Évaluation des services écosystémiques par la méthode des matrices de capacité : analyse méthodologique et applications à l'échelle régionale

C.S. Campagne

▶ **To cite this version:**

C.S. Campagne. Évaluation des services écosystémiques par la méthode des matrices de capacité : analyse méthodologique et applications à l'échelle régionale. Sciences de l'environnement. Thèse de Doctorat Sciences de l'Environnement spécialité Écologie, 2018. Français. NNT : 2018AIXM020 . tel-02608814

HAL Id: tel-02608814
https://hal.inrae.fr/tel-02608814

Submitted on 16 May 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

UNIVERSITÉ D'AIX-MARSEILLE

ED 251 – SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

IRSTEA – UR RECOVER/EMR

Thèse présentée pour obtenir le grade universitaire de docteur

Discipline : Sciences de l'Environnement

Spécialité : Écologie

Carole Sylvie CAMPAGNE

Évaluation des services écosystémiques par la méthode des matrices de capacité: analyse méthodologique et applications à l'échelle régionale

Ecosystem services assessment based on the capacity matrix: methodological analysis and regional-scale applications

Thèse soutenue le 05 novembre 2018 devant le jury :

Dr. **Muriel TICHIT**	UMR SAD-APT INRA/AgroParisTech	Rapportrice
Dr. **Bruno LOCATELLI**	CIRAD/CIFOR/Université de Montpellier	Rapporteur
Dr. **Clélia SIRAMI**	UMR DYNAFOR INRA/INP Toulouse	Examinatrice
Pr. **Thierry TATONI**	UMR IMBE/CNRS/INRA/IRD/AMU	Examinateur
Dr. **Sander JACOBS**	Institute for Nature and Forest (INBO)	Examinateur
Dr. **Philip ROCHE**	IRSTEA/UMR RECOVER	Directeur de thèse
Dr. **Jean-Michel SALLES**	CEE-M, Univ. Montpellier/CNRS INRA/SupAgro	Co-directeur de thèse

Résumé

Les services écosystémiques (SE) sont définis comme les bénéfices que les humains retirent des écosystèmes. Parmi les différentes approches d'évaluation des SE, la matrice de capacité est une méthode considérée comme flexible et rapide à mettre en œuvre. Constituée d'une table d'allocation d'un score pour chaque SE et chaque écosystème considéré, elle est de plus en plus utilisée en France, ainsi qu'à l'international. Dans le cadre de cette thèse nous avons travaillés sur l'évaluation des scores à dire d'experts dans le but, notamment, de déterminer certains biais et limites méthodologiques, mais également d'explorer des développements innovants pour différentes applications.

La première partie de la thèse porte sur l'analyse méthodologique des potentialités et des limites des matrices de capacité à dire d'experts. Nous avons étudié la variabilité, les indices de confiance, ainsi que le nombre de participants nécessaires pour remplir la matrice. De plus, nous avons comparé plusieurs calculs du score final de la matrice en utilisant des statistiques classiques, bootstrappées et des estimations bayésiennes. Nous avons ensuite développé une méthodologie en sept points pour produire des matrices basées sur les connaissances d'experts et clarifier les différentes façons de remplir la matrice. Enfin, nous avons comparé les scores de sept services de la matrice à dire d'experts à huit indicateurs biophysiques quantitatifs à l'échelle de la Région Hauts-de-France. Les résultats montrent que l'utilisation des connaissances des experts par le biais de l'approche des matrices permet de disposer de résultats proches des proxys quantitatifs ou des modèles biophysiques pour l'évaluation des SE au niveau régional.

En deuxième partie, en partenariat avec la DREAL nous avons réalisé une évaluation de la capacité de l'ensemble des habitats de la Région Hauts-de-France à produire des SE. Puis, en partenariat avec la DREAL et le bureau d'étude Écosphère, nous avons testé l'intégration des SE dans les évaluations environnementales à partir des résultats de la matrice. Nous avons également testé l'évaluation de la durabilité de l'usage en SE sur le Parc Naturel Régional (PNR) Scarpe-Escaut à travers la balance entre la capacité et l'usage des services ainsi que leur relation avec des indicateurs de l'intégrité écologique. Dans ce but, nous avons élaboré une matrice des capacités et une des usages, une validation des résultats de la balance lors d'un atelier de restitution et une enquête en ligne. Sur le PNR Scarpe-Escaut, le bilan montre une majorité de situations positives, indiquant un usage durable. Nous avons aussi mis en avant les types d'écosystèmes et les SE sensibles et susceptibles d'être non durables pour les intégrer aux politiques publiques.

La troisième partie est basée sur une volonté d'aller vers une méthode plus intégrative au niveau territorial pour prendre en compte plusieurs dimensions de la relation Homme-Nature. Pour cela, nous nous sommes intéressés à l'évaluation des disservices écosystémiques et de l'intégrité écologique en complément des SE eux-mêmes. Bien que nous ayons initié des travaux et notamment une réflexion conceptuelle et bibliographique sur la notion d'intégrité écologique, nous n'avons pas pu aller jusqu'à l'évaluation de l'intégrité écologique sur la base d'indicateurs ad-hoc. Nos résultats mettent notamment en avant l'importance de définir clairement la forme d'intégrité écologique souhaitée pour utiliser des indicateurs appropriés.

En conclusion, les travaux réalisés pendant la thèse ont permis de clarifier la méthodologie des matrices à dire d'experts, de proposer des développements méthodologiques innovants et de tendre vers une approche intégrative des services pour répondre aux problématiques territoriales avec une robustesse scientifique.

Abstract

Ecosystem services (ES) are the benefits that humans derive from ecosystems. Among the different approaches developed to assess ES, the capacity matrix is flexible and quick to implement. The matrix is a look-up table that assigns each ecosystem type a score expressing its ES capacity. It is increasingly used in France, Europe and internationally. However, for a filling-in process based on experts' judgments, recommendations are needed on collecting and integrating the experts' knowledge to improve control of some of the method's biases and limitations.

The first part describes a methodological analysis of the potential and limits of the expert-based matrix. We studied the number of participants required to complete the matrix, analysed variability and determined a confidence index. We compared three approaches to estimate the score means and standard errors: usual statistics, bootstrapping, and Bayesian models. We proposed a seven-step methodology for the expert-based matrix approach to promote cogency in the method and coherence in the matrices produced. Finally, we compared the scores of seven services in the expert matrix with eight spatial quantitative biophysical indicators at the scale of the Hauts-de-France Region. We show that using expert knowledge through the matrix approach yields results very close to those from quantitative proxies, indicators or biophysical models for the evaluation of ES at the regional level.

In the second part, we assess the capacity of all the habitats of the Hauts-de-France Region to produce ES. We tested, in partnership with DREAL and the Ecosphere design office, the integration of ES into environmental assessments based on the matrix results. Findings show the usefulness of integrating ES into the existing components of environmental assessments in France.

We addressed the assessment of the sustainability of ES use in the Scarpe-Escaut Regional Natural Park (RNP). We assessed the biophysical sustainability of ecosystem uses through the balance of capacity and use of services and their relation to ecological integrity indicators. We thus developed a capacity matrix and a usage matrix and validation of the results in a feedback workshop and an online survey. On the Scarpe-Escaut RNP, we found a majority of positive situations, indicating sustainability. We also highlight sensitive and potentially unsustainable ecosystem types and ES to integrate them into public policies.

The third part addresses the need for a more integrative assessment of ES and a fuller account of the relation between humans and nature. Here we focused on the assessment of ecosystem disservices and on the concept of ecological integrity as a complement to ES. We show that the use of capacity matrices is also relevant for the assessment of disservices. Although we initiate a conceptual and bibliographical reflection on ecological integrity, we cannot yet assess ecological integrity based on appropriate indicators. However, we highlight the importance of clearly defining the desired form of ecological integrity to use appropriate indicators.

This work clarifies the methodology of the matrix approach, proposes innovative methodological developments and moves towards an integrative approach of ES to respond to territorial issues with scientific robustness.

Remerciement

We are alone in front of our computer but never lonely

Cette thèse est une histoire fascinante, remplie de rencontres et de beaucoup de chances. Je parle de chance car je crois qu'il faut être chanceuse pour rencontrer que des personnes intéressantes et intéressées et pour vivre des collaborations aussi productives et enrichissantes. Ma thèse est le résultat d'un travail d'équipe, de collaboration et de soutien. C'est pour cela que ma thèse est rédigée avec des « nous » et non des « je ». De nombreuses personnes ont contribuées à ce travail soit avec un impact direct (mes co-auteurs, mes collègues) soit avec un impact indirect par leur soutien (ma famille et mes amis).

Comme je ne veux oublier personne, je ne citerai pas de noms. C'est un choix difficile car une partie de moi a envie de lister toutes les personnes qui m'ont entourée. Cependant, je serai attristée d'oublier quelqu'un et que cette personne se sente ignorée par ces remerciements.

Je remercie mon Directeur de thèse qui a supporté mon hyper activité quotidienne, mes questionnements permanents et qui m'a fait découvrir le monde fascinant de la recherche. Notre entente dépasse le cadre professionnel et j'espère qu'elle nous permettra de continuer à travailler ensemble et/ou à échanger idées et avis sur tout et n'importe quoi. Je remercie mon co-directeur, mes collègues des sites d'études et tous les co-auteurs des articles pour leurs contributions, leurs partages de connaissances et d'idées. J'ai adoré travailler avec chacun d'eux. J'ai appris tellement de choses fascinantes. Je vais tout faire pour continuer à travailler avec vous (si vous êtes d'accord bien sûr !). Je remercie « mes » trois stagiaires qui ont contribué aux développements de la réflexion dans les sujets de leurs stages respectifs. Je tiens particulièrement à les remercier pour leurs bonnes humeurs. Je remercie mes collègues doctorantes de l'IRSTEA qui sont maintenant des amies. Je m'excuse de leur avoir infligé mes rages contre un certain logiciel que j'« adore » manipuler. J'espère que l'on continuera à se soutenir quand on aura des révisions d'articles, des longues journées de rédaction et des analyses à plus savoir qu'en faire. Je remercie l'équipe EMAX et plus généralement IRSTEA Aix en Provence pour l'accueil chaleureux qui me donne envie de rester. Je remercie mes ami(e)s de Savoie avec qui je partage une amitié depuis plus de 10 ans malgré les distances et les aventures différentes de nos vies. Je remercie particulièrement mes parents pour leur compréhension, leur soutien inconditionnel et leur confiance. Ils m'ont permis de faire des études dans des conditions idéales et ils ont toujours été là. Merci à mes frères, ma sœur choisie et les 'pièces rapportées' qui constituent ma

Famille. Merci aux relecteurs de ma thèse d'avoir contribué à un français avec moins de fautes d'orthographe. Je remercie énormément mon conjoint, mon amoureux, pour sa patience extrême, sa compréhension, sa folie et pour l'aventure qu'il me fait vivre.

Enfin, je finirais en citant une personne qui ne se serait pas offusquée si je ne l'avais pas citée parmi les autres, mes pensées à Alain Gérard.

Prendre du recul

Il est difficile de prendre du recul quand on a « la tête dans le guidon ». Je confirme mais j'aimerai essayer quand même.

J'ai eu la chance d'aborder beaucoup de notions différentes dans cette thèse (les services écosystémiques, des disservices, l'intégrité écologique, la durabilité, la capacité, l'usage, etc.). Tout ceci est sûrement dû à ma curiosité dont je n'ai pas trouvé les limites, mais surtout à cause de mon manque de raison. Car en abordant plusieurs notions, j'ai l'impression d'avoir touché du doigt beaucoup de choses sans les avoir vraiment appréhendées. J'ai travaillé pour contrecarrer ce sentiment en lisant de la bibliographie, en réfléchissant sur ces notions, leurs définitions et leurs liens entre elles. Mais quand bien même, chaque découverte et chaque réflexion m'emmènent à plus de questions et une volonté d'aller plus loin. Peut-être que c'est ça « la recherche » : ouvrir des portes pour découvrir une pièce remplie qui nécessite du rangement et, une fois ce rangement fait, on découvre d'autres portes qui ne demandent qu'à être ouvertes. Si c'est cela, je signe où ?

Une thèse au final, ce n'est pas qu'un manuscrit. Ce ne sont pas que des articles techniques ou scientifiques. Ce sont aussi des valorisations des travaux en conférences en France ou à l'étranger. C'est dépasser son stress et ses peurs dans la présentation de ses travaux. Ce sont des challenges et des stimulations intellectuelles constantes. Ce sont aussi des doutes sur l'utilité de son travail et sur la qualité de son travail. D'ailleurs, je ne sais pas si un jour j'arriverais à être pleinement satisfaite d'un travail car je pense qu'on pourrait toujours l'améliorer. Mais bon, à un moment, il faut bien avancer.

Durant la période de la thèse, j'ai aussi pu faire de l'enseignement, faire le concours « ma thèse en 180 secondes » (MT180) et travailler dans le bureau de la Société Française d'écologie (SFE). Ces expériences n'ont pas simplifié mon emploi du temps mais elles ont été faites par choix et je ne regrette absolument pas. Enseigner est vraiment passionnant, j'espère pouvoir enseigner à nouveau un jour. Le concours de MT180 m'a aidé à apprendre à vulgariser et synthétiser ma thèse. Enfin, j'apprécie de contribuer à la SFE pour la diversité

des sujets qui sont abordés et pour la diffusion de la science en Écologie de manière générale.

Pour ne pas mettre en avant que les points positifs (majoritaires et statistiquement supérieurs avec une P-value significative), je citerai la frustration de ne pas pouvoir tout mettre dans le manuscrit de thèse, car comme je viens de le dire, une thèse ce n'est pas que des articles. Ensuite, j'avais l'illusion de pouvoir mettre un peu plus de passion et de grain de folie dans le manuscrit. La seule folie que j'ai pu insérer est dans le nom de l'article « May the matrix be with you ». C'est déjà pas mal, mais j'aurais vraiment aimé mettre plus de grain de folie. Je pense que cela est mon challenge pour la suite de ma vie professionnelle : « travailler pour être sérieux et efficace tout en associant quelques graines de folies ».

