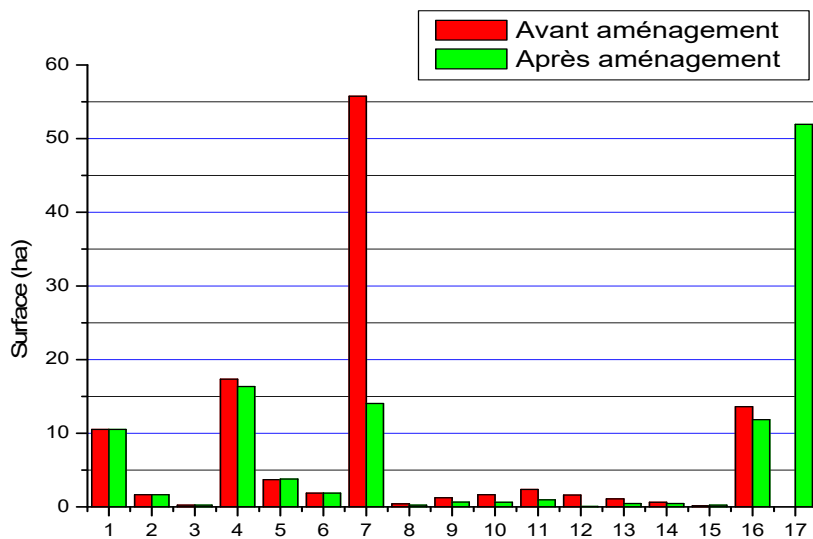


Fig. 4.10: Évolution de la répartition des milieux avant et après aménagement.

- 1- Groupe Aquatique, 2- Plantation arboricole, 3-Prairie 4- Champs Cultivés 5- Champs herbacé, 6- Figue barbarie 7- Eucalyptus 8- Sol nu/p végétalisé, 9- Fructicées
- 10- Pin D'Alep 11-Pin D'Alep Agave 12- Végétation homophile, 13- Garrigues
- 14- Foret zonale 15- Foret alluvial 16- non aménagée 17-Z aménagée.

Résultat : nous obtenons le tableau 4.11 déterminant, en fonction des couvertures terrestres utilisées par chaque espèce, la taille estimée de l'habitat de chacune une fois l'aménagement effectué.

La taille future des habitats disponibles à présent déterminée, reste à prévoir la qualité future des milieux représentée par leurs indices HSI.

2.4. La prévision des HSI futurs : l'USFWS [143] insiste sur le fait que le même modèle HSI doit être utilisé pour le calcul des indices HSI correspondant aux conditions de base et aux conditions post aménagement. Il s'agit, pour nous, des densités de population des espèces d'évaluation représentées par leur degré de protection.

Hypothèses : dans notre cas d'application, la majeure partie des terrains détruits sont, soit des champs cultivés, soit des champs labourés principalement utilisés comme zones de passage et de nourriture mais pas d'habitation à proprement dit. Les impacts sur les autres types de terrains sont jugés suffisamment faibles pour que les espèces soient à même de continuer à vivre normalement sur les terrains environnants sans que cela n'influe sur leur densité de population. Il en est de même concernant les espèces floristiques car si certaines espèces sont détruites au cours de l'aménagement ce n'est pas leur densité qui est modifiée (nombre de plantes par hectare) mais plutôt la taille de la zone disponible qui diminue. Nous nous plaçons dans une situation binaire où les habitats sont soit détruits, soit conservés à un même niveau de qualité. L'annualisation des impacts : les pertes en unités d'habitat sont annualisées en sommant les unités d'habitat pour toutes les années de la période d'analyse et en divisant le total par le nombre d'années de vie du projet.

Hypothèses : pour plus de simplicité, et dans la continuité des hypothèses posées à l'étape précédente, nous supposons les impacts indirects suffisamment faibles pour être négligés. Seuls sont pris en compte les impacts provenant directement de l'aménagement, conduisant généralement à la destruction de certains milieux. Nous écartons les éventuels impacts indirects engendrés par les travaux d'aménagement qui viendraient dégrader les milieux conservés. Il n'y a donc pas d'évolution des impacts au cours du temps, l'aménagement de la Sebkha est considéré comme portant une atteinte unique en un point du temps fixé.

Il n'y a alors pas lieu d'annualiser les impacts. Toutefois, de même que pour la sélection d'années cible, une illustration de l'utilisation des annualisations sera faite lors de la deuxième application de la méthode HEP "adaptée" où les bénéfices générés par les mesures de compensation seront annualisés.

2.5. Le calcul des conditions futures en termes d'unités d'habitat : de la même manière que pour la détermination des conditions de base, le nombre d'unités d'habitat pouvant être attribuées à chaque espèce d'évaluation, après aménagement correspond au produit de la taille estimée des habitats disponibles futurs par l'indice HSI de chaque espèce d'évaluation.

Hypothèse : pour notre étude, nous considérons que la situation qui existerait si l'aménagement n'était pas mis en œuvre serait identique à la situation présente (conditions de base). La date de l'aménagement est jugée suffisamment proche pour supposer que les milieux ne seraient que peu modifiés.

Données utilisées : le tableau 4.12, similaire à celui utilisé pour les conditions de base regroupe ici les informations nécessaires.

Résultat : le calcul des unités d'habitat associées aux conditions futures peut, à son tour, être effectué.

$$\begin{aligned} \text{Unités d'habitat} &= 84,830 + 1,024 + (0,676 \times 0,5) + 9,485 + (1,554 \times 0,75) \\ &+ 19,931 + 6,892 + 23,545 + 21,584 + 57,774 + (3,383 \times 0,75) \\ &+ (42,971 \times 0,5) + 69,562 + (10,503 \times 0,5) = 322,901 \text{ unités.} \end{aligned}$$

Calcul de l'impact net : une fois les conditions futures mesurées en termes d'unités d'habitat, nous pouvons en déduire l'impact net du projet en soustrayant les unités d'habitat restant après l'aménagement aux unités d'habitat correspondant à l'état de base de la zone pilote.

Résultat : l'impact net du projet est de : $380,624 - 324,659 = 55,965$, donc environ 56 Unités. Ainsi, les mesures de compensation "équivalentes" devront permettre la création de 56 unités d'habitat.