Table des matières

Remerciement
Table des matières
Abréviations

Introduction 1

1. État de l'art 1
   - 1.1. Concept de services écosystémiques 1
   - 1.2. Origine et utilisation du concept de services écosystémiques 2
   - 1.3. Définitions et catégories de services 3
   - 1.4. Cadre d'analyse et sous-notions 5
   - 1.5. Interaction entre les services 8
   - 1.6. Services écosystémiques et durabilité 9
   - 1.7. Notion de disservices écosystémiques 10
   - 1.8. Les politiques publiques et les programmes d'évaluation 12
   - 1.9. Les différentes méthodes d'évaluations 13
   - 1.10. La méthode des matrices 16
2. Structure et cadre conceptuel de la thèse 21
   - 2.1. Cadre conceptuel et plan de thèse 21
   - 2.2. Les questions et la structure de la thèse 24
3. Le projet IMAGINE 28
4. Sites d'étude 29
   - 4.1. La Région Hauts-de-France 29
   - 4.2. Le Parc Naturel Régional Scarpe-Escaut 33

Bibliographie 39

Partie 1. Analyse systématique de la méthode des matrices de capacité à dire d'experts 47

1. Expert-based ecosystem services capacity matrices: dealing with scoring variability 49
   - 1.1. Introduction 49
   - 1.2. Data 52
   - 1.3. Statistical analysis 56
   - 1.4. Results 61
   - 1.5. Discussion 66
   - 1.6. Conclusion 68
   - References 70

2. May the matrix be with you! Guidelines for the application of expert-based matrix approach for ecosystem services assessment and mapping 71
   - 2.1. Introduction 71
   - 2.2. Method 74
   - 2.3. Example of application 84
   - 2.4. Discussion 88
   - 2.5. Conclusion 92
   - References 93

3. Expert-based scoring provides reliable estimates of ecosystem service capacity 97
3.1 Introduction 97
3.2 Results 99
3.3 Discussion 105
3.4 Methods 108
References 113

Partie 2 : Évaluation des services écosystémiques à l'échelle territoriale 117

1. Évaluation de la capacité en services écosystémiques à l'échelle du territoire de la Région Hauts-de-France 119
1.1. Introduction 119
1.2. Matériel et méthode 122
1.3. Résultats 130
1.4. Synthèse 155
Bibliographie 162

2. Intégration des résultats de la capacité en services écosystémiques dans les études d'impacts 165
2.1. Introduction 165
2.2. Méthode générale 168
2.3. Méthode et résultats des 3 études de cas 169
2.4. Synthèse et perspectives 184
Bibliographie 189

3. Sustainable use of ecosystem services at regional level 191
3.1. Introduction 191
3.2. Materials and methods 194
3.3. Results 198
3.4. Discussion 206
3.5. Conclusion 210
References 212

4. Approche participative de l'évaluation des services écosystémiques produits par les écosystèmes du Parc naturel régional Scarpe-Escaut 215
4.1. L'origine et les objectifs de la démarche 215
4.2. Les services écosystémiques 216
4.3. Le territoire d'étude : le PNR Scarpe-Escaut, une mosaïque de milieux humides et aquatiques 216
4.4. Approche croisant avis d'experts et connaissances de terrain 217
4.5. Analyse préliminaire des résultats scientifiques 221
4.6. Lecture des résultats pour le PNR Scarpe-Escaut 226
4.7. Discussion et perspectives du partenariat 230
Bibliographie 231

Partie 3 : Vers une approche intégrative à l'échelle territoriale 235

1. Looking into Pandora's Box: ecosystem disservices assessment and correlations with ecosystem services 237
1.1. Introduction 237
1.2. Materials and Methods 240
1.3. Results 245
1.4. Discussion 251
1.5. Conclusion 253
References 255

2. From ecosystem integrity to ecosystem condition: a continuity of notions supporting different aspects of ecosystems sustainability 261
2.1. Introduction 261
2.2. Different terms and concepts related to ecosystem integrity 262
2.3. Uses and indicators 265
2.4. Conclusions 266
References 267

3. Ecosystem Condition and its role in an integrated ecosystem assessment 271
3.1. Introduction 271
3.2. Defining ecosystem condition 271
3.3. Other definitions and notions related to ecosystem condition 273
3.4. Potential indicators that could be mobilized 275
3.5. Relations between ecosystem condition and ecosystem services capacity 278
3.6. References and calibrating ecosystem condition 279
3.7. Discussion and recommendation 282
References 284

Discussion 291
1. La méthode des matrices de capacité 292
1.1. Variabilité et taille du panel d'experts 292
1.2. La méthodologie 293
1.3 Les scores à dire d'experts et les valeurs biophysiques des services 294
2. Les applications de la méthode 296
2.1. Région Hauts-de-France 296
2.2. Parc Naturel Régional Scarpe-Escaut 298
2.3. Bilan des applications 300
3. Vers une approche intégrative 301
3.1. Disservices 302
3.2. Intégrité écologique 303
4. Conclusion 304
5. Essais et perspectives 307
6. Les valorisations 311
Bibliographie 314

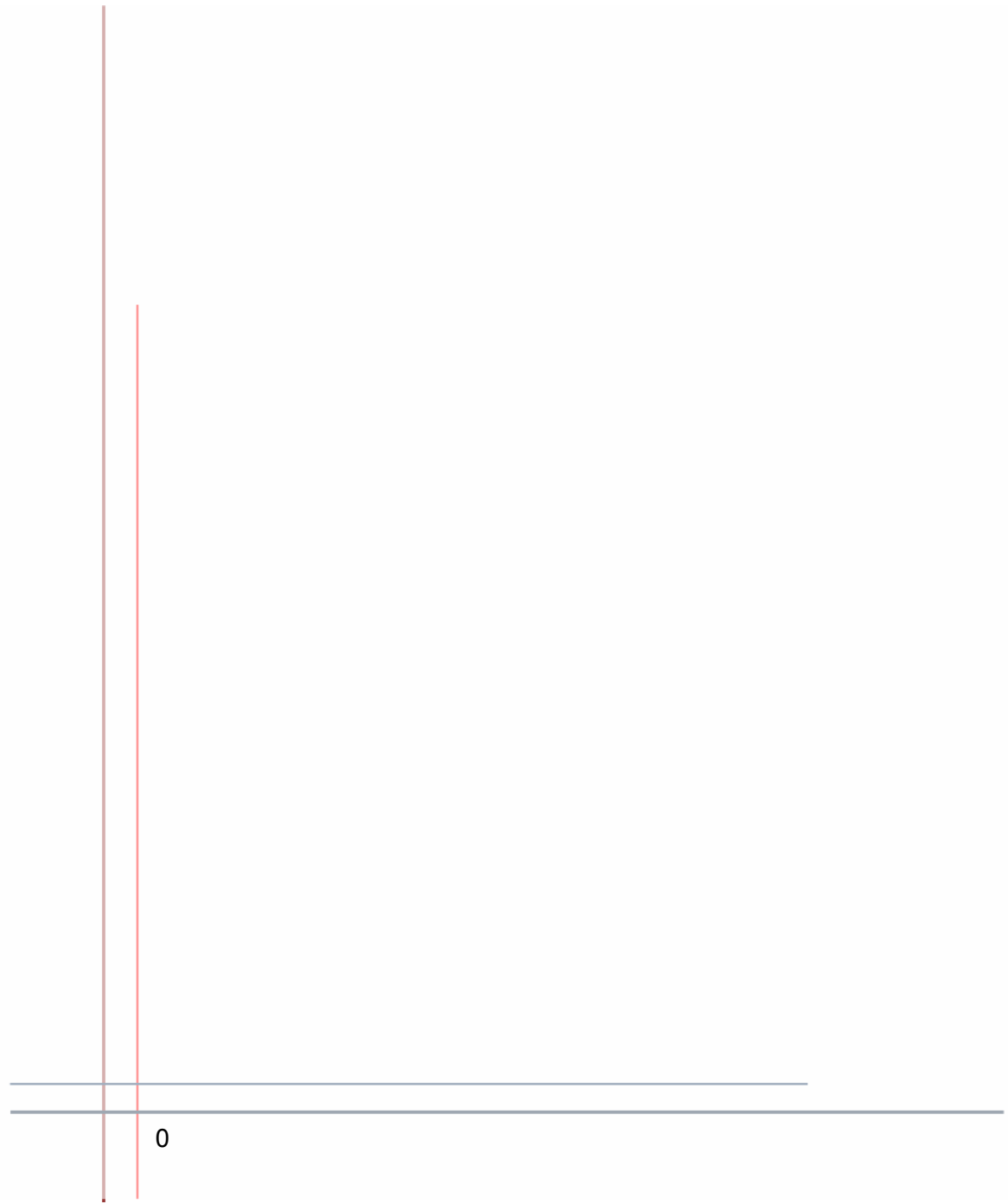
Annexe 318

Abréviations

Abréviations en français	Mot en français
SE	Services écosystémiques
SA	Service d'approvisionnement
SR	Service de régulation
SC	Service culturel
	Disservices écosystémiques
	Types d'écosystèmes
	Écart-type
	Erreur standard
EFESE	Évaluation Française des Écosystèmes et des Services Écosystémiques
IPBES	Plateforme intergouvernementale sur la biodiversité et les services écosystémiques
SEA	Stratégies d'évaluation environnementale
PLU	Plan local d'urbanisme
SCOT	Schéma de cohérence territorial
SAGE	Schéma d'aménagement et de gestion des eaux
PNR	Parc naturel régional
	PNR des Baronnies Provençales
	PNR Scarpe-Escaut

Abréviations en anglais	Mot en anglais
ES	Ecosystem Service
PS	Provisioning service
RS	Regulation service
CS	Cultural service
EDS	Ecosystem disservices
ET	Ecosystem Types
SD	Standard Deviation
SE	Standard Errors
ICC	Inter-class corrélation
	French national assessment of ecosystems and ecosystem services
	Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services
CICES	Common International Classification of Ecosystem Services
SEA	Strategic environmental assessment
RNP	Regional Natural Park
RNP-BP	"Les Baronnies Provençales" RNP
SE-RNP	"Scarpe-Escaut" RNP
BII	Biodiversity Intactness Index
SPA	Services Provision Areas
SBA	Services Benefiting Areas

INTRODUCTION


0

Introduction

1. État de l'art

La dégradation de la biodiversité est un fait avéré de plus en plus reconnu et étudié (ex. : MEA, 2005; EFESE, 2015 ; IPBES 2017). Conséquence de l'augmentation de la population humaine et de l'accroissement global de son niveau de vie qui induit une plus grande pression sur les milieux, l'érosion de la biodiversité est majoritairement due à la fragmentation et la destruction des écosystèmes naturels et semi-naturels, la menace des espèces exotiques envahissantes, les pollutions, la surexploitation des ressources naturelles et le changement climatique (EFESE, 2015). Ce constat peut être associé à ce que l'on qualifie de paradoxe environnemental, à savoir le découplage entre l'augmentation du niveau de bien-être actuel et l'augmentation de l'érosion de la biodiversité et de la dégradation de la nature. Ce paradoxe qui pose question, peut avoir plusieurs explications : des mesures incorrectes du bien-être, le rôle important des ressources alimentaires sur le bien-être, des technologies dissociant le bien-être de l'état de la nature et enfin des décalages temporels entre l'impact sur les écosystèmes et ses conséquences sur les humains qui pourraient reporter sur les générations futures l'impact en terme de bien-être (Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010). Notre dépendance à la nature est avérée par la nourriture, l'eau, l'air et tous les autres services fournis par la nature qui sont nécessaires à notre survie et à celle des générations futures (MEA, 2005). Ainsi, la protection et la conservation de la nature sont primordiales non seulement pour la biodiversité, mais également pour le bien-être humain.

1.1. Concept de services écosystémiques

Le concept de services écosystémiques est une des approches permettant d'aborder les couplages nature-société au sein des systèmes socio-écologiques. Il met en avant l'importance des systèmes écologiques, de la biodiversité pour les humains, la société et fait le lien entre ces deux entités (Bierry *et al.*, 2015; Centre d'Analyse Stratégique, 2009; Lele *et al.*, 2013, Figure 2). Initialement, le concept de services écosystémiques a été initié afin de soutenir les efforts de conservation par la démonstration du rôle joué par les écosystèmes sur le bien-être humain et l'économie (Costanza *et al.*, 2017). L'hypothèse environnementaliste, qui a généré ce concept, est que la compréhension de l'importance des services écosystémiques pour nos sociétés et le bien-être humain, permet de soutenir les efforts de conservation de la biodiversité en démontrant le rôle majeur joué par les écosystèmes.

1.2. Origine et utilisation du concept de services écosystémiques

Alors que le terme « service écosystémique » ne date que de quelques décennies (de Groot *et al.*, 2017), le concept sous-jacent n'est pas nouveau. Une réflexion qui s'apparente au concept de services est retrouvée dans des écrits vieux de près de 2500 ans avec Platon dans « Critias ou l'Atlantide » datant du III-IVe avant Jésus-Christ. « *(…) il y avait sur les montagnes de grandes forêts, dont il reste encore aujourd'hui des témoignages visibles (…) Le sol recueillait les pluies annuelles et ne perdait pas comme aujourd'hui l'eau qui s'écoule de la terre dénudée vers la mer. Comme la terre, alors, était épaisse et recevait l'eau dans son sein et la tenait en réserve dans l'argile imperméable, elle laissait échapper dans les creux l'eau des hauteurs qu'elle avait absorbée et alimentait en tous lieux d'abondantes sources et de grosses rivières. (…) Puis tout ce que la forêt fournit de matériaux pour les travaux des charpentiers, l'île le produisait aussi en abondance. Elle nourrissait aussi abondamment les animaux domestiques et sauvages. (…)* ». On peut retrouver dans ces mots les services de régulation liés à la rétention de l'eau par les sols et les services d'approvisionnements en ressources secondaires et en matériaux. Plus récemment, Ehrlich et Mooney (1983) retrouvent l'origine du concept dans l'ouvrage de Marsh (1864) et l'article de Westmann (1977) s'interroge sur la valeur sociale des services de la nature. Le mot « service écosystémique » apparaît dans les années 1970 et 1980 dans la littérature scientifique (Maris *et al.*, 2016; Mongruel *et al.*, 2016) et est surtout propagé par trois publications majeures : l'ouvrage édité par Daily en 1997 « *Nature's Services : Societal Dependance on Natural Ecosystems* » ; l'article de Costanza *et al.* dans Nature en 1998 « *The value of world's ecosystem services and natural capital* » et finalement en 2005 la publication des résultats du Millenium *Ecosystem Assessment* (MEA). Depuis le nombre d'articles parlant et étudiant les services écosystémiques n'a fait qu'augmenter (Potschin et Haines-Young, 2011). Lele *et al.* (2013) développent dans leur étude les différentes origines de l'attraction du concept des services écosystémiques dont celles de faire évoluer l'aspect négatif du développement économique pour la vie sauvage à celui d'un aspect positif de la conservation du milieu naturel pour le bien-être de l'homme. Ce concept contribue aussi à étendre les échelles d'analyse des études locales d'un seul service à des modèles à l'échelle régionale de l'ensemble des services écosystémiques. Comme de nombreuses publications précédentes, Villamagna *et al.* (2013) développent que « *les services écosystémiques ont un grand potentiel pour influencer les décisions de l'environnement, car ils relient les fonctions et les conditions des écosystèmes aux intérêts anthropocentriques qui résonnent avec un large éventail de personnes* ». Par ailleurs, de nombreuses publications sur les services écosystémiques exposent la capacité du concept à guider les stratégies de gestion des ressources naturelles de façon durable et équitable *(par ex : Costanza et Folke, 1997; MA, 2005; Müller et al., 2010; TEEB, 2010; Abson et al., 2014;* in Jacobs *et al.*, 2014). Malgré les nombreuses publications et évaluations scientifiques des services écosystémiques, leurs

utilisations et leurs impacts dans les pratiques de gestion n'ont pas encore été quantifiés (Laurans *et al.*, 2013). Cependant, cette notion a été rapidement élargie jusqu'à être maintenant omniprésente dans la conception des politiques de préservation de la biodiversité et des fonctionnalités écologiques (Haines-young et Potschin, 2013 ; Hrabanski *et al.*, 2012).

Il convient aussi de considérer le fait que la notion de services écosystémique est critiquée par les défenseurs de la conservation de la nature qui prônent la valeur intrinsèque de la nature et déplorent la prise en compte de sa valeur anthropocentrée et utilitariste (Schröter *et al.,* 2014b ; Maris, 2014). Cependant la valeur intrinsèque accordée à la nature est subjective alors que la dépendance de l'Homme envers les services que la nature nous rend est un fait qui n'est pas lié à une valeur éthique. Les évaluations des services écosystémiques n'ont pas vocation de remplacer les évaluations de la valeur intrinsèque de la Nature mais de les compléter.

1.3. Définitions et catégories de services

Il existe actuellement de nombreuses définitions des services écosystémiques qui présentent toutes un grand degré de similarité, les plus utilisées étant celles du *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA) 2005 « *Les services écosystémiques sont les bénéfices que les humains tirent des écosystèmes* » ; celle du TEEB (2008) « *Les bienfaits que les hommes tirent des écosystèmes* » et du *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES, Haines-young et Potschin, 2013) « *des contributions que les écosystèmes ont sur le bien-être humain* ». En France, la définition choisie pour l'Évaluation Française des Écosystèmes et des Services Écosystémiques (EFESE) est : « *les avantages retirés par l'Homme de son utilisation actuelle ou future de diverses fonctions des écosystèmes, tout en garantissant le maintien de ces avantages dans la durée* » (EFESE, 2015). Toutes ces définitions reposent sur une considération anthropocentrée des valeurs de la nature (EFESE, 2015) mais diffèrent dans leurs vocabulaires (bénéfices ; avantages ; contributions ; etc.) et dans la considération de l'action de l'homme. De plus, on peut noter que la définition de l'EFESE intègre une notion de durabilité absente des autres notions.

Le concept de service écosystémique peut être considéré comme équivalent à la notion de service écologique, tandis que la notion de service environnemental se réfère plus à des questions liées aux activités humaines telles que les pollutions ou la surexploitation des ressources naturelles (Méral et Pesche, 2016). Ainsi on considère généralement qu'un service écosystémique est un service rendu par la nature à l'Homme et un service

environnemental un service rendu à l'Homme par l'Homme et s'appuyant sur la nature (et l'environnement).

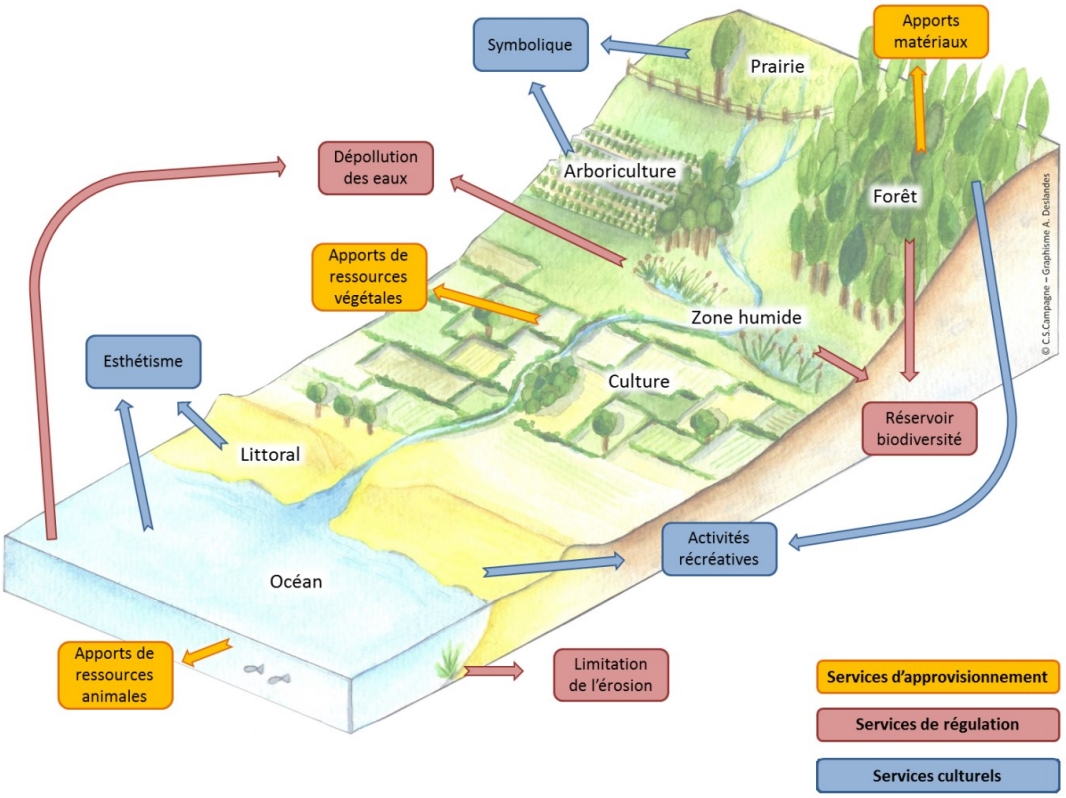


Figure 1 : Illustration des services écosystémiques les plus produits par les écosystèmes ©C.S. Campagne - Graphisme A. Deslandes

Les services écosystémiques sont habituellement répartis dans trois catégories, illustrés en Figure 1 :

- ***les services d'approvisionnement*** sont les services à l'origine des « produits finis » que l'on peut extraire des écosystèmes, tels que la nourriture avec les apports de ressources végétales des cultures et les différents matériaux et fibres naturels comme le bois que l'on extrait des forêts. L'EFESE les nomme les biens marchands ou non marchands (EFESE, 2015).

- ***les services de régulation*** sont des services contribuant plus indirectement au bien-être de l'homme à travers les fonctions de régulation des écosystèmes, tels que la régulation du climat ou des incendies, le maintien de cycle de vie et d'habitat mais aussi la limitation de l'érosion et la dépollution des eaux.

- ***les services culturels*** représentent les différentes valeurs immatérielles que l'on peut attribuer aux écosystèmes liés à des interactions physiques, par exemple les usages

récréatifs et touristiques tels que les activités de pleine nature (chasse, pêche, randonnée, etc.) ou à des interactions mentales avec des valeurs esthétiques, symboliques et patrimoniaux.

Dans les premières classifications des services écosystémiques (MEA, 2005), il existait aussi la catégorie des « services de support » considérés ultérieurement comme étant équivalents aux fonctions écologiques du fait de leur proximité dans leurs définitions et donc ne ressortissant pas du domaine des services produits directement à l'Homme (EFESE, 2015).

1.4. Cadre d'analyse et sous-notions

Le modèle de la cascade est le cadre d'analyse des services écosystémiques le plus utilisé (Haines-Young et Potschin, 2009, Figure 2). Il fait le lien successif entre la structure des écosystèmes et les bénéfices que l'Homme tire de la nature et sous-entend une fourniture spontanée des services et des bénéfices par les écosystèmes. Il permet ainsi la distinction entre la structure ou processus biophysique (l'écosystème biophysique), les fonctions écologiques, les services écosystémiques et les bénéfices.

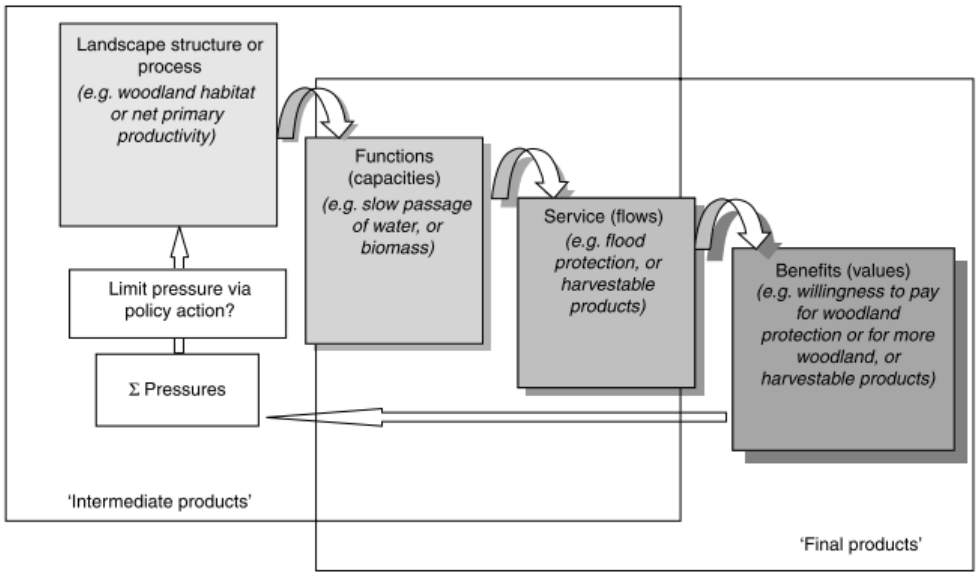


Figure 2 : Cascade de services écosystémiques (Haines-young et Potschin, 2009)

Depuis la première illustration de la cascade par Haines-young et Potschin (2009) des adaptations ont été faites mais l'idée de cascade d'« éléments » à partir des processus des écosystèmes est restée. Des limites à ce cadre sont mises en avant dans son manque de considération de la coproduction possible des services écosystémiques par l'écosystème et la société, l'absence de relation directe avec la biodiversité et son manque de prise en

compte de la synergie et les compromis entre services (interactions entre les services écosystémiques ; définis dans la partie suivante) et des disservices (services produits par la nature qui ont un impact négatif sur l'homme et son bien-être ; définis dans le paragraphe 1.1.7) (EFESE, 2016a; Plant *et al.*, 2016).

Les services écosystémiques sont par définition à l'interface entre les écosystèmes et le système socio-économique – la société (Figure 3). Mais dans ce concept, il est crucial de distinguer de nombreuses « sous-notions » regroupées dans les notions d'offre de demande (Burkhard *et al.*, 2014; Schröter *et al.*, 2014a; Albert *et al.*, 2016; Schröter *et al.*, 2016). Elles sont illustrées dans la Figure 3 qui représente les éléments emboités d'un système socio-écologique : le système écologique, la société et l'économie. Ce schéma regroupe les différents éléments du modèle en cascade (Figure 2). Tout d'abord, dans le système écologique, nous retrouvons les structures et processus biophysiques à la base du système écologique et liés aux fonctions écologiques. Ces éléments peuvent être regroupés dans le concept d'intégrité écologique utilisé pour évaluer l'état de conservation et de fonctionnalité des écosystèmes.

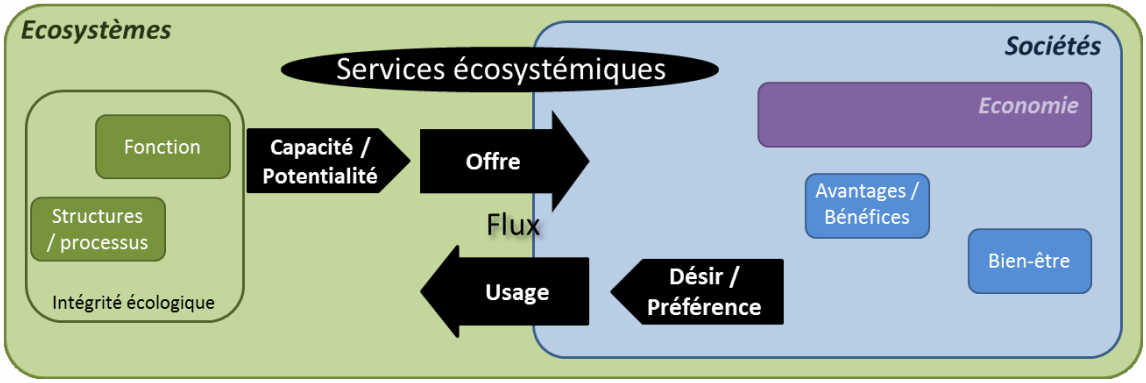


Figure 3 : Les différentes notions de services écosystémiques dans le système socio-écologique

La notion d'intégrité écologique est complexe et souvent liée à d'autres concepts tels que la santé des écosystèmes, la condition écologique, la fonctionnalité écologique (Roche et Campagne, 2017). Ces concepts diffèrent dans des gradients de naturalité et/ou d'altération (Roche et Campagne, 2017). Nous utilisons l'intégrité écologique comme notion englobante de tous ces autres concepts afin d'évaluer les différentes états des écosystèmes. La prise en compte de l'intégrité écologique est de plus en plus proposée (de Groot, 2010; Portman, 2013) notamment grâce à une prise de conscience croissante de la nécessité de conserver les écosystèmes et leur fonctionnalité pour garantir la durabilité des services écosystémiques (Haines-young et Potschin, 2013). À l'intérieur du système écologique, l'homme est dans la sphère sociétale avec l'économie, les avantages et les bénéfices tirés

de la nature et le bien-être de l'Homme. Alors que les avantages et les bénéfices tirés de la nature sont des éléments de la cascade des services écosystèmes, ils sont liés et contribuent à l'économie et au bien-être de la société.