Espèces	Habitat disponible	HSI	Unités d'habitat
Agrumes	84,830	1	84,830
Chamaerops humilis	1,024	1	1,024
Phragmitetalia	0,676	0,5	0,338
Juncus	9,485	1	9,485
Cocutus-Sacorina	1,554	0,75	1,166
Tamarix	19,931	1	19,931
Unula rethamoides	6,892	1	6,892
Limicole Fla rose	27,077	1	27,077
Sanglier	21,584	1	21,584
Rat de champs	57,774	1	57,774
Hérisson	4,407	0,75	3,305
Renard	42,971	0,5	21,485
Lièvre	69,517	1	63,517
Grue	10,503	0,5	5,251

Tab. 4.12: Calcul des unités d'habitat correspondant aux conditions post aménagement sur le site pilote.

3. Les mesures compensatoires "idéales"

Les mesures de compensation sont les mesures de gestion permettant de compenser les pertes non évitables en unités d'habitat provenant de la mise en œuvre de projets d'aménagement. Nous les appelons "idéales" car, dans le cadre de notre étude, il s'agit de mesures hypothétiques qui permettraient, si elles étaient effectivement appliquées, de recréer les services éco systémiques perdus lors de l'aménagement. La compensation est obtenue en appliquant des mesures de gestion spécifiées à un habitat donné afin d'obtenir une hausse nette en unités d'habitat égale à la perte nette mesurée lors de la première application de la méthode d'évaluation. L'USFWS [143] insiste sur le fait qu'il est important que la même méthode d'évaluation soit utilisée aussi bien pour mesurer les pertes que les gains nets en unités d'habitat. C'est à cette condition qu'une équivalence peut être obtenue entre les unités d'habitat détruites d'un côté et celles créées de l'autre.

Dans la démarche d'origine, la méthode HEP est utilisée une seconde fois afin d'estimer la taille des mesures de compensation à mettre en place afin d'obtenir la hausse souhaitée en unités d'habitat en fonction du terrain choisi. Nous utilisons également notre méthode HEP "adaptée" une nouvelle fois afin de déterminer la taille des mesures de compensation "idéales" pour le projet

étudié. Toutefois, dans notre cas, les mesures de compensation "idéales" étant utilisées uniquement dans le but de mesurer le coût environnemental du projet, les mesures de gestion et les zones de compensation proposées restent hypothétiques. Elles ne sont pas contraintes par d'éventuelles difficultés associées au terrain ou à son contexte et la faisabilité de leur mise en œuvre n'est donc aucunement garantie.

Comme nous l'avions fait lors de la première application de notre méthode HEP "adaptée", nous suivons tant que possible les étapes préconisées par l'USFWS. A savoir :

1. Identifier les pertes pour lesquelles la compensation est souhaitée.
2. Identifier les espèces "cibles" potentielles d'évaluation.
3. Définir l'objectif de compensation.
4. Sélectionner une zone de compensation candidate.
5. Calculer les unités d'habitat correspondant aux espèces d'évaluation cibles dans les conditions de base.
6. Calculer les unités d'habitat correspondant aux conditions futures de la zone de compensation dans le cas "hors intervention".
7. Sélectionner les actions de gestion alternatives.
8. Calculer les unités d'habitat correspondant aux conditions futures de la zone de compensation dans le cas "avec intervention".
9. Annualiser les bénéfices produits par la mise en œuvre de ces actions de gestion.
10. Déterminer les efforts de compensation effectivement nécessaires pour approcher l'objectif de compensation fixé au départ.
11. Faire des recommandations en conséquence.

Les sections suivantes reprennent pas à pas chacune de ces étapes, à commencer par l'identification des pertes pour lesquelles les mesures compensatoires sont requises.

3.1. Identification des pertes à compenser

Les pertes devant faire l'objet d'une compensation correspondent à l'impact environnemental net du projet calculé grâce à la première utilisation de la méthode HEP "adaptée", soit 56 unités d'habitat.

Données utilisées : cet impact net provient de la perte de 50,906 ha soit 51 ha d'habitat répartis sur plusieurs milieux.

Champs herbacés : - 1,019 ha. Groupements d'Agave et Fructicées : - 2,494ha. Figue barbarie: - 0,971 ha. Eucalyptus: - 0,235 ha. Sols nu/peu végétalisé : - 1,174 ha.

Fructicées: - 0,200 ha. Pin-d'Alep: - 0,112 ha. Pin-d'Alep et Agave: - 0,010 ha.

Végétation homophile zonée : 0,00 ha. Groupements herbacés Garrigues : - 0,038 ha.

Milieux Prairiaux : - 2,947 ha. Champs cultivés et champs herbacés : - 42,725ha.

Champs cultivés : - 41,706 ha.

L'impact peut également être représenté en fonction des variations dans la taille des habitats disponibles pour chacune des espèces et de la perte concomitante en unités d'habitat (Tableau 4.13).

Espèces	Variation de l'habitat disponible	HSI	Variation en unités d'habitat
Agrumes	36,876	1	-36,876
Chamaerops humilis	2,947	1	-2,947
Phragmitetalia	0,122	0,5	-0,061
Juncus	0,038	1	-0,038
Cocutus-Sacarina	3,059	0,75	-2,294
Eucalyptus	1,208	1	-1,208
Unula rethamoides	0,150	1	-0,150
Limicole, et Flam roses	0,263	1	-0,263
Sanglier	0,979	1	-0,979
Rat de champs	2,385	1	-2,385
Hérisson	4,166	0,75	-3,124
Renard	3 , 382	0,5	-1,690
Lièvre	9,886	1	-9,886
Grue	0ha	0,5	0

Tab. 4.13. Variations, en unité d'habitat, générées par l'aménagement sur la zone pilote pour chaque espèce d'évaluation.

3.2. L'identification des espèces cibles et objectifs de compensation

La liste des espèces d'évaluation cibles n'est pas nécessairement identique à la liste des espèces d'évaluation sélectionnées pour mesurer l'impact net du projet. Le choix des éléments de cette liste est guidé par les objectifs de compensation posés. L'USFWS [143] distingue trois objectifs possibles que nous rappelons ici :

1. De même nature, sans arbitrage : cet objectif consiste à compenser précisément les pertes en unités d'habitat pour chaque espèce d'évaluation. Dans ce cas, la liste des espèces cibles est identique à la liste des espèces d'évaluation. La compensation fournit, pour chaque espèce, une augmentation en unités d'habitat égale en magnitude à la perte subie en unités d'habitat.

2. Remplacement égal, arbitrage égal : cet objectif consiste à compenser précisément une perte en unités d'habitat par un gain en un nombre identique d'unités d'habitat. Dans ce cas, une unité d'habitat provenant d'une espèce cible est égale à une unité d'habitat perdue par une espèce d'évaluation. Néanmoins, les espèces peuvent être différentes.

3. Remplacement relatif, arbitrage relatif : avec cet objectif, un gain d'une unité d'habitat pour une espèce "cible" est utilisé pour compenser la perte d'une unité d'habitat pour une espèce d'évaluation à un taux différentiel (c'est-à-dire pas nécessairement avec un rapport de 1 pour 1). Les taux d'arbitrage peuvent être définis en déterminant des indices de valeur relative entre deux espèces. Ils s'utilisent comme moyen de pondération afin d'obtenir une équivalence entre deux espèces.

Compte tenu des hypothèses posées et du cadre conceptuel (fondé sur les services éco systémiques) utilisé par notre méthode "adaptée «Nous pouvons utiliser des espèces cibles différentes des espèces d'évaluation, à la condition qu'elles rendent les mêmes services dans les mêmes proportions (remplacement égal).

Bien que les mesures de compensation restent, dans notre cas, hypothétiques et que notre but est d'identifier les mesures "optimales", il nous faut tenir compte du fait qu'il est très difficile de reproduire un milieu à l'identique. Notre objectif est donc le remplacement égal, et cependant, nous

conservons la liste des espèces d'évaluation utilisée pour la première application de la méthode "adaptée" : Agrumes, Chamaerops humilis, Tamarix, Unula Rethamoides , Cocutus Sacorina, Agave, Juncus, Limicoles, Sanglier, Rat de champs, Limicole et Flamands roses, Renard, Lièvre, Grues.

3.3. La sélection d'une zone de compensation candidate

La zone peut être de n'importe quelle taille mais doit être au moins assez large pour constituer une unité gérable de l'espèce cible. L'USFWS [143] conseille de développer une carte des couvertures terrestres présentes sur le site candidat, puis de déterminer la zone de chaque type de couverture. Pour que la création d'unités d'habitat soit possible, il est préférable que la zone de compensation soit de faible valeur écologique. En outre, si tel n'était pas le cas, il serait alors nécessaire de compenser les mesures compensatoires.

Dans la pratique, les terrains candidats doivent être les plus proches possible des terrains impactés, tant du point de vue géographique qu'écologique, de manière à optimiser l'équivalence ainsi que les chances de réussite des actions de compensation. Dans le cas de la sebkha, il est important de souligner qu'il est modérément facile de trouver des zones appropriées pour mettre en œuvre ces mesures compensatoires. Mais la pression foncière est telle que les terrains disponibles sont très nombreuses du fait de l'exode très important de construction (sur les terres non salées, donc fertiles). Sachant que les terrains disponibles ne présentent pas toujours les conditions écologiques optimales. S'agissant de notre cas d'étude "sebkha", et compte tenu de l'absence d'espèce rare, la région d'Arzew ou celle du prolongement de Ain-Temouchent constitue une zone candidate potentielle. Nous choisissons donc une zone de compensation candidate composée de prairies, de champs cultivés "fermes" et de friches herbeuses.

3.4. Les unités d'habitat de la zone de compensation hors intervention

L'USFWS [143] autorise l'utilisation des données de base relatives aux espèces récoltées sur la zone impactée, à condition que la zone de compensation candidate soit similaire en termes de valeur des indices HSI. Dans le cas contraire, un travail de terrain supplémentaire est nécessaire pour déterminer les indices HSI pouvant être attribués à la zone de compensation.

Hypothèses : nos mesures de compensation étant hypothétiques, aucune contrainte ne s'oppose à l'utilisation des données de terrain fournies pour le site impacté par l'aménagement. Nous posons l'hypothèse que la zone de compensation candidate est de même qualité, sinon meilleure que la zone impactée et présente de ce fait des indices HSI identiques. À ce stade, la taille

de la zone candidate est choisie de façon arbitraire. Ce n'est qu'à la dernière étape que nous serons à même d'estimer la taille optimale des mesures de compensation. La taille choisie ici n'aura aucun impact sur l'estimation de la taille optimale. Nous optons pour une zone candidate de taille similaire à la zone impactée soit 70 ha répartis ainsi : 30 ha de champs cultivés (fermes), 20 ha de champs de broussaille et plantes sauvages et 20 ha de zone semi-immersée.

Données utilisées : la zone candidate ayant été déterminée et la liste des espèces d'évaluation ayant été conservée comme liste d'espèces cibles, nous pouvons en déduire les espèces cibles présentes sur la zone candidate et mesurer, pour chacune d'elle, l'Unités D'habitat le tab 4.14.

Espèces	Habitat disponible	HSI	Unités D'habitat
Chamaerops humilis	20	0,75	15
Hérisson	20	1	20
Renard	20	1	20
Lièvre	70	0,75	52,5

Tab. 4.14. Calcul des unités d'habitat correspondant à la zone de compensation candidate hors intervention.

Résultat : la somme des unités d'habitat correspondant à la zone de compensation candidate dans le cas "hors intervention" peut être calculée.

$$\text{Unités d'habitat} = (0,75 \times 20) + 20 + 20 + (0,75 \times 70) = 107,5 \text{ unités.}$$

3.5. La sélection des actions de gestion alternatives

Il s'agit de spécifier les mesures de gestion utilisées pour augmenter les unités d'habitat des espèces cibles dans la zone de compensation candidate. Ces mesures de gestion doivent permettre la création de 56 unités d'habitat. Notre objectif étant d'obtenir une équivalence entre les mesures de compensation et l'impact environnemental du projet, ces mesures de gestion doivent conduire à la recréation de services éco systémiques similaires à ceux perdus à cause du projet. Il existe trois sortes de mesures compensatoires :

1 - Les mesures techniques : leur but est de réhabiliter ou de créer des milieux et espaces fonctionnels. Les plus courantes sont la création ou la reconstitution de milieux naturels.