Il convient, dans le concept de services écosystémiques, de faire deux grandes distinctions : l'offre et la demande. L'offre détermine ce que la nature produit et fournit. La demande regroupe ce que l'homme consomme ou utilise. Dans chacun de ces deux aspects, des distinctions sont encore faites dans les valeurs et les méthodes d'évaluations qui peuvent être différentes. Du côté écosystémique, la capacité est le rendement maximal hypothétique des écosystèmes (Baró *et al.*, 2017 ; Burkhard *et al.*, 2012 ; Ramirez-Gomez *et al.*, 2015 ; Schröter *et al.*, 2016 ; Villamagna *et al.*, 2013) qui peut être augmenté ou diminué grâce à la gestion des écosystèmes et/ou le changement d'occupation du sol (Schröter *et al.*, 2016). La capacité diffère de l'offre qui est le service fourni ou délivré dans une période donnée (Baró *et al.*, 2015; Mouchet *et al.*, 2014). Le flux correspond à la part de l'offre en services écosystémiques produits et peut être rattaché à l'offre ou à l'usage selon les auteurs (Burkhard *et al.*, 2014). En cartographie la notion de flux peut-être différente et correspondre au transfert de services des zones productrices vers les zones bénéficiaires de services (Bagstad *et al.*, 2014; Palomo *et al.*, 2013). Déterminée par la société, la demande comprend l'usage, le désir et la préférence. L'usage est le service écosystémique consommé ou utilisé directement ou indirectement dans une zone particulière sur une période donnée (Burkhard *et al.*, 2012; Wolff *et al.*, 2015). Le désir et la préférence sont l'expression des souhaits individuels et/ou sociétales en services écosystémiques (Mouchet *et al.*, 2017; Schröter *et al.*, 2014b; Villamagna *et al.*, 2013).

Dans le cadre des services écosystémiques désirés ou préférés, il est aussi important de distinguer la préférence d'une personne, d'un citoyen, la demande institutionnelle et la préférence globale qui toutes composent la demande sociétale. En effet, selon le contexte d'évaluation mais surtout la méthode d'évaluation, ces différentes demandes peuvent induire des résultats et des analyses différentes.

Dans la littérature scientifique, on peut remarquer des regroupements ou des manques de distinction entre la définition de l'offre et la capacité et entre les deux définitions de la consommation et de l'usage direct en services écosystémiques. Il est complexe de donner des définitions génériques dans le cadre des services écosystémiques surtout au regard de leur hétérogénéité et la variété des méthodes d'évaluations possibles. Mais conceptuellement, la demande émise par la société peut être pourvue par d'autres moyens que les services écosystémiques (via la technologie par exemple) alors que l'usage direct se limite à ce qui serait pourvu par les services et la nature.

La demande en services écosystémiques est souvent liée à des définitions différentes selon les différentes catégories de services (Wolff *et al.*, 2015). Les services d'approvisionnement peuvent être définis par les données d'usages directs (ex. : l'accessibilité aux espaces verts, le nombre de permis de pêches, etc.) et de consommations (ex.: quantité d'eau consommée par un territoire) car ils sont composés principalement de biens et sont souvent associés à des marchés (Wolff *et al.*, 2015). Les services de régulation sont plus délicats à évaluer que ce soit d'un point de vue biophysique ou économique. Il s'agit de services reposant sur des processus et des fonctions généralement complexes, difficiles à évaluer directement. Enfin, les services culturels peuvent être définis par des préférences et par les données d'usages directes, selon qu'il s'agit de services liés à des interactions mentales ou physiques.

Lors des évaluations des services écosystémiques, il faut prendre en compte les échelles de l'offre et de la demande des services car les 3 catégories de services n'ont pas des échelles similaires ; celles-ci peuvent varier entre l'offre et la demande (Burkhard *et al.*, 2014). En effet, les services d'approvisionnement sont généralement produits en un lieu précis car liés à une source de production définie. Les services de régulation sont généralement générés à une échelle supérieure entre les services de régulations du climat qui sont globaux ou régionaux, et, par exemple, les services de régulation liés à des espèces (ex. : pollinisation) qui sont à l'échelle de plusieurs milieux voisins. Les services culturels quant à eux, sont générés à des échelles encore plus variables avec les valeurs esthétiques ou symboliques qui peuvent être à l'échelle d'un milieu ou d'un paysage tout comme les services de récréations. Geijzendorffer et Roche (2014) identifient les différentes échelles de la demande entre local, régional, national et international et les différents groupes d'acteurs liées en fonction du service écosystémique.

1.5. Interaction entre les services

Il existe plusieurs types d'interactions entre les services. Les compromis (*Trade-off* en anglais) correspondent à des interactions antagonistes, ce qui signifie que l'augmentation d'un service ou de plusieurs services entraine la réduction d'un autre service ou plusieurs autres services (Mouchet *et al.*, 2014). Les synergies sont définies par une association positive de deux ou plusieurs services. Ces notions sont complexes à appréhender et à évaluer car les interactions entre services peuvent varier spatialement et temporellement. Mouchet *et al.*, (2014) proposent de parler d'association lorsque l'on parle de corrélation à un moment précis et de compromis ou synergies lorsque qu'il y a répétabilité. Posséder des connaissances sur les interactions entre services est primordial pour les processus de gestion des milieux afin de pouvoir prendre en considération les effets directs et indirects des options de gestion et d'aménagement lors des prises de décisions. Il devient alors possible d'établir des scénarios tels que les solutions gagnant-gagnant, gagnant-perdant, ou encore

perdant-perdant (Couvet *et al.*, 2016). La prise en compte des interactions entre services est primordiale notamment dans les pratiques de gestion se basant sur la maximisation d'un seul service (ex. : les agro écosystèmes) car la diminution des autres services peut avoir en retour des conséquences à long terme sur la fourniture du service maximisé. Par exemple, l'agriculture intensive, par des usages importants de pesticides et d'intrants, dégrade les services de régulation (séquestration du carbone dans le sol, pollinisation, régulation des prédateurs des cultures, etc.) qui en retour limite à terme la productivité ou la régularité de la production agricole en diminuant les processus naturels positifs. Généralement, nos connaissances dans les interactions entre services sont encore très limitées et restent donc à explorer (Couvet *et al.*, 2016).

Pour prendre en compte ces interdépendances, les services écosystémiques peuvent être considérés par bouquet (Campagne, 2018; EFESE, 2015). La notion de bouquet de service regroupe l'association dans l'espace et dans le temps de différents services écosystémiques (Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010), mais fait également référence à un mode de représentation des services écosystémiques. Il s'agit d'intégrer l'ensemble des services écosystémiques dans un seul schéma qui peut être par exemple sous forme de radar. Larondelle et Haase (2013) ont représenté dans un même bouquet les services produits par une ville et Campagne *et al.* (2017) ont représenté cela par une région ou sous forme de diagramme en fleur.

1.6. Services écosystémiques et durabilité

La durabilité de l'offre de services écosystémiques peut être abordée en évaluant la persistance de la capacité et de l'état écologique des écosystèmes compte tenu du niveau d'utilisation des services écosystémiques (Schröter *et al.* 2014a). La surutilisation de certains services écosystémiques peut être une bonne approximation pour identifier des usages non durable, notamment lorsque le service est associé à l'exportation de ressources hors de l'écosystème. Lorsque l'utilisation dépasse la capacité, l'état de l'écosystème et la capacité risquent d'être dégradés pour une durée dépendant de la résilience écologique et du niveau de perturbation. La surutilisation des services écosystémiques est donc un indicateur approprié pour examiner l'équité intergénérationnelle qui est une composante de la durabilité (Schröter *et al.* 2014a). Il s'agit également d'un indicateur de l'équité intra-générationnelle, car une utilisation excessive ou critique des services écosystémiques est également susceptible d'empêcher d'autres parties prenantes de bénéficier des services. Par exemple, la surexploitation du bois associée à la coupe à blanc induit une érosion du sol, une réduction de la productivité actuelle et future des surfaces forestières (McDonald *et al.* 2002) et la surexploitation dans les régions tropicales et subtropicales dans des conditions climatiques difficiles détériore la capacité du sol à long terme (Lal. 1993).

Plusieurs études récentes ont porté sur l'équilibre entre l'offre et la demande en services écosystémiques (Burkhard *et al.*, 2014, 2012; Schröter *et al.*, 2012; Tao *et al.*, 2018). Ces approches d'équilibre permettent de recueillir des informations d'aide à la décision en identifiant les inadéquations entre l'offre et la demande (Geijzendorffer *et al.*, 2015). Il est utile de voir où la demande dépasse l'offre pour la prise de décision à deux égards principaux. (1) D'un point de vue socio-écologique, le déséquilibre de l'offre et de la demande peut refléter une surutilisation non durable potentielle des services et donc une dégradation potentielle des écosystèmes qui les fournissent. La prise de décision vise ensuite à s'assurer que les systèmes socio-écologiques peuvent soutenir l'offre en services écosystémiques à long terme et avec un accès suffisant pour tous malgré les perturbations et les transitions en cours (Biggs *et al.*, 2012). Il est aussi possible de diminuer la demande en services écosystémiques. (2) D'un point de vue économique, l'équilibre peut aider à maximiser le rapport coûts-avantages des décisions publiques et privées en identifiant les possibilités de gestion pour répondre à la demande sociétale. Cela dit, il manque encore un objectif normatif et une approche opérationnelle pour que les services écosystémiques soient considérés dans le cadre de la durabilité (Schröter *et al.* 2017). Cependant, des précisions récentes de la définition des services écosystémiques sont remarquables comme par exemple dans la définition de l'EFESE qui intègre la notion de durabilité. Ainsi, une utilisation durable des services écosystémiques peut être définie comme une utilisation qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre à leurs besoins.

1.7. Notion de disservices écosystémiques

Avec l'utilisation du concept de services écosystémiques, les contributions positives des écosystèmes à l'Homme et à son bien-être sont bien prises en compte, mais nous ne pouvons ignorer les effets négatifs découlant des caractéristiques des écosystèmes qui sont économiquement, socialement nuisibles, ou qui mettent en danger la santé ou même la vie (Dunn 2010 ; Lele *et al.*, 2013 ; Stoll *et al.*, 2014). Alors que l'utilisation du concept de services écosystémiques se soit considérablement développée au cours de la dernière décennie, elle n'est généralement pas combinée avec la prise en compte des aspects négatifs de l'environnement naturel (Schaubroeck, 2017). Une recherche rapide sur Scopus (en juillet 2017) a mis en avant 126 articles sur les disservices (''article and review", ''all year", ''ecosystem disservice") et 21 248 articles sur les services écosystémiques (''article and review", ''all year", ''ecosystem service"), ce qui signifie que seulement 0,6% des études publiées se sont concentrées sur les disservices. Cependant, le nombre d'articles sur les effets néfastes des écosystèmes a augmenté depuis 2009, reflétant sa reconnaissance croissante (Von Döhren et Haase, 2015). Les effets négatifs ou dangereux des écosystèmes

sont reconnus (Kareiva *et al.*, 2007). Le concept de disservices écosystémiques a suscité des débats ces dernières années (Barot *et al.*, 2017 ; Lyytimäki, 2014a ; Lyytimäki *et al.* 2008 ; Schaubroeck, 2017 ; Shapiro et Baldi, 2014 ; Villa *et al.* 2014). Ce concept et son évaluation ont été remis en question parce qu'ils peuvent être perçus comme envoyant un "mauvais message", ce qui peut entraver les efforts de conservation (Villa *et al.*, 2014). Lyytimäki (2014a), Von Döhren et Haase (2015) et Shackleton *et al.* (2016) mettent en avant le large éventail de définitions du concept de disservices, telles que les "*fonctions ou propriétés des écosystèmes qui causent des effets perçus comme nuisibles, désagréables ou non désirés*" (Lyytimäki, 2014b), ou "*des effets ou impacts écologiques négatifs ont été décrits comme des conséquences néfastes des changements écologiques ou comme des services écosystémiques déficients causés, par exemple, par la perte de biodiversité*" (Von Döhren et Haase, 2015). Les disservices ont également été considérés sous différents noms liés à leurs impacts (pestes, ravageurs, inondations, maladies...) depuis l'aube de la civilisation (Shapiro et Baldi, 2014). Plus généralement, les disservices peuvent être définis comme "*les fonctions, processus et attributs générés par les écosystèmes qui ont des impacts négatifs perçus ou réels sur le bien-être humain* " (Shackleton *et al.*, 2016).

Dans l'EFESE, la notion de disservice est prise en compte à travers la notion de contraintes (services négatifs à l'action anthropique) associée à la notion de dysfonctionnements induits par l'action anthropique (pression qui peut être aussi appelée 'externalités négatives') (Puydarrieux *et al.*, 2015). La distinction entre la notion de disservices et de contraintes est dans le fait que les disservices sont liés au degré d'anthropisation alors que les contraintes sont liées à une gestion (Puydarrieux *et al.*, 2015).

Bien qu'il ne s'agisse pas d'une pratique courante, (Von Döhren et Haase, 2015), l'évaluation des services écosystémiques devrait prendre en compte à la fois les services et les disservices écosystémiques (Lyytimäki, 2014a ; Ango *et al.*, 2014 ; Méral et Pesche, 2015 ; Vaz *et al.*, 2017, Campagne *et al.*, 2018). En effet, l'identification de disservices permet aux gestionnaires et aux parties prenantes d'aborder, de gérer et éventuellement d'atténuer de façon explicite les problèmes de certains effets négatifs des processus écosystémiques (Barot *et al.*, 2017 ; Maestre Andrés *et al.*, 2012). De plus, cela permet aussi de comprendre l'interdépendance, d'améliorer l'analyse et finalement d'augmenter l'efficacité de l'analyse pour la pertinence des évaluations dans l'élaboration des politiques publiques (Lyytimäki, 2014a).

1.8. Les politiques publiques et les programmes d'évaluation

La notion de services écosystémiques est de plus en plus intégrée dans les politiques publiques notamment liées à l'environnement et la biodiversité, tels que par exemple les

objectifs d'Aïchi du plan stratégique pour la biodiversité 2011-2020 de la Convention pour la Diversité Biologique (CDB). En 2011, l'Union Européenne a adopté une stratégie pour protéger et améliorer l'état de la biodiversité en Europe appelée la stratégie biodiversité de l'UE à l'horizon 2020 qui répond à la CDB (European Commission, 2013). Dans l'action 5 de l'objectif 2 de cette stratégie, la Commission européenne demande aux États membres de cartographier et d'évaluer l'état des écosystèmes et de leurs services, d'évaluer la valeur économique de ces services et de promouvoir l'intégration de ces valeurs dans les systèmes de comptabilité et d'information au niveau de l'UE et au niveau national d'ici 2020 (European Commission, 2013). Engagée dès 2004, la stratégie nationale française pour la biodiversité (SNB) a fait l'objet d'une révision en 2010 avec l'intégration des objectifs de la stratégie biodiversité européenne et repose désormais pour une large part sur l'engagement volontaire des parties prenantes.