2 - Les mesures à caractère juridique ou de gestion : les arrêtés de protection de biotope, la création de réserves naturelles et les mesures agro-environnementales sont considérés comme des mesures compensatoires. Toutefois, ils n'aboutissent pas ou peu à la création de services éco systémiques et conduisent donc à un bilan négatif pour l'environnement au terme de l'aménagement.

3 - Les mesures à caractère financier : il s'agit ici pour l'aménageur de verser une somme d'argent supposée destinée à la mise en œuvre de mesures favorables à l'environnement. Cette approche ne permet pas de garantir l'adéquation entre les zones détruites et les mesures environnementales ainsi financées.

Données utilisées : des mesures de compensation "idéales" devant nécessairement conduire à la création d'unités d'habitat en nombre suffisant pour compenser entièrement l'impact environnemental net du projet, seules les mesures techniques sont envisageables au sein de notre méthodologie. A savoir :

1. Restauration de cours d'eau et protection des berges :
 - (a) Nettoyage du lit mineur : enlèvement des embâcles végétaux.
 - (b) Reconstitution des alentours : plantation d'espèces hydrophiles, destinées à accélérer la recolonisation végétale des berges.
 - (d) Réalisation complète d'un lit : pour les lacs ou petites rivières.
2. Aménagement des ouvrages hydrauliques pour le passage des êtres aquatiques susceptibles de vivre dans le lac.
3. Ouvrages grande faune (franchissement d'obstacles) :
 - (a). Ouvrage de type pont-vert sur autoroute
 - (b). Passage inférieur.
5. Ouvrages petite faune (passage d'obstacles) :
 - (a) Ouvrage hydraulique aménagé.
 - (b) Passage aménagé pour poisson dans l'avenir.
7. Plantations :
 - (a) Alignement d'arbres d'ornement.
 - (b) Arbre fruitier.
 - (c) Arbre de haute-tige.
 - (d). Replantation de jeunes plants forestiers
8. Défrichage :
 - (a) Débroussaillage.
 - (c) Remembrement : suite à la destruction de champs cultivés.

Résultat : les actions de gestion doivent être sélectionnées de façon à recréer, sur le site de compensation candidat, des habitats favorables pour l'ensemble des espèces cibles. Le site candidat étant constitué de champs cultivés, parcelles herbacées et prairies, les actions les plus appropriées devraient conduire à la création de groupements de buissons et Fructicées ainsi qu'à l'augmentation du milieu prairial. Les actions de gestion sélectionnées sont :

- Plantation de haies.
- Plantation de massifs buissonnants(Rosiers).
- Plantation d'arbres (dont des arbres fruitiers) : de préférence les mêmes essences que celles détruites sur le site aménagé (Agrumes, Eucalyptus).

Optimisation de la démarche : à ce stade, il serait souhaitable de déterminer plus précisément, avec l'aide de spécialistes en la matière, un ensemble de mesures compensatoires les plus adaptées possible compte tenu de l'impact environnemental du projet. De plus, les mesures identifiées ici mélangent mesures compensatoires et mesures de réduction (passages pour la faune). Distinguer ces mesures serait préférable, mais il n'existe malheureusement pas de liste exhaustive des mesures de compensation, chaque pays « bureau d'études » utilisant ses méthodes et connaissances propres.

4. Application de la méthode HEP« ou modèle HSI »

Hypothèses : supposons que l'on intervienne uniquement sur les milieux de champs herbeux en créant 10 ha de prairie supplémentaires et 10 ha de groupements de buissons et Fructicées. Les 30 ha de champs cultivés sont alors conservés en passant éventuellement des accords avec les riverains et les agriculteurs (mesures agro-environnementales) par lesquels ces derniers s'engagent à choisir, parmi plusieurs, deux mesures agricoles permettant d'améliorer l'habitat pour les espèces cibles. L'objectif est, à terme, d'atteindre la même qualité de milieux que sur les zones aménagées (compensation idéale). Toutefois, dans la pratique, la réussite des actions de compensation entreprises est toujours incertaine. De plus, quelles que soient les actions choisies, un temps de latence sera toujours nécessaire avant que le milieu ne soit à même de fournir les services éco systémiques à hauteur de ce qui a été perdu. Pour tenir compte du temps de latence, les bénéfices sont supposés se répercuter sur plusieurs années, ce qui nécessite leur annualisation. Dans ce cas, l'USFWS [143] conseille, pour simplifier les calculs, de sélectionner des années cibles pour lesquelles les conditions de l'habitat peuvent être raisonnablement définies. Au minimum, les années cibles devraient être sélectionnées pour les points du temps où les taux de perte ou de gain en taille ou en HSI sont susceptibles de changer (ceux-ci étant supposés linéaires entre deux années cibles).

Il y a plusieurs conditions à respecter pour la sélection des années cibles. Tout d'abord, l'analyse doit commencer à l'année de référence AC-0. Une année de référence est définie à un point du temps situé avant que les interventions proposées ne viennent modifier les conditions actuelles. En sus de l'année de référence, une année cible 1 et une année cible finale définissant la période future de l'analyse doivent toujours être déterminées. L'AC-1 est la première année pour laquelle les conditions sont supposées dévier des conditions de base. Les conditions de l'habitat (taille et indice HSI) décrites pour chaque année cible sont les conditions espérées à la fin de chaque année cible.

Hypothèse : nous supposons que 10 ans seront nécessaires aux mesures de compensation pour permettre aux milieux créés de fournir des services éco systémiques équivalents à ceux perdus. Les années cibles choisies sont :

- L'année de référence 0 (AC-0) : correspondant à la situation existant avant intervention.
- La première année suivant la mise en œuvre des mesures compensatoires (AC-1), tel que recommandé par l'USFWS.
- Une année intermédiaire (pour laquelle nous posons l'hypothèse d'une augmentation dans la vitesse de récupération des milieux) posée arbitrairement à l'année 5 (AC-5).
- L'année finale posée également de façon arbitraire à l'année 10 (AC-10). La taille des différents habitats étant déjà connue, seuls les indices HSI vont varier. Les conditions de l'année AC-0 correspondent aux conditions actuelles de la zone de compensation candidate. Les unités d'habitat pour cette zone ont été calculées à l'étape précédente et sont égales à 107,5 unités. Nous supposons que sans intervention, le site candidat conserverait ce niveau de qualité. Par conséquent, il n'est pas utile d'annualiser le calcul des unités d'habitat pour le site de compensation hors intervention.

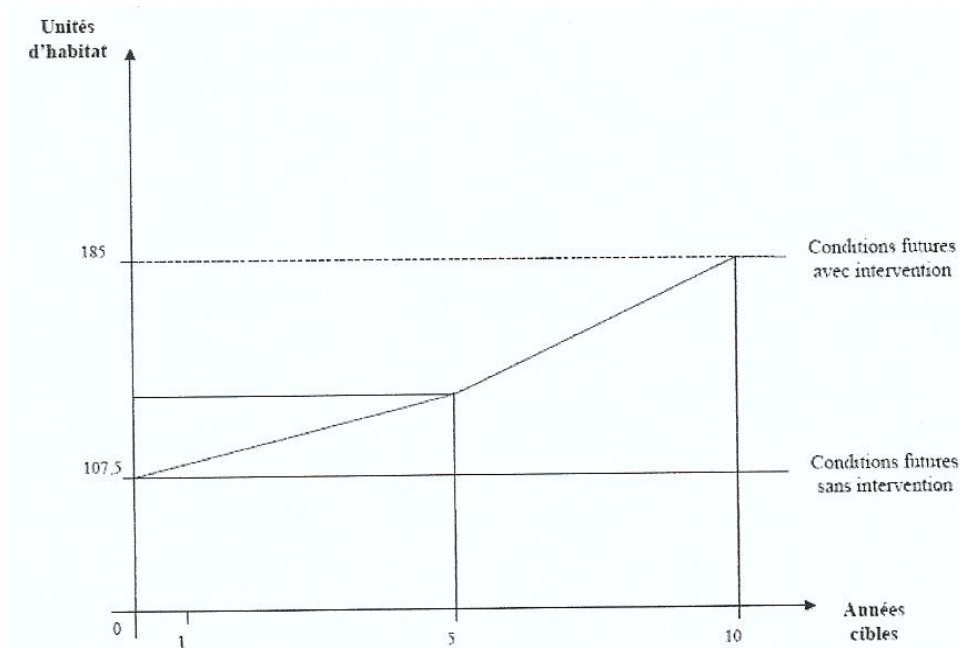


Fig. 4.15. Variation dans les unités d'habitat correspondant à la zone de compensation candidate pour les situations avec ou sans intervention.

Nous supposons également qu'à la fin de la première année, la qualité des milieux créés ne sera égale qu'à la moitié de la qualité des milieux détruits, mais que cette qualité croîtra de façon continue jusqu'à l'année 5, puis plus rapidement entre l'année 5 et l'année 10 où elle atteindra le niveau d'approvisionnement maximum en services éco systémiques. Ces hypothèses sont représentées sur la figure 4.15 (inspiré des graphiques utilisés par l'USFWS).

Cependant Les gains en unités d'habitat varient en fonction des années cibles. Selon l'USFWS [143], il convient alors de les annualiser en sommant les unités d'habitat à travers les ans pour toute la période de l'analyse, et en divisant le total (unités d'habitat cumulées) par le nombre d'années dans la vie du projet (ici égale à la durée de récupération estimée de la zone de compensation candidate, soit 10 ans). Lorsque les indices HSI sont connus pour chaque année, l'équation permettant de calculer les unités d'habitat cumulées est la suivante :

$$HUC = \sum_{i=1}^p H_i (A_i)$$

Avec

H_i = indice HSI de l'année i ,

Une autre formule existe pour les cas où des années cibles sont utilisées :

$$HUC = (T_2 - T_1) \left[\frac{A_1 \cdot H_1 + A_2 \cdot H_2}{3} + \frac{A_2 \cdot H_1 + A_1 \cdot H_2}{6} \right]$$

Avec

T_1 = première année cible de l'intervalle,

T_2 = dernière année cible de l'intervalle,

A_1 = taille de l'habitat disponible au début de l'intervalle,

A_2 = taille de l'habitat disponible à la fin de l'intervalle,

H_1 = indice HSI au début de l'intervalle,

H_2 = indice HSI à la fin de l'intervalle,

3 et 6 = constantes dérivées de l'intégration de l'indice HSI avec la taille pour l'intervalle entre deux années cibles.

Cette formule doit être utilisée pour les intervalles de temps entre deux années cibles. Pour obtenir le bénéfice net des actions proposées il faut comparer les conditions futures avec intervention (mesures compensatoires) et les conditions futures sans intervention, tel qu'indiqué sur la figure 4.15.

Données utilisées : les conditions futures avec et sans interventions doivent être comparées en utilisant la même période d'analyse et la même année de référence. Nous avons posé l'hypothèse que, sans intervention, les conditions actuelles seraient maintenues. Le nombre d'unités d'habitat correspondant aux conditions futures sans intervention restent constantes à 107,5 unités. Le tableau 4.16 regroupe l'ensemble des données (taille de l'habitat disponible pour chaque espèce sur la zone de compensation candidate avant et après intervention, évolution des HSI pour chaque année cible) à utiliser dans le calcul des unités d'habitat cumulées (HUC) et des unités d'habitat cumulées totales (HUCT) pour chaque espèce ainsi que le résultat des calculs.

Espèces	Habitat avant aménagement	H SI A C-0	Habitat après aménagement	H SI A C-1	H UC 0-1	H SI A C-5	H UC 1-5	H SI A C-10	H UC 5-10	HU CT
Agrumes	0 ha	1	10	0,5	3,33	0,7	24	1	42,5	6,98
Chamaerops humilis	20 ha	0,75	30	0,75	18,75	0,75	90	0,75	112,5	22,125
Tamarix	0 ha	1	10	0,5	3,33	0,7	24	1	42,5	6,98
Eucalyptus	0 ha	1	10	0,5	3,33	0,7	24	1	42,5	6,98
Rat de champs	0 ha	1	10	0,5	3,33	0,7	24	1	42,5	6,98
Hérisson	20 ha	1	30	1	25	1	120	1	150	29,5
Renard	20 ha	1	30	1	25	1	160	1	200	39
Lièvres	70 ha	0,75	70	0,75	52,5	0,75	210	0,75	262,5	52,5

Tab. 4.16. Calcul des unités d'habitat créées grâce aux actions de compensation sélectionnées.