Le domaine de recherche autour des services écosystémiques se développe. Il est devenu le domaine le plus important et évoluant le plus rapidement des sciences environnementales et de l'économie écologique (Geneletti, 2011). De nos jours, il a une vocation affirmée d'aide à la décision publique au travers de programmes de recherche à l'échelle internationale et des organisations multi-acteurs (Pesche *et al.*, 2014). À l'échelle internationale, la *Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques* (IPBES pour l'acronyme anglais), démarrée en 2012, provient de la volonté de construire une plateforme multi-acteurs afin d'améliorer l'interface entre science et politique sur la question de la biodiversité et des services écosystémiques, sur l'image du GIEC pour le climat (Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, Pesche *et al.*, 2014). À l'échelle européenne, la Commission européenne a mis en place des groupes de travail associant des experts et des représentants des parties prenantes et des États membres tel que le programme *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services* » (MAES) (BISE, 2017) qui cartographie et évalue les écosystèmes et les services écosystémiques. En France, plusieurs projets ont été mis en place afin d'évaluer et de cartographier les services écosystémiques et ainsi contribuer aux activités de l'IPBES et du MAES.

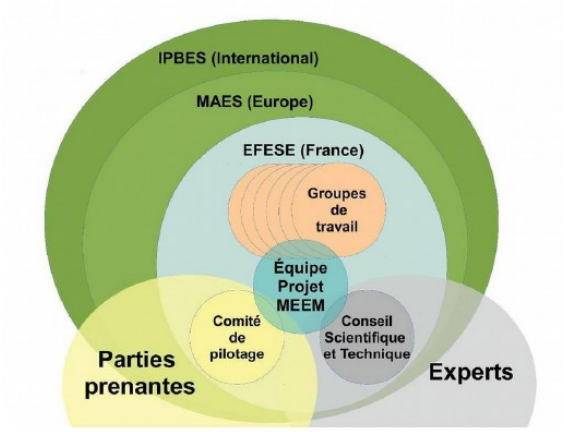


Figure 4 : Schéma de la gouvernance de l'EFESE (EFESE, 2016b)

Le programme du Ministère en charge de l'Environnement a engagé à partir de 2012 l'Évaluation Française des Écosystèmes et des Services Écosystémiques (EFESE https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/levaluation-francaise-des-ecosystemes-et-des-services-ecosystemiques) qui fait actuellement l'état des lieux des services produits au niveau national. L'EFESE regroupe des experts, des parties prenantes et une organisation en groupes de travail sous l'égide du Commissariat Général au Développement Durable du Ministère de la Transition Écologique et Solidaire (Figure 4). La mise en œuvre de l'EFESE en France découle de la déclinaison nationale de la stratégie européenne.

1.9. Les différentes méthodes d'évaluations

La demande croissante d'évaluation et de cartographie des services écosystémiques à l'échelle locale et régionale pour soutenir la gestion de la biodiversité (Nagendra *et al.*, 2013; Posner *et al.*, 2016) l'aménagement du territoire (Kopperoinen *et al.*, 2014; Zoe *et al.*, 2016) et l'évaluation de l'impact environnemental (Geneletti, 2013) a créé un besoin de méthodes robustes et scientifiquement solides pour évaluer les capacités, les demandes et/ou les préférences des services écosystémiques (Harrison *et al.*, 2017; Martinez-Harms *et al.*, 2012; Willemen *et al.*, 2015).

Pour évaluer les services écosystémiques et appréhender la complexité du fonctionnement des écosystèmes, une grande quantité de données pertinentes disponibles à différentes échelles spatiales et temporelles est nécessaire. Diverses méthodes d'évaluation des services écosystémiques ont été utilisées dans diverses études, nécessitant divers types et degrés d'expertise de la part des personnes qui les mettent en œuvre, et mobilisant diverses quantités de données (Harrison *et al.*, 2017). Le bon choix de la méthode doit articuler les objectifs de l'évaluation et de la cartographie (Jacobs *et al.*, 2015) mais aussi l'applicabilité, l'appropriation de la méthode, les résultats attendus par les parties prenantes et par les gestionnaires. Au-delà des quantifications des experts scientifiques, le concept de services

écosystémiques ne peut être mis en œuvre que si les évaluations sont comprises et soutenues par les utilisateurs finaux tels que les gestionnaires ou les décideurs publics (Harrison *et al.*, 2017). La complexité réelle et la difficulté perçue de l'interprétation des résultats sont des facteurs limitatifs à prendre en compte dans tout exercice d'évaluation et de cartographie des services écosystémiques (Jacobs et Burkhard, 2017).

L'acquisition, la compilation et le traitement de sources de données multiples peuvent s'avérer difficiles, voire impossibles pour de nombreux services écosystémiques, en particulier à échelles fines. Il faut alors se recentrer sur quelques services ou se reporter sur des protocoles d'échantillonnages, l'utilisation de modèles ou la mobilisation d'expertises territoriales ou sectorielles. Afin d'augmenter l'application des connaissances sur les services écosystémiques dans les actions territoriales, il faut un cadre souple, cohérent et instructif qui tient compte des différences spatio-temporelles de la production en services écosystémiques (de Groot *et al.*, 2010 ; Chan *et al.*, 2012). Ainsi, ce cadre doit faire une distinction entre la production potentielle et la demande en services ainsi qu'être applicable dans un large éventail d'écosystèmes et de services (e.g. Burkhard *et al.* 2014; Burkhard *et al.* 2009 : Hermann *et al.* 2013; Jacobs *et al.* 2014; Kandziora *et al.* 2013; Potschin et Haines-Young 2012).

Les différentes méthodes d'évaluation des services écosystémiques sont généralement catégorisées en approches biophysiques, socio-culturelles et économiques qui sont considérées comme les 3 valeurs ou domaines des services écosystémiques (Martín-López *et al.*, 2014). Cette pluralité de la valeur est reconnue et doit être prise en compte dans les outils d'évaluation et de cartographie des services écosystémiques dans une approche de l'intégration de leurs valeurs (Gómez-Baggethun *et al.* 2014, IPBES 2017, EFESE 2017).

L'approche biophysique des services écosystémiques évalue l'état, le fonctionnement et les facteurs de changement directs et indirects des écosystèmes sur la base de paramètres biologiques, écologiques et physiques des écosystèmes (EFESE, 2017). De nombreux indicateurs et modèles se sont développés pour évaluer la capacité biophysique en services écosystémiques. Les mesures peuvent être directes ou indirectes en fonction qu'elles sont basées sur des observations, des expérimentations, des proxys, ou des modèles (Vihervaara *et al.* 2018).

L'approche socio-culturelle des services écosystémiques évalue « *les préférences individuelles et collectives pour identifier les services qui sont relevant pour la population, les potentiels conflits sociaux à cause des différents besoins et perceptions ainsi que les compromis entre services et les parties prenantes* » (Santos-martín *et al.*, 2016). Les

méthodes d'évaluation des préférences sont par exemple les méthodes délibératives, participatives ou narratives (Harrison *et al.,* 2017).

L'approche économique des services écosystémiques évalue, en termes monétaires ou non, « *des coûts et des avantages liés à des choix ou des actions, notamment en présence d'externalités (positives ou négatives), en vue d'intégrer ces éléments dans la réflexion sur la conception et la mise en place de politiques publiques* » (EFESE, 2017). Le but de l'évaluation économique n'est pas toujours de donner une valeur marchande ou un prix à la nature mais de donner une valeur économique permettant de prendre en compte les milieux naturels et aider à leur considération lors des prises de décision et de gestion (TEEB in Policy, 2010 ; Campagne *et al.*, 2015). Depuis l'évaluation très médiatisée de Costanza *et al.* (1997), les études sur les évaluations économiques totales ont considérablement augmenté (Groot *et al.*, 2012) et les méthodes d'évaluation économique ont été améliorées (TEEB Foundations, 2010).

Ces trois approches des services écosystémiques ne sont pas strictement distinctes mais plutôt chevauchantes et complémentaires pour de nombreuses méthodes d'évaluation (Burkhard et Maes, 2017). De plus, la pluralité des valeurs des services écosystémiques doit être évaluée via des évaluations intégratives combinant ces différentes approches (Jacobs *et al.*, 2016). Une approche intégrative peut être définie comme intégrant « *les données et l'information sur les composantes biophysiques de l'écosystème avec les composantes du système socio-économique et les contextes sociétaux et politiques dans lesquels elles sont intégrées. Les liens entre l'état des écosystèmes, la qualité de l'écosystème et la biodiversité, la façon dont ils affectent la capacité des écosystèmes à produire des services écosystémiques, puis l'évaluation des conséquences pour le bien-être humain sont évalués* » (Burkhard *et al.*, 2018). Ainsi une approche intégrative englobe tous les éléments du système socio-écologique ainsi que leur interaction : les éléments du système socio-économique et les éléments du système écologique avec les fonctions, les processus et la biodiversité.

Maes *et al.* (2014) et Grêt-regamey *et al.* (2015) ont adopté une approche par niveaux pour l'évaluation et la cartographie des services écosystémiques qui classe les méthodes en trois niveaux de complexité croissante appelés des Tiers 1 à 3 (Figure 5). Cette approche permet de définir la méthode d'évaluation optimale des services écosystémiques grâce à une série de questions sur les objectifs et le contexte (Grêt-Regamey *et al.*, 2015).

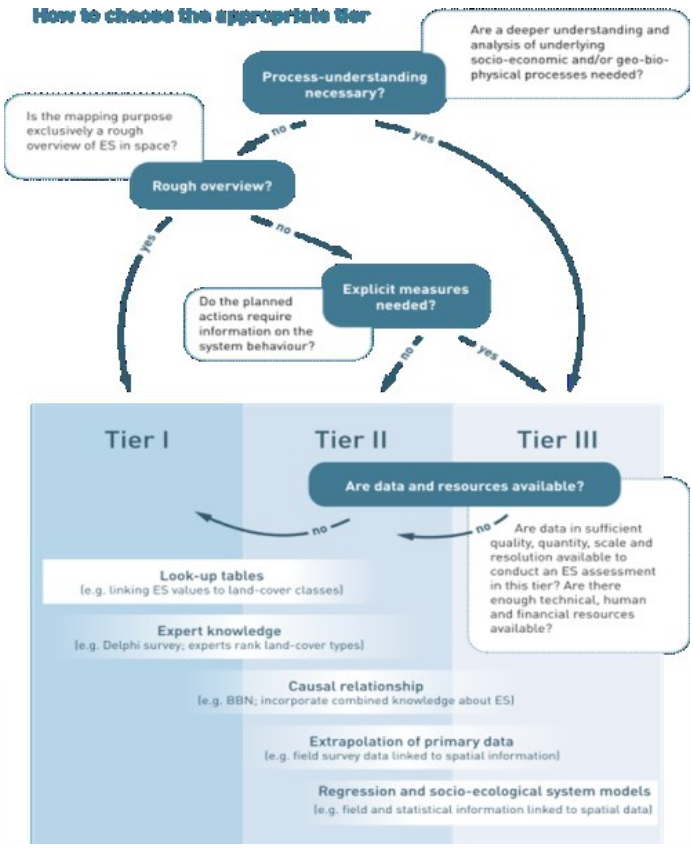


Figure 5 : Arbre de décision guidant la sélection des Tiers pour la cartographie et l'évaluation des services écosystémiques (Grêt-Regamey *et al.*, 2015)

Lavorel *et al.* (2014) proposent de regrouper en 5 types les modèles et les mesures géoréférencées des services écosystémiques basées sur les approches biophysiques : les indicateurs spatiaux (basés sur des données géoréférencées ; ex. : protection contre les événements extrêmes et la présence de haie), les modèles phénoménologiques (basés sur des données d'interaction entre la biodiversité et les services écosystémiques ; ex. : pollinisation), les modèles macro-écologiques (basés sur les données de distribution géographique des espèces ; ex. : régulation des ravageurs), les modèles de traits biologiques (basés sur les données d'interaction entre les traits biologiques et les services écosystémiques ; ex. : qualité du sol en fonction des microorganismes) et les modèles mécanistes (basés sur les processus écologiques et physiques des écosystèmes ; ex. : séquestration du carbone).

1.10. La méthode des matrices

Dans le cadre de cette thèse de doctorat, nous nous intéressons à une méthode d'évaluation des services écosystémiques utilisant « une matrice des capacités » qui est une table croisant la liste des services écosystémiques et la typologie des écosystèmes (**Figure 6**). Cette liste et cette typologie sont adaptées en fonction du territoire d'étude et des objectifs et

contraintes de celui-ci. La typologie des écosystèmes sert à différencier les écosystèmes rendant des services écosystémiques potentiellement différents ou avec des niveaux de fournitures différents. Chaque cellule de la matrice est remplie avec un score reflétant la capacité à produire un service écosystémique donné.

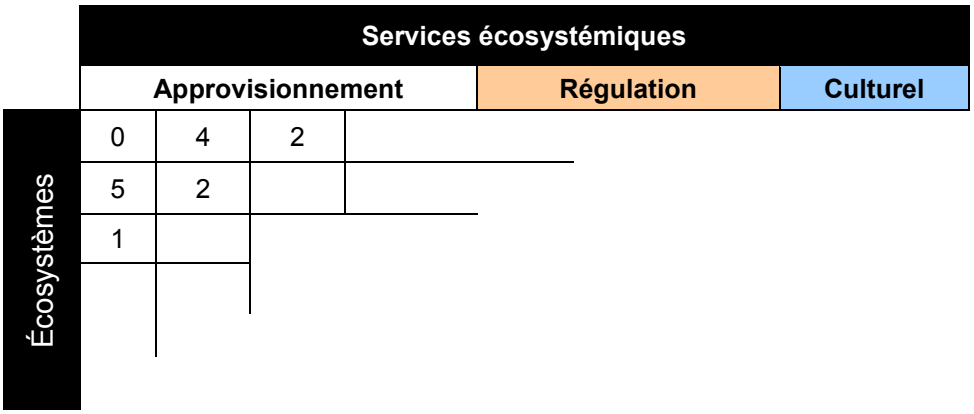


Figure 6 : Schéma d'une matrice

L'approche par les types d'écosystèmes lors d'une évaluation des écosystèmes est l'une des stratégies d'analyse les plus fréquentes dans la littérature, c'est d'ailleurs celle du *Millenium Ecosystem Assessment* (Potschin et Haines-Young, 2012). Alors que les évaluations des services écosystémiques se concentrent majoritairement sur un nombre restreint de services, cette méthode permet de prendre en compte l'ensemble des services produits par un écosystème. En effet, évaluer un seul service écosystémique limite la prise en compte de la multifonctionnalité intrinsèque des systèmes écologiques (Seppelt *et al.*, 2011).

Cette méthode fait partie des modèles d'indicateurs spatiaux qui relient les types d'occupation du sol ou les types d'écosystèmes aux services écosystémiques. Ces modèles sont très souples et facilement adaptables à différentes sources de données et techniques de modélisation. Dans l'approche par niveaux des méthodes d'évaluation des services écosystémiques de Grêt-regamey *et al.* (2015), la méthode des matrices et les connaissances des experts sont classées comme niveau 1 ou niveau 2 selon la complexité des méthodes utilisées pour construire une matrice. L'approche via la mobilisation d'expertises territoriales ou sectorielles a prouvé sa pertinence pour construire des matrices d'indicateurs semi-quantitatifs (e.g. Burkhard *et al.*, 2010; Stoll *et al.*, 2014; Vihervaara *et al.*, 2010). Les matrices de capacités peuvent également être remplies ou complétées par des indicateurs ou des données spatiales. Ainsi, Burkhard (2017) propose une méthodologie pour l'évaluation et la cartographie des services écosystémiques via la méthode des matrices basée sur des indicateurs et une collecte de données spatiales appropriées. Néanmoins, si les données de base sont rares, fragmentées ou non accessibles au public, les connaissances des experts peuvent être la meilleure source disponible ou la meilleure

approximation pour les estimations des services écosystémiques (Jacobs et Burkhard, 2017; Kienast *et al.*, 2009). L'utilisation des connaissances des experts est couramment utilisée comme substitut des données empiriques dans de nombreux domaines de la recherche écologique (Drescher *et al.*, 2013) telles que les études de conservation, d'écologie et !d'évaluation biophysique (Jacobs *et al.*, 2014). Les experts peuvent être définis comme des personnes ayant des connaissances ou des compétences approfondies fondées sur la recherche, l'expérience ou la profession dans un domaine particulier. Les experts utilisent une combinaison d'observations sur le terrain, de connaissances formelles et de modèles mentaux pour générer des informations quantitatives (Fazey *et al.*, 2006). L'utilisation de méthodes basées sur le jugement d'experts s'est avérée être une option efficace pour aborder les compromis simplicité/complexité et précision/ incertitude (Jacobs *et al.*, 2015).

La méthode des matrices - en particulier avec la notation participative basée sur l'expertise telle qu'elle a été développée dans cette thèse - fournit des évaluations des services écosystémiques rapides et facilement applicables (Burkhard *et al.*, 2012, 2011; Hermann *et al.*, 2014; Jacobs *et al.*, 2015). Cette méthode est, par sa simplicité et sa flexibilité, un outil de pédagogie pour les gestionnaires des politiques publiques. Les gestionnaires et les décideurs publics peuvent s'approprier rapidement les résultats et les appliquer pour mettre en œuvre des politiques de planification de l'occupation du sol ou de gestion des ressources. Ces derniers nécessitent une compréhension de l'importance de l'occupation du sol ou des types d'écosystèmes spécifiques plutôt que des estimations précises des quantités de services écosystémiques (Grêt-Regamey *et al.*, 2008). L'utilisation de matrices permet une évaluation rapide des services écosystémiques et de leurs tendances à l'échelle du paysage (Hermann *et al.*, 2014). Les matrices concernant la capacité des écosystèmes à produire différents services écosystémiques peuvent aisément être exprimées spatialement sous forme cartographique.

Plusieurs aspects de la capacité et de la demande peuvent être abordés via la méthode des matrices : la capacité biophysique, la demande économique mais également les préférences sociétales. La souplesse de la méthode permet de l'adapter facilement pour évaluer différentes composantes des services écosystémiques: l'offre (ex. : Depellegrin *et al.*, 2016; Egarter Vigl *et al.*, 2017; Stoll *et al.*, 2014), l'usage (ex. : Burkhard *et al.*, 2014) ou la demande (ex. : Tao *et al.*, 2018). La méthode des matrices a été appliquée dans de nombreuses études de cas, cela de façon croissante cette dernière décennie (Figure 7). Elle est généralement utilisée pour l'évaluation et la cartographie des services écosystémiques (e.i. Baral *et al.*, 2013; Cai *et al.*, 2017; Egarter Vigl *et al.*, 2017; Hermann *et al.*, 2014b) et aussi dans des cas précis tels que la restauration d'écosystèmes dégradés (e.i. Hainz-Renetzeder *et al.*, 2015) ou l'évaluation d'impact de changement d'occupation du sol à

l'échelle régionale (e.i. Cotillon, 2013; Tao *et al.*, 2018). Elle est utilisée dans de nombreux pays : Autriche et Hongrie (Hermann *et al.*, 2014), Chine (Cai *et al.*, 2017), États-Unis (Cotillon, 2013), Thaïlande (Kaiser *et al.*, 2013), France (Campagne *et al.*, 2017) et Népal (Paudyal *et al.*, 2015), et à différentes échelles : locales (Nedkov et Burkhard, 2012), nationales (Depellegrin *et al.*, 2016) et continentales (Stoll *et al.*, 2014). La diversité des applications confirme que « *l'approche a le potentiel d'intégrer toutes sortes de données relatives aux services écosystémiques basées sur diverses disciplines scientifiques ou méthodes de quantification des services écosystémiques et de qualité et quantité variables dans des tableaux et des cartes matriciels illustratifs* » (Burkhard, 2017).

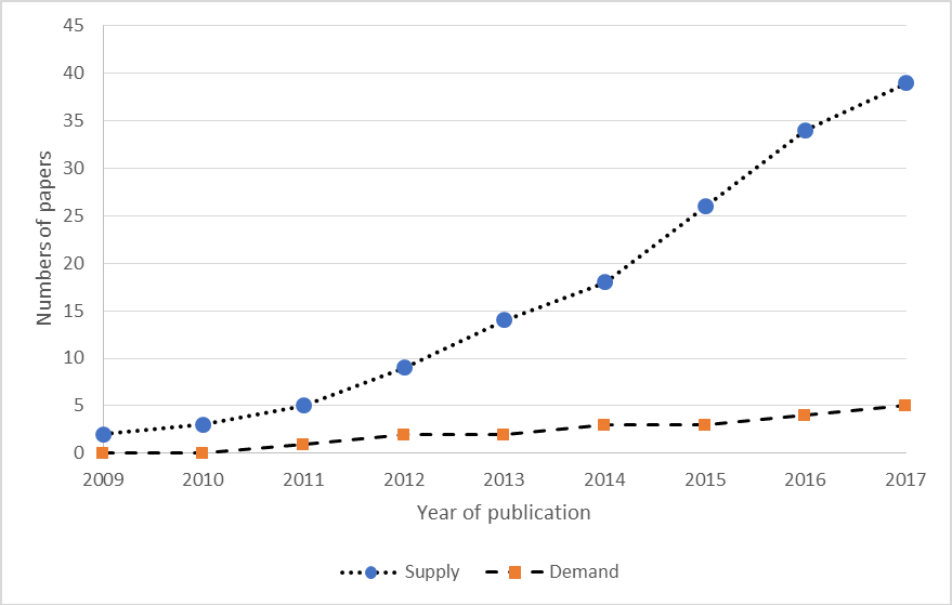


Figure 7 : Nombre d'études publiées utilisant la méthode des matrices pour évaluer l'offre et la demande de services écosystémiques entre 2009 et 2017 (source : WoS, Google Scholar et Scopus, Campagne et Roche, 2018).

En France, elle est appliquée depuis 2014, principalement dans les Parc Naturels Régionaux (PNR) tout d'abord en Baronnies Provençales (Campagne *et al.* 2014), sur les zones humides du PNR Scarpe-Escaut en 2015 (Campagne, 2015), sur le PNR du Vercors par l'équipe de l'IRSTEA Grenoble, sur l'ensemble des milieux du PNR Scarpe-Escaut et de la Région Hauts-de-France dans le cadre de cette thèse. Durant la thèse, la méthode a suscité un intérêt grandissant qui nous a permis de l'appliquer sur différents territoires (PNR des Alpilles, PNR Scarpe-Escaut, Région Hauts-de-France, Baie de Somme, projet d'évaluation de l'ensemble des PNR de la Région Sud - anciennement PACA) ainsi que pour différents objectifs tels que la vulgarisation et la sensibilisation du public, la labellisation RAMSAR, la révision d'un SAGE, l'intégration dans les études d'impacts et l'évaluation de l'impact des actions d'un projet LIFE (Ministère de la transition écologique et solidaire, 2016).

L'application de la méthode des matrices dans divers contextes offre un bon retour d'informations sur les avantages et les inconvénients de la méthode (Campagne *et al.* 2018). Certains chercheurs ont commencé à étudier les limites de cette méthode, comme Jacobs *et al.* (2014) qui soulignent sa faible transparence méthodologique, son manque de reproductibilité et l'absence d'indicateurs appropriés à l'incertitude des scores. Hou *et al.* (2012) discutent également des incertitudes liées à l'approche via les écosystèmes. L'évaluation fondée sur l'expertise comporte de nombreux biais bien connus (subjectivité, interprétations, etc.) que certaines méthodes aident à réduire (Martin *et al.* 2012, Mukherjee *et al.*, 2018). L'incertitude des connaissances des experts est souvent citée comme une limite, mais peu d'études ont été faites sur cette incertitude ni sur les mesures pour les intégrer aux évaluations des services écosystémiques (Hou *et al.*, 2012; Seppelt *et al.*, 2011; Vihervaara *et al.*, 2012). Il faut développer et préciser la façon dont les connaissances des experts devraient être recueillies et intégrées pour construire des évaluations des services écosystémiques scientifiquement solides (Martin *et al.*, 2012).

2. Structure et cadre conceptuel de la thèse

2.1. *Cadre conceptuel et plan de thèse*

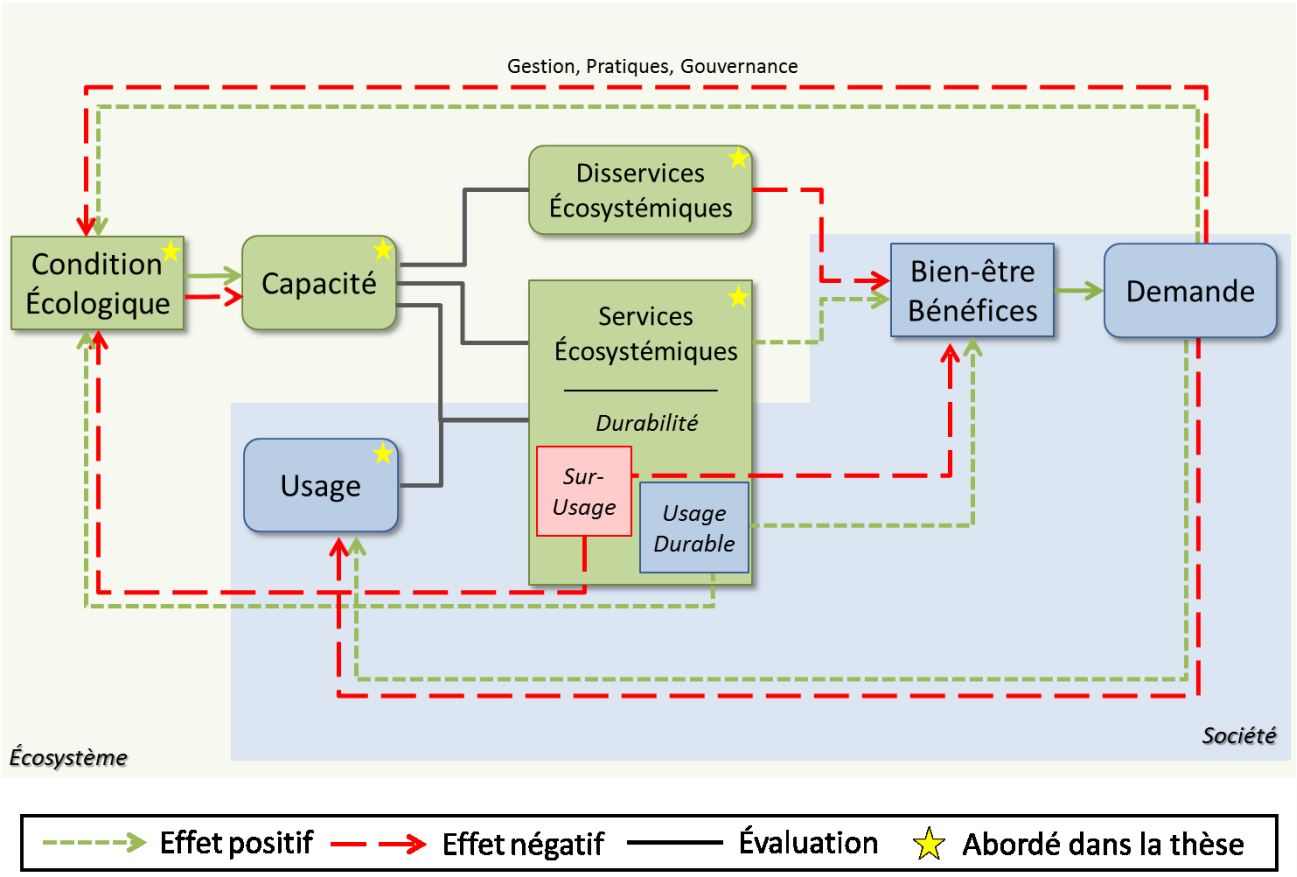


Figure 8 : Cadre conceptuel de la thèse

Les questions scientifiques et les différentes études qui composent cette thèse sont associées à un cadre conceptuel (Figure 8) et aux définitions suivantes. Un cadre conceptuel est un « *outil méthodologique qui fournit une structure logique faisant apparaître les principaux composants du système à évaluer et les liens qui existent entre ces composants* » (Ash *et al.* 2011 ; EFESE, 2017). Le cadre conceptuel de cette thèse s'inspire du modèle en cascade dans un système socio-écologique (Haines-young et Potschin, 2013). Différents éléments de base de la cascade sont présents (éléments dans les rectangles) tels que la condition écologique, les services écosystémiques, le bien-être et les bénéfices pour l'Homme. Les services écosystémiques sont définis comme « *les bénéfices que les humains tirent des écosystèmes* » (MEA, 2005). Cette définition fait référence à la nécessité de l'action de l'homme au travers d'agents économiques (par exemple, les gestionnaires d'écosystèmes, les exploiteurs de ressources primaires, les particuliers) qui modifient les écosystèmes ou récoltent les services pour qu'il y ait des services écosystémiques (Schröter *et al.*, 2014a).

La capacité détermine le potentiel en services et repose fonctionnellement sur la condition écologique qui va accroitre ou réduire ce potentiel. La capacité peut-être définie comme le rendement maximal hypothétique des écosystèmes en services écosystémiques (Baró *et al.*, 2017 ; Burkhard *et al.*, 2012 ; Ramirez-Gomez *et al.*, 2015 ; Schröter *et al.*, 2016 ; Villamagna *et al.*, 2013). La capacité de l'écosystème peut induire des bénéfices positifs ou négatifs soit des services et des disservices écosystémiques. Associé à la capacité, l'usage peut se définir comme la quantité de services écosystémiques consommés ou utilisés directement ou indirectement dans une zone particulière sur une période donnée (Burkhard *et al.*, 2012; Wolff *et al.*, 2015). L'usage va varier positivement ou négativement en fonction de la demande, qui elle-même résulte des préférences et des souhaits exprimés de la société (Mouchet *et al.*, 2017; Schröter *et al.*, 2014a; Villamagna *et al.*, 2013).