Résultat : la valeur totale de la zone de compensation candidate correspond à la somme des unités d'habitat cumulées pour chaque espèce, soit :

$$(4 \times 6,98) + 22,125 + 29,5 + 39 + 52,5 = 171,045 \text{ unités.}$$

Ce qui constitue un gain net en unités d'habitat égale à $171,045 - 107,5 = 63,545$ unités.

Optimisation de la démarche : l'idéal serait, pour cette étape, de collaborer avec des écologues et des naturalistes afin d'estimer le chemin de récupération du milieu. La première étape consiste à déterminer combien d'années seraient nécessaires au milieu pour atteindre l'approvisionnement maximum en services éco systémiques. Ensuite, la qualité espérée de la zone de

compensation doit être estimée pour chaque année via des indices HSI. La taille de la zone étant connue, les unités d'habitat correspondantes peuvent être calculées pour chaque année. Dans la méthode d'origine, le chemin de récupération est représenté sur un graphique, semblable à la figure 4.15, indiquant le nombre d'unités d'habitat pour chaque année de récupération. Enfin, les bénéfices issus des mesures compensatoires peuvent être annualisés et le bénéfice global calculé.

4.1. L'estimation de la taille appropriée des mesures de compensation "idéales"

Jusqu'ici, nous ne raisonnions que dans le cadre d'une zone de compensation candidate dont la taille avait été choisie de façon arbitraire. La dernière étape de la méthodologie a pour but, sur la base des résultats obtenus, de déterminer la taille optimale de notre zone de compensation "idéale". Ainsi, l'USFWS [143] indique que : si les objectifs de compensation peuvent être raisonnablement obtenus, s'il n'existe pas d'alternatives potentiellement plus efficaces permettant d'obtenir les mêmes objectifs de gestion (dans le cas contraire, retourner à l'étape de sélection des actions de gestion) et s'il n'y a pas d'autres zones candidates pour lesquelles des alternatives de gestion compensatoires peuvent être développées (dans le cas contraire, retourner à l'étape de sélection de la zone candidate); alors la taille nécessaire de la zone de gestion pour compenser entièrement les pertes peut être calculée. Trois formules permettent de calculer la taille optimale des mesures de compensation en fonction des objectifs de compensation choisis à l'étape 3 :

1. Zone de compensation pour un remplacement de même nature :

$$ZC = - A \left[\frac{\sum_{i=1}^n M_i \cdot I_i}{\sum_{i=1}^n M_i^2} \right]$$

Où :

A = taille de la zone de compensation candidate,

M_i = unités d'habitat générées par les actions de compensation pour l'espèce cible i ,

I_i = unités d'habitat perdues du fait de l'aménagement pour l'espèce d'évaluation i ,

n = nombre total d'espèces étudiées.

2. Zone de compensation pour un remplacement égal :

$$ZC = - A \left[\frac{\sum_{i=1}^n I_i}{\sum_{i=1}^n M_i} \right]$$

3. Zone de compensation pour un remplacement relatif :

$$ZC = - A \left[\frac{\sum_{i=1}^n I_i (RVI_i)}{\sum_{i=1}^n M_i (RVI_i)} \right]$$

Où :

RVI = représente le rapport de compensation relatif.

Nous avons opté pour un remplacement égal au lendemain de la Gacilly et utilisons donc la deuxième équation.

Données utilisées : les données nécessaires sont regroupées dans le tableau 4.17.

Espèces	Unités d'habitat créées (M _i)	Unités d'habitat Perdues (I _i)
Agrume	6,98	-36,876
Chamérops humilis	2,125	-2,947
Tamarix	8,98	-1,208
Unula rethamoides	0	-0,150
Eucalyptus	6,98	-0,263
Rats de champs	6,98	-2,385
Hérisson	12,5	-3,124
Renard	19	-1,690
Lièvre	0	-9,886
Total	63,545	-58,529

Tab. 4.17. Calcul des unités d'habitat créées et perdues pour chaque espèce cible.

Résultat : ces données sont introduites dans la deuxième équation.

$$ZC = -70 \left[\frac{-58,529}{63,545} \right]$$

$ZC = 62,646$ ha. (Zone compactée ou zone à compenser)

La taille optimale des mesures de compensation "idéales" est d'environ 63 ha, ce qui note que pour une fois la compensation est optimale, qu'on ne peut pas espérer mieux.

En conservant les pourcentages de couverture que nous avons choisis pour la zone candidate sur une zone de compensation de 63 ha, la zone de compensation "idéale" serait composée, à l'origine, de 27 ha de champs cultivés, 18 ha de friches herbeuses et 18 ha de prairie. La mise en œuvre des actions de compensation identifiées sur cette zone (plantation de haies, plantation de massifs buissonnants, plantation d'arbres, transplantation d'espèces et remembrement) conduira à la création de 56 unités d'habitat (tableau 4.18) via la création de 8 ha de groupements de buissons et Fructicées associée à l'augmentation du milieu prairial de 18 ha à 27 ha. Il resterait alors 28 ha de champs cultivés. À titre de comparaison, en utilisant la première équation, correspondant à un remplacement de même nature, la taille optimale de la zone serait d'un peu plus de 23 ha seulement.

Espèces	Unités d'habitat Avant compensation Site sélectionné de 70 ha	Unités d'habitat Après compensation Site sélectionné de 70 ha
Agrume	0	8
Polygonum lapathifollum	13,5	20,25
Tamarix	0	8
Eucalyptus	0	8
Rat de champs	0	8
Hérisson	18	27
Renard	18	27
Lièvre	47,25	47,25
Total	96,75	153,5

Tab. 4.18. Calcul des unités d'habitat correspondant à la zone de compensation avant et après intervention.

5. Conclusion sur la méthode HEP "adaptée"

La méthode HEP "adaptée" respecte nettement les étapes préconisées dans la méthode d'origine. Les principales variations proviennent de l'orientation de l'estimation vers les services éco systémiques sur lesquels sont axées de nombreuses recherches en cours, tant du point de vue de l'évaluation économique que de celui d'une amélioration des connaissances scientifiques. Les principales limitations que nous pouvons associer à notre méthode "adaptée" découlent justement des limites actuelles concernant la connaissance écologique des milieux et, de ce fait, des résultats espérés d'une intervention sur ces milieux. Ainsi, si l'évaluation de la qualité des milieux avant intervention requiert déjà l'intervention de spécialistes pour garantir sa validité scientifique, elle reste relativement aisée à effectuer lorsque les moyens nécessaires sont mis en place.

Cela s'avère plus difficile lorsqu'il s'agit de prévoir l'évolution de la qualité des milieux faisant suite à une intervention humaine dans le cadre de la mise en œuvre de mesures compensatoires. Tous les milieux ne sont pas égaux à ce niveau, que ce soit en termes de connaissances écologiques ou de réussite des interventions. Des recherches sont actuellement en cours, notamment aux centres de recherches aux Etats Unies et en Europe, sur l'évolution des mesures compensatoires et sur la transplantation d'espèces.

Une autre limite de la méthode "adaptée" est qu'elle ne permet pas de tenir compte, par exemple, de l'impact du projet en termes de fragmentation des milieux. Cela est dû à son échelle locale et au fait qu'elle soit destinée à servir d'outil d'aide à la décision aux aménageurs et non aux gestionnaires. A priori, cette méthode d'évaluation est donc plutôt adaptée aux projets de petite taille générant des impacts localisés. Il n'est pas garanti qu'elle fonctionne de la même manière pour des grands projets comme, par exemple, les lignes ferroviaires, construction de grandes autoroutes. Dans ce cas, des adaptations additionnelles seraient peut-être nécessaires.

Le deuxième élément de divergence considérable par rapport à la méthode HEP d'origine, concerne l'objectif même de l'utilisation de cette méthode. En effet, une fois la méthode HEP d'origine utilisée successivement pour déterminer l'impact environnemental du projet puis la taille des mesures de compensation à mettre en place, l'objectif est considéré comme atteint. Les aménageurs n'ont plus qu'à s'adresser à une banque de compensation ou à mettre en œuvre eux mêmes les mesures de compensation pour créer effectivement les unités d'habitat nécessaires et compenser, de préférence a

priori, les effets négatifs de leur projet sur l'environnement. Notre objectif étant d'estimer le coût environnemental d'un projet d'aménagement, la double utilisation de la méthode HEP "adaptée" n'est pas suffisant et une dernière étape est nécessaire pour obtenir une estimation du coût environnemental du projet.

References bibliographiques

- [1] W. ADAMOVIČZ, P. BOXALL, M. Williams et J. Louvière: Stated preference Approaches' for measuring passive use values: choice experiments and contingent valuation. *American Journal of Agricultural Economics*, 80:pp.64_75, 1998.
- [2] J.R. Anderson, E.E. Hardy, J.T. Roach et R.E. Wilmer: A land use and Land cover classification system for use with remote sensor data. *Geological Survey Professional Paper*, 964:28, 1976.
- [3] S. ARQUIT et R. JOHNSTONE: Use of system dynamics modelling in design of an Environnemental restoration banking institution. *Ecological Economics*, page 13, 2007.
- [4] K. Arrow, R. Solow, E.E. LEAMER, R. RADNER et H. Schuman: Comment On NOAA proposed rule on Natural resource damage assessments. *Rapport Technique, ANPNM, Comment no. 69*, 1994.
- [5] K. Arrow, R. Solow, P.R. PORTNEY, E.E. LEAMER, R. RADNER et H. SCHU-MAN: Report of the NOAA panel on contingent valuation. *Rapport technique, National oceanic and Atmospheric Administration*, 1993. 64p.
- [6] A. BALMFORD, A. Rodrigues, M. Walpole, P. ten Brink, M. KETTUNEN, L. BRAAT et R. de GROOT : Review on the economics of biodiversity loss : scoping the science. *Rapport technique, Final report for the European Commission*, 2008. 252p.
- [7] I.J. Bateman, A.P. Jones, N. Nishikawa et R. Brouwer : Benefits transfer in theory and practice : a review. *Rapport technique, Center for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE), University of East Anglia, UK*, 2000.
- [8] J.C. BERAGSTROM et L.O. Taylor : Using meta-analysis for benefits transfert :theory and practice. *Ecological Economics*, 60:pp.351_360, 2006.
- [9] C.S. BINKLEY et W.M. Hanemann: The recreation benefits' of water quality improvement: analysis of day trips in an urban setting. *Rapport technique, Report to the U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.*, 1978.
- [10] E. Birol, K. Karousakis et P. Koundouri : Using a choice experiment to account for preference heterogeneity in wetland attributes : the case of Cheimaditida wetland in Greece. *Ecological Economics*, 60:pp.145_156, 2006.

- [11] R. Blamey, J. Gordon et R. Chapman : Choice modelling : assessing the environmental values of water supply options. *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 43(3):pp.337_357, 1999.
- [12] E. Bloch, C. Klufts, C. Pineau et S. Bielsa : Éléments de coût des mesures d'insertion environnementales : exemple de l'Est de la France. Rapport technique, Setra, CETE de l'Est, 2009. 24p.
- [13] N.E. Bockstael, A.M.III Freeman, R.J. Kopp, P.R. Portney et V.K. Smith : On measuring economic value for nature. *Environmental Science and Technology*, 34(8):pp.1384_1389, 2000.
- [14] M. Boiteux et L. Baumstark : Transports : choix des investissements et coûts des nuisances. Rapport technique, Commissariat Général au Plan, 2001.
- [15] F. Bonnieux et B. Des aigues : Economie et politiques de l'environnement. Dalloz, Paris, 1998. 328p.
- [16] P. Bontemps et G. Rotillon : Economie de l'environnement. Numéro n°252 in Repère. La Découverte, 2003. 128p.
- [17] M.D. Bowes et J.B. Loomis: A note on the use of travel cost models with unequal zonal populations. *Land Economics*, 56(4):pp.465_470, November 1980.
- [18] P. Box all, W. Adamowicz, J. Swait, M. Williams et J. Laviere : A comparison of stated preference methods for environmental valuation. *Ecological Economics*, 18:pp.243_253, 1996.
- [19] K. Boyle et J.C. Bergstrom : Benefit transfer studies : myths, pragmatism, and idealism. *Water Resource Research*, 28(3):pp.657_663, 1992.
- [20] K.J. Boyle, W.H. Desvousges, F.R. Johnson, R.W. Dun ford et S.P. Hudson : An investigation of part-whole biases in contingent valuation studies. *Journal of Environmental Economics and Management*, 27:pp.64_83, 1994.
- [21] J.B. Braden et C.D. Kolstad : Measuring the demand for environmental quality. North Holland, 1991.
- [22] A. Breaux, S. Cochrane, J. Evens, M. Martindale, B. Pavlik, L. Suer et D. Benner : Wetland ecological and compliance assessments in the San Francisco bay region, California, USA. *Journal of Environmental Management*, 74:pp.217_237, 2005.
- [23] D.S. Brookshire et H.R. Neill : Benefits' transfer : conceptual and empirical Issues *Water Resource Research*, 28(3):pp.651_655, 1992.
- [24] R. Brouwer : Future research priorities for valid and reliable environmental value transfer. Rapport technique, Center for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE), University of East Anglia, UK, 1998.
- [25] R. Brouwer, I.H. Langford, I.J. Bateman, T.C. Cowards et R.K. Turner : A meta-analysis of wetland contingent valuation studies. Working Paper GEC