Le bilan entre la capacité et l'usage peut être considéré comme un indicateur de la durabilité de l'usage (Schröter *et al.*, 2014a, 2012). Ce bilan met en avant si l'usage est durable ou si nous sommes dans une situation d'usage critique ou de sur-usage. La durabilité de l'utilisation de l'écosystème concerne le maintien à long terme de l'état de l'écosystème et du stock de ressources naturelles (Rees, 1992). Le bilan capacité-usage peut avoir un impact positif ou négatif sur la condition écologique et sur le bien-être de l'Homme. En effet un sur-usage peut engendrer des dégradations de la condition écologique et à long temps avoir un impact sur le bien-être de l'Homme d'où l'importance de l'évaluer autant pour le système écologique que pour le système socio-économique.

La condition écologique peut être définie comme « *l'ensemble des états et fonctions de l'écosystème qui détermine sa capacité à produire des services écosystémiques* » (Roche et Campagne, 2017). Une condition écologique bonne ou dégradée impacte positivement ou négativement la capacité d'un écosystème à produire des services écosystémiques. La condition écologique est modifiée par la demande au travers des pratiques de gestions, des activités humaines et des variations environnementales.

La condition écologique qui soutient la capacité à produire les services écosystémiques soutient également les processus et les espèces qui génèrent des effets négatifs sur l'homme (Dunn, 2010; Lele *et al.*, 2013; Shackleton *et al.*, 2016). Les contributions positives des écosystèmes sur l'Homme et son bien-être sont bien attestées, mais nous ne pouvons ignorer les effets négatifs, nommés disservices, découlant des caractéristiques des écosystèmes qui sont économiquement ou socialement nuisibles, ou qui mettent en danger la santé voir la vie elle-même (Dunn, 2010; Lele *et al.*, 2013; Stoll *et al.*, 2014). Le concept de disservices écosystémiques a reçu beaucoup moins d'attention que le concept de services écosystémiques (Schaubroeck, 2017). Il est cependant important d'évaluer à la fois

les services et les disservices pour mettre en œuvre la gestion des écosystèmes (Ango *et al.*, 2014; Lyytimäki, 2014b; Vaz *et al.*, 2017). L'évaluation sera faite tout en respectant le fonctionnement des écosystèmes, afin de développer des effets positifs tout en limitant les effets négatifs. Afin d'aller vers une approche plus intégrative des relations humain-nature, nous considérons que les services positifs ne doivent pas être les seuls à être évalués, mais également les effets négatifs de la nature. Ainsi, nous avons pris en compte les disservices définis comme « *les fonctions, processus et attributs générés par les écosystèmes qui ont des impacts négatifs perçus ou réels sur le bien-être humain* » (Shackleton *et al.* 2016). Comme l'homme n'a pas de demande de disservices, le flux de disservices n'est pas combiné à l'usage ou à la demande pour évaluer la quantité de disservices effectivement subis. Elle est directement dépendante de la capacité de l'écosystème.

Dans les différentes études de la thèse, nous avons abordé et évalué la condition écologique et la notion d'intégrité écologique associée. Les capacités en disservices et en services écosystémiques ont été évaluées ainsi que l'usage en services écosystémiques. La durabilité a pu être déterminée à partir de la capacité et de l'usage. Nous avons aussi étudié les corrélations entre les disservices et les services ainsi que les corrélations au sein de l'ensemble des services écosystémiques. Dans la thèse les différentes évaluations ont été définies par rapport aux écosystèmes dans un état et avec des conditions moyennes sur les dernières années (2016-2017).

2.2. *Les questions et la structure de la thèse*

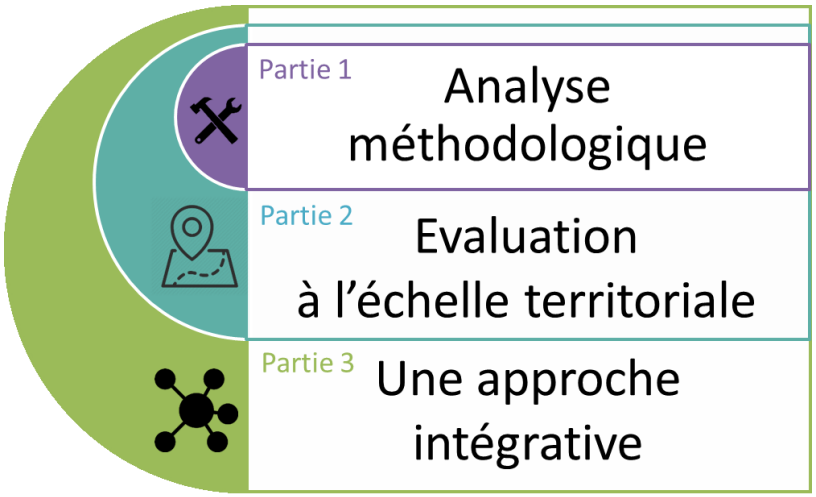


Figure 9 : Structure de la thèse

La méthode d'évaluation des services écosystémiques utilisant des matrices à dire d'experts est de plus en plus utilisée en Europe ainsi qu'internationalement et davantage en France ces dernières années (Campagne et Roche, 2018). Cependant des recommandations sont nécessaires sur la façon de recueillir et d'intégrer les connaissances des experts, afin de mieux gérer certains des biais et des limites de la méthode. Confrontant des objectifs scientifiques et des stratégies territoriales, nous avons étudié et appliqué la méthode des matrices sur la Région Hauts-de-France et le Parc Naturel Régional Scarpe-Escaut. En s'appuyant sur le cadre conceptuel défini précédemment, les travaux réalisés durant cette thèse répondent à trois questions principales que nous abordons dans trois parties distinctes (Figure 9). Afin d'avoir une vision globale et présenter une discussion synthétique, les résultats et avancées pour ces trois questions principales seront discutés en fin du manuscrit de thèse, et non pas à la fin de chaque partie.

1. Comment améliorer la méthode des matrices à dire d'experts pour avoir des scores les plus robustes possibles ?

Les applications de la méthode des matrices augmentent ainsi que les besoins d'analyse de ses limites et des précisions de sa méthodologie. Ainsi la première partie de la thèse porte sur l'analyse systématique des potentialités et des limites de la méthode des matrices de capacité à dire d'experts afin de répondre à la question 1. Nous avons focalisé nos analyses autour de 3 axes. Tout d'abord une analyse de la variabilité du score, de l'indice de confiance et des calculs de la valeur finale de la matrice (Chapitre 1). Puis en se basant sur la littérature existante, l'expérience acquise grâce à la production de matrices dans plusieurs

évaluations des services écosystémiques réalisées en France et l'analyse de la variabilité, nous avons proposé une méthodologie en 7 points pour produire des matrices basées sur les connaissances d'experts (Chapitre 2).

Enfin, à partir de la matrice de capacité faite sur la Région Hauts-de-France, nous avons comparé 7 services de la matrice à dire d'experts à 8 indicateurs biophysiques quantitatifs spatiaux à l'échelle de la Région Hauts-de-France (Chapitre 3). Les scores dans la matrice sont des valeurs semi quantitatives à dire d'experts que l'on utilise comme estimation biophysique des services écosystémiques. L'utilisation de la matrice pour constituer des estimations biophysiques est discutée quant à sa robustesse et les limites liées au dire des experts. Nous avons utilisé deux méthodes de régression pour évaluer leurs relations. D'une part une régression linéaire a été réalisée pour évaluer leur relation sur l'ensemble de l'aire d'étude et d'autre part une régression pondérée géographiquement pour évaluer la non-stationnarité de leur relation dans l'espace. Les coefficients de détermination ont été utilisés pour évaluer la force de la relation. De plus, nous avons comparé les cartes des points riches et pauvres (*hot-cold spots*) en services écosystémiques au niveau régional.

2. Dans quelles mesures la méthode des matrices peut-elle être appliquée sur nos territoires et répondre à leurs besoins en évaluant la durabilité de l'usage en services et en contribuant aux études d'impacts à l'échelle locale?

La diversité des contextes et des échelles d'applications de la matrice prouve sa flexibilité. Nous avons testé cette flexibilité dans le cadre d'applications avec une méthode robuste et dans deux objectifs différents. À partir de la première partie permettant de faire le point sur une application robuste de la méthode, nous avons tenté de répondre à la question 2 avec les applications sur la Région Hauts-de-France et sur le Parc Naturel Régional Scarpe-Escaut.

La méthode a été appliquée sur la Région Hauts-de-France en partenariat avec la DREAL Hauts-de-France. La DREAL a commandité l'évaluation des services écosystémiques dans l'objectif premier d'évaluer les services écosystémiques à l'échelle de la nouvelle région et ceci avec une méthode participative. Son deuxième objectif est de tester et réaliser, en partenariat avec l'IRSTEA et le bureau d'études Écosphère, un guide d'intégration des services écosystémiques dans les études d'impact à partir des résultats de la matrice. Ainsi, nous avons d'abord réalisé une évaluation de la capacité de l'ensemble des écosystèmes de la Région Hauts-de-France à produire des services écosystémiques (Chapitre 1). Nous avons travaillé pour la prise en compte des expertises de l'ensemble des 5 départements et

des 5 différents types d'écosystèmes (aquatiques, agricoles et prairiaux, forestiers, urbains et marins et littoraux). Dans un deuxième temps, nous avons testé l'utilisation des résultats dans des études d'impacts dont nous présentons quelques exemples. L'impact de trois types d'aménagement différents sur les services écosystémiques a été évalué : le réaménagement d'une carrière, la construction d'une nouvelle route avec 3 variantes possibles et l'élaboration d'un Plan Local d'Urbanisme. Nous avons souhaité déterminer l'apport que peut avoir l'étude des services écosystémiques par rapport aux différentes évaluations déjà présentes dans les études environnementales. Pour cela nous avons repris les études d'impacts en y intégrant cette nouvelle analyse. Nous présentons une première approche de la méthodologie d'intégration de services écosystémiques dans les études d'impacts et les résultats préliminaires (Chapitre 2).

En collaboration avec le Parc Naturel Régional Scarpe-Escaut, nous avons développé et testé une méthode d'évaluation de la durabilité de l'usage en services écosystémiques (Chapitre 3). Les missions du PNR nécessitent le développement de connaissance sur les services écosystémiques produits et leurs potentielles surexploitations sur le territoire. Ainsi l'élaboration d'une méthode scientifique et technique pour évaluer la durabilité est un challenge scientifique majeur. Nous sommes partis de l'hypothèse que la durabilité biophysique des usages des écosystèmes peut être évaluée par le bilan entre la capacité et l'usage des services. Dans ce but, nous avons élaboré une matrice des capacités, une matrice des usages et une validation des résultats du bilan capacité/usage lors d'un atelier de restitution ainsi qu'une enquête en ligne.
Cette étude est en cours de valorisation sur le PNR. Nous présentons, avec les gestionnaires, la vision et les actions déjà menées à partir des premiers résultats (Chapitre 4).

3. Au-delà des services écosystémiques, comment atteindre une approche intégrative de l'évaluation des services à l'échelle territoriale ?

Englobant les deux premières parties de la thèse, la troisième partie de la thèse traduit la volonté d'atteindre une approche intégrative des évaluations des services écosystémiques à l'échelle territoriale (question 3). Pour cela nous avons étudié l'intégration des disservices et de l'intégrité écologique dans les évaluations des services écosystémiques.

En utilisant la méthode des matrices, nous avons évalué la capacité des écosystèmes du PNR Scarpe-Escaut à produire des services écosystémiques et à générer des disservices

(Chapitre 1). Nous avons ensuite analysé les capacités des écosystèmes à produire des disservices et nous les avons comparées à celles des services écosystémiques.

L'accent mis actuellement sur le développement durable et les services écosystémiques favorise la nécessité de mieux comprendre l'intégrité et le fonctionnement à long terme des écosystèmes. Cela garantit la fourniture à long terme de services écosystémiques et la conservation des écosystèmes. L'intégrité écologique ou ses notions associées sont mentionnées dans plusieurs politiques nationales et internationales en matière de biodiversité et d'écosystèmes qui associent l'intégrité des écosystèmes au bien-être humain. Cependant, la notion d'intégrité écologique est encore mal définie. La littérature scientifique a mobilisé toute une gamme de termes et de notions pour tenter de conceptualiser et de décrire les degrés d'intégrité ou d'altération de l'écosystème. Ainsi sur la base d'une analyse des études proposant des indicateurs d'intégrité des écosystèmes, nous identifions cinq formes d'intégrité des écosystèmes dont nous définissons les spécificités (Chapitre 2): l'intégrité écosystémique de naturalité, l'intégrité fonctionnelle et structurelle des écosystèmes, la stabilité et la fiabilité des écosystèmes, l'état des écosystèmes et la qualité ou la valeur des écosystèmes.

Nous avons ensuite poursuivi le travail avec des réflexions sur la condition écologique et son rôle dans une évaluation intégrée de l'écosystème (Chapitre 3). Pour cela nous sommes revenus sur les différentes notions liées à l'intégrité écologique et à la condition écologique. Finalement, nous avons étudié la relation entre la condition écologique et la capacité des écosystèmes à produire des services écosystémiques.

3. Le projet IMAGINE

La thèse s'inscrit pour partie dans un projet de recherche BiodivERsA coordonné par Philip Roche (IRSTEA) et qui implique 6 équipes européennes au sein de 5 pays de 2017 à 2020. L'objectif principal de ce projet est de développer les connaissances scientifiques et d'en déduire des options de gestion des trames vertes et bleues qui intègrent les services écosystémiques et l'intégrité écologique des éléments de la trame. Un des cas d'étude du projet est le PNR Scarpe-Escaut qui est également un des terrains d'étude de la thèse. Ainsi, les données cartographiques, l'évaluation de la capacité et de l'usage en services écosystémiques, ainsi que la méthodologie pour l'évaluation de l'intégrité écologique sur ce territoire s'intègre totalement dans le projet IMAGINE. Pour la France, le projet a un second cas d'étude, situé en zone méditerranéenne, sur le territoire du SM du Bassin de Thau.