- 97-20, Center for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE), University of East Anglia, UK, 1997. 75p.
- [26] J.N. Brown et H.S. Rosen : On the estimation of structural hedonic price models. *Econometrica*, 50(3):pp.765_768, Mai 1982.
- [27] W.G. Brown et F. Nawas: Impact of aggregation on the estimation of outdoor recreation demand functions. *American Journal of Agricultural Economics*, 55 (2):pp.246_249, Mai 1973.
- [28] W.G. Brown, C. Sorhus, B.-L. Chou-Yang et J.A. Richards: Using individual Observations to estimate recreation demand functions: a caution. *American Journal of Agricultural Economics*, 65(1):pp.154_157, Février 1983.
- [29] I. Bräuer, R. Müssner, K. Marsdent, F. Oosterhuis, M. Rayment.
- [30] C. Miller et A. Dodokova : The use of market incentive to preserve biodiversity. *Rapport technique, Ecologic*, 2006.
- [31] A. Can : Specification and estimation of hedonic housing price models. *Regional Science and Urban Economics*, 22:pp.453_474, 1992.
- [32] F. Carlsson, P. Frykblom et C. Liljenstolpe : Valuing wetland attributes : an application of choice experiments. *Ecological Economics*, 47:pp.95_130, 2003.
- [33] R.T. Carson : Determining the value of non-marketed goods : economic, psychological, and policy relevant aspects of contingent valuation methods, chapitre Contingent valuation and tests of insensitivity to scope. Kluwer, 1997.
- [34] R.T. Carson, W.M. Hanemann, R.J. Kopp, J.A. Krosnick, R.C. Mitchell, S. Presser, P.A. Ruud, V.K. Smith, M. Conaway et K. Martin : Was the NOAA panel correct about contingent valuation ? *Resources for the Future*, page 27, 1996. Discussion Paper.
- [35] CAS : La valeur du vivant : quelle mesure pour la biodiversité ? *Centre d'Analyse Stratégique*, 89:16, 2008.
- [36] E. Cassel et R. Mendelsohn : The choice of functional forms for hedonic price equations : comment. *Journal of Urban Economics*, 18:pp.135_142, 1985.
- [37] F.J. Cesario : Value of time in recreation benefit studies. *Land Economics*, 52 (1):pp.32_41, Février 1976.
- [38] Y.E. Chee : An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological Conservation*, 120:pp.549_565, 2004.
- [39] B. Chevassus-au-Louis, J.-M. Salles, S. Bielsa, D. Richard, G. Martin et J.-L. Pujol : Approche économique de la biodiversité et de services liés aux Écosystèmes : contribution à la décision publique. *Rapport technique, Centre D'analyse stratégique*, avril 2009. 376p.

- [40] C.J. Cicchetti et V.K. Smith : Congestion, quality deterioration, and optimal use : wilderness recreation in the spanish peaks primitive area. *Social Science Research*, 2:pp.15_30, 1973.
- [41] C.J. Cicchetti et V.K. Smith : Theory and measurement of externalities, chapitre The measurement of individual congestion costs : an economic application to a wilderness area. New York, Academic Press, 1976.
- [42] M.Clawwson et J.L. Knetsch : Economics of outdoor recreation. Resources for the future, Washington, D.C., 1966.
- [43] J. Colding : "Ecological land-use complementation" for building resilience in urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning*, 81:pp.46_55, 2007.
- [44] S. Colombo, J. Calatrava-Requena et N. Hanley : Testing choice experiment for benefit transfer with preference heterogeneity. *American Journal of Agricultural Economics*, 89(1):pp.135_151, 2007.
- [45] Commission Européenne : Livre vert sur les instruments fondés sur le marché en faveur de l'environnement et des objectifs politiques connexes. Rapport Technique, Commission Européenne, 2007. 19p.
- [46] CORPS : National wetland mitigation banking study. Rapport technique, IWR Report 94-WMB-6 prepared by the Environmental Law Institute, Washington, D.C., 1994.
- [47] R. Costanza, R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton et M. van den Belt : The value of the world's ecosystem services and natural Capital. *Nature*, 387:pp.253_260, 1997.
- [48] J. Cox : Use of resource equivalency methods in environmental damage assessment in the EU with respect to the habitat, wild birds and EIA directives. Rapport Technique, REMEDE, 2007. 22p.
- [49] J. Creismeas et F. Nowicki : Ports rhénans et environnement. Rapport 200642038, CETE de l'Est, Strasbourg, Mars 2007.
- [50] M.L. Cropper, L.B. Deck et K.E. McConnell : On the choice of functional form for hedonic price functions. *Review of Economics and Statistics*, 70(4): pp.668_675, Novembre 1988.
- [51] M.L. Cropper et W.E. Oates : Environnemental economics : a survey. *Journal of Economic Literature*, 30(2):pp.675_740, 1992.
- [52] A.H. Darling : Measuring bene_ts generated by urban water parks. *Land Economics*, 49(1):pp.22_34, 1973.
- [53] J.F. Daum: Contingent valuation. A critical assessment, chapitre some legal and regulatory aspects of contingent valuation, pages pp.389_416.Elsevier Science Publishers, 1993.
- [54] R.K. Davis : Recreation planning as an economic problem. *Natural Resources Journal*, 3:pp.239_249, 1963a.

[55] R.K. Davis: The value of outdoor recreation: an economic study of the Maine woods. These de doctorat, Harvard University Department of Economics, 1963b.