Le projet IMAGINE propose une vision de l'évaluation intégrative des multifonctionnalités des trames vertes et bleues en intégrant une évaluation des services écosystémiques, une évaluation de la condition écologique et de la connectivité spatiale. Dans le cadre de cette thèse, la contribution a principalement concerné l'évaluation des services écosystémiques par la méthode des matrices de capacité. Les avancées méthodologiques développées dans la première partie de la thèse ont servi de base pour la réalisation des évaluations sur 5 des 6 sites d'étude du projet. Par ailleurs, la réflexion sur la notion d'intégrité écologique de la partie 3 a permis de proposer des indicateurs de condition écologique en relation avec les éléments de la trame. Ainsi, si cette thèse de doctorat ne concerne pas directement les questions de trame verte et bleue. Les développements et les évaluations réalisées sur le territoire du Pnr Scarpe-Escaut contribuent fortement au projet.

4. Sites d'étude

4.1. La Région Hauts-de-France

Les Hauts-de-France sont une région administrative du Nord de la France, créée par la réforme territoriale de 2014 (Figure 10). Résultat de la fusion des anciennes régions du Nord-Pas-de-Calais et de la Picardie, elle s'étend sur 31 813 km^2 et compte cinq départements : l'Aisne, le Nord, l'Oise, le Pas-de-Calais et la Somme. Son chef-lieu est Lille. La région est limitrophe de la région parisienne située au sud, de la Normandie à l'ouest et du Grand Est à l'est. De plus, elle est frontalière de la Belgique sur toute sa partie nord-est, et est bordée par la Manche et la mer du Nord, à l'ouest et au nord. Avec 6 millions d'habitants et une densité de population de 189 hab. /km^2, elle représente la 3ème région la plus peuplée du pays et la 2ème la plus densément peuplée de France métropolitaine après l'Île-de-France. La région est portée par une métropole à rayonnement européen (Métropole Européenne de Lille) et un maillage urbain dense dans lequel Amiens apparaît comme métropole d'équilibre.

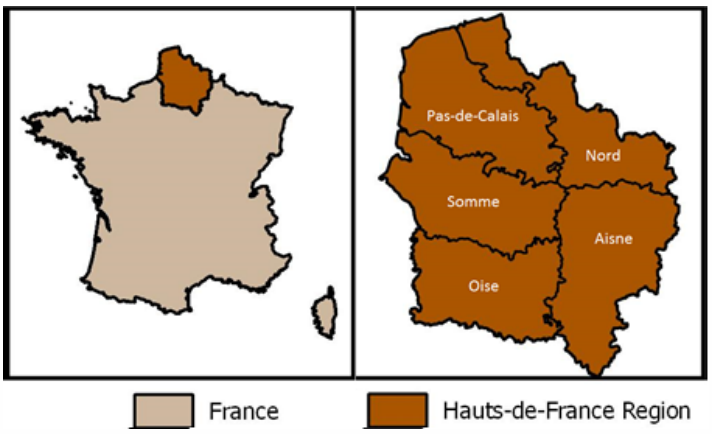


Figure 10 : Région Hauts-de-France et ses cinq départements

La région est à la fois rurale (avec une couverture de 85% du territoire de communes peu ou très peu denses) et agricole. La nouvelle région est caractérisée par une grande diversité de milieux et de paysages : prairies humides, pelouses calcicoles, grandes plaines agricoles, marais arrière littoraux, bocages, etc. (Figure 11). Certains secteurs présentent une structure bocagère, aujourd'hui encore remarquable, comme dans l'Avesnois, la Thiérache, le Pays de Bray, le Boulonnais ou l'Audomarois. Des zones humides de grande importance marquent le territoire régional : les tourbières alcalines de la vallée de la Somme, le marais Audomarois, les Hortillonnages d'Amiens, la haute et la moyenne vallée de l'Oise, etc. Enfin, outre les rivières de l'Oise et de l'Aisne qui structurent fortement leur bassin, on observe une succession de fleuves côtiers. Ils présentent des paysages et patrimoines naturels reconnus

et façonnent les côtes de la Manche et de la Mer du Nord. La Somme en est le plus important et emblématique, aux côtés de la Bresle, l'Authie, la Maye, la Canche.

Figure 11 : Photographies de la Région Hauts-de-France (@DREAL Hauts-de-France)

Le littoral des Hauts-de-France

De la Manche à la mer du Nord, de la baie de Somme à la Côte d'Opale, les Hauts-de-France offrent un littoral exceptionnel de plus de 190 km. Le littoral des Hauts-de-France court du port de Dunkerque aux villas Belle Époque de Mers-les-Bains, des stations balnéaires de la côte d'Opale aux longues plages et landes sauvages de la côte picarde. La région Hauts-de-France dispose, sur une partie de son littoral, d'un espace présentant des qualités environnementales d'exception, aussi bien sur le plan de son écosystème (baie de Somme) que de ses paysages. Cordons dunaires, falaises de calcaire ou de grès, forêts de pins, plages de sable fin... Le littoral des Hauts-de-France, exceptionnel, se démarque par la diversité de ses paysages. La Côte d'Opale se caractérise par deux caps classés : le Cap Blanc-Nez et le Cap Gris-Nez, intégrés au parc régional des Caps et Marais d'Opale, rare parc littoral de France. Classée au patrimoine mondial de l'Unesco, la baie de Somme fait partie des plus belles baies du monde. Elle représente un vaste espace naturel préservé, haut lieu de l'ornithologie, où des milliers d'oiseaux migrateurs viennent chaque année faire une halte. Le littoral des Hauts-de-France attire de nombreux touristes, qui profitent d'un climat propice - selon les saisons - à la baignade, la randonnée, la culture, les sports

nautiques, les balades à vélo, les promenades à dos de cheval Henson… De multiples équipements culturels et de loisirs ponctuent ce littoral.

Les forêts et espaces boisés

Dans le sud-est de la région, un arc forestier se structure notamment autour d'importantes forêts remarquables (Chantilly, Compiègne, Halatte, Laigue, Retz, Mormal, etc.) en lien avec des boisements plus morcelés. Néanmoins, l'absence de forêts sur de nombreux territoires de la nouvelle région conduit à une moyenne d'espaces forestiers et naturels plus faible qu'à l'échelle nationale. On constate toutefois, depuis une vingtaine d'années, une dynamique positive sur ces espaces. Avec 428 000 hectares de forêt (privée à 72 %) produisant 4 000 000 m^3/an de bois, la région est la dernière de France en termes de superficie forestière (13,4 % de l'espace) mais la 5ème région en consommation de bois. Hors boisements de l'Office National des Forêts, la forêt est détenue par un peu plus de 120 000 propriétaires, souvent détenteurs de petites parcelles (seuls 1 900 d'entre eux possèdent un massif de 25 hectares ou plus). Après une longue phase de régression du haut Moyen Âge à la révolution industrielle, cette forêt a regagné du terrain et est encore en expansion (+10 % en quinze ans vers 2000-2010). Elle est composée de feuillue à plus de 90 %, l'enrésinement étant pour l'essentiel artificiel. Les peupleraies sont nombreuses, également artificielles, et essentiellement dans les vallées humides.

Une région de grandes cultures

La région est principalement constituée de terres agricoles. Elles en sont la principale composante et à elles seules, couvrent plus des trois quarts du territoire régional (76,4%). Elles se caractérisent par 62% de terres arables, cultivées par des exploitations de grande taille. Les cultures sont principalement céréalières, oléagineuses, betteravières et de pommes de terre. Les prairies occupent 9,70% du territoire.

Les exploitations agricoles sont généralement vastes : la surface agricole utilisée atteint, en moyenne, 78,5 hectares (contre 55,1 hectares en France métropolitaine). La région est leader dans la production de céréales (notamment de blé tendre) mais aussi dans la production de légumes, secteur dans lequel elle assure 20 % de la production nationale (et 60 % pour la production de pommes de terre).

Les bassins hydrographiques

En France métropolitaine, la gestion de l'eau s'exerce autour de 7 bassins hydrographiques, délimités naturellement par la ligne de partage des eaux. La région Hauts-de-France est concernée par deux bassins hydrographiques : le bassin Artois-Picardie et le bassin Seine Normandie. Le bassin Artois-Picardie est le plus petit des sept bassins métropolitains. Sa superficie est de 20 000 km^2, soit 3,6 % du territoire national. Il couvre l'ensemble des

départements du Nord, du Pas-de-Calais, et partiellement les départements de la Somme, de l'Aisne et de l'Oise. C'est un bassin particulier, avec des reliefs d'amplitude modérée et des cours d'eau à faibles débits. Il comporte de nombreux canaux et cours d'eau canalisés. Le bassin Artois-Picardie a une densité de population deux fois plus importante que la moyenne nationale. Fortement marqué par les activités humaines, il porte encore la mémoire de son lourd passé industriel. Le territoire offre aussi une grande diversité de paysages naturels qui renferment de précieuses richesses biologiques. Ainsi les dunes du littoral, les coteaux calcaires, et les marais hébergent de nombreuses espèces animales et végétales qu'il faut protéger. Le deuxième bassin qui concerne la région Hauts-de-France est le bassin Seine Normandie. Il s'étend sur environ 17 000 km². Le sous-bassin des vallées d'Oise présente une activité agricole intense, une industrialisation importante et une densité de population forte.

Une répartition hétérogène des espaces artificialisés

Les espaces artificialisés (écosystèmes urbains, zones d'activités et infrastructures) occupent plus de 3500 km² sur les 32 023 km² de la nouvelle région soit 11,5 % du territoire. Cette moyenne régionale masque des disparités importantes. La principale zone artificialisée est constituée par la métropole lilloise associée à la vaste conurbation urbaine du bassin minier. Elles représentent à elles deux 7,5 % du territoire total de la nouvelle région. En dehors des autres principaux pôles (Amiens, Beauvais, Boulogne-sur-Mer, Calais, Dunkerque, Maubeuge, St Quentin…), du littoral et de la vallée de l'Oise (Creil, Compiègne, Chauny), l'urbanisation est moins importante. Cette organisation territoriale, d'un réseau de villes structurant de grands espaces ruraux, est présente sur l'essentiel du territoire régional. Elle engendre un maillage urbain favorable à une artificialisation diffuse.

La DREAL Hauts-de-France

La région Hauts-de-France est issue de la récente fusion des ex-régions Picardie et Nord Pas de Calais (2014). Ainsi elle ne dispose pas d'évaluation globale des services écosystémiques liées à ses écosystèmes. La collaboration avec la DREAL est issue de sa participation dans l'évaluation de services écosystémiques à l'échelle du PNR Scarpe-Escaut et qui a ensuite souhaité développer avec l'IRSTEA cette évaluation sur l'ensemble de la région. La DREAL est un service déconcentré de l'État. Elle est constituée de divers services permettant de répondre aux problématiques concernant l'Environnement, l'Aménagement et le Logement. Nous avons travaillé avec le Service Eau et Nature et plus précisément le Pôle Nature et Biodiversité sur l'évaluation des services écosystémiques en Hauts-de-France. Les attentes de la DREAL sont multiples : développement des connaissances écologiques sur la nouvelle région, création d'outils de vulgarisation et de sensibilisation, développer une approche participative pour réunir et faire collaborer les

acteurs des deux anciennes régions et la perspective de l'intégration dans les évaluations environnementales.

4.2. Le Parc Naturel Régional Scarpe-Escaut

Situé dans la région Hauts-de-France, le Parc Naturel Régional Scarpe-Escaut (PNR-SE) comprend 55 communes disposées sur 48 500 hectares entre Valenciennes, Douai et Lille, près de la frontière belge (**Figure 12**). Il couvre plus de 430 km^2, est traversé par les rivières Scarpe et Escaut. Il concerne 191 000 habitants, soit 380 habitant/km² ce qui fait de lui le PNR le plus densément peuplé (Maresca *et al.* 2014). Avec son voisin belge, le Parc naturel des Plaines de l'Escaut, il forme le Parc naturel transfrontalier du Hainaut, le plus grand parc naturel transfrontalier d'Europe. Premier PNR de France créé en 1968, il est notamment marqué par une plaine basse articulée autour de la Scarpe et de l'Escaut. C'est un secteur péri-urbain où la pression urbaine est forte (consommation d'espace) et dont le paysage est formé par une mosaïque de milieux agricoles et naturels (cultures, prairies, boisements, marais, étangs…) ainsi que de zones urbanisées (PNRSE et Région Hauts-de-France, 2010). Les écosystèmes naturels sont principalement des zones humides, des prairies et des forêts (Maresca *et al.* 2014).

Les entités paysagères

Dépassant les délimitations du Parc, 9 entités paysagères ont été identifiées et sont le résultat de l'interaction entre l'Homme et la nature. Elles se caractérisent au travers des plaines et des vallées humides de l'Escaut, de la Scarpe et de la Hayne entourées des plateaux agricoles (Versants de la Pévèle, Versants humides de l'Escaut, Plateau de l'Ostrevent et Plateau quercitain) et en son cœur le Massif forestier de Raismes-Saint-Amand-Wallers (Figure 13).

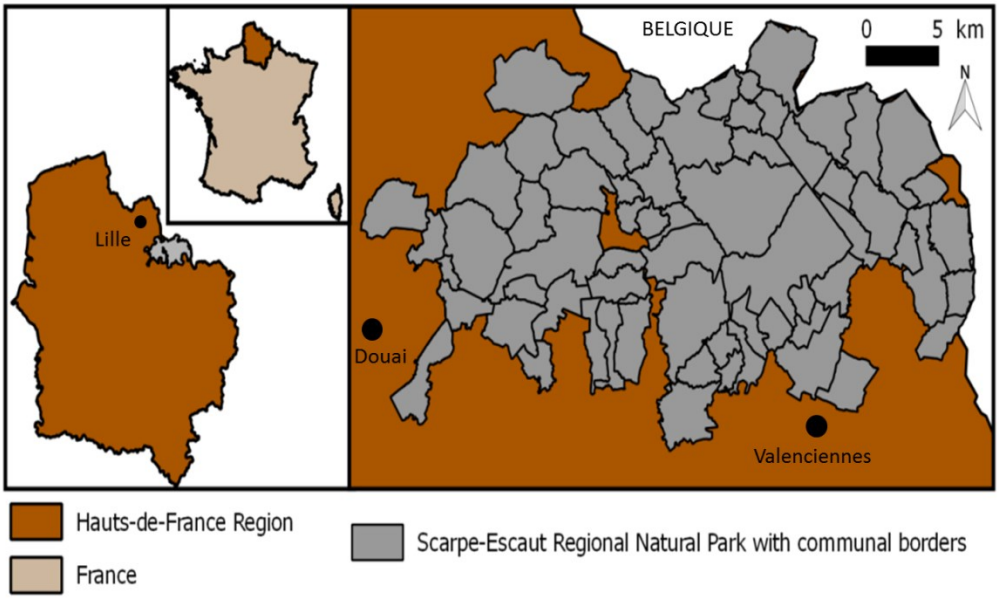


Figure 12 : Parc naturel régional Scarpe-Escaut dans la région Hauts-de-France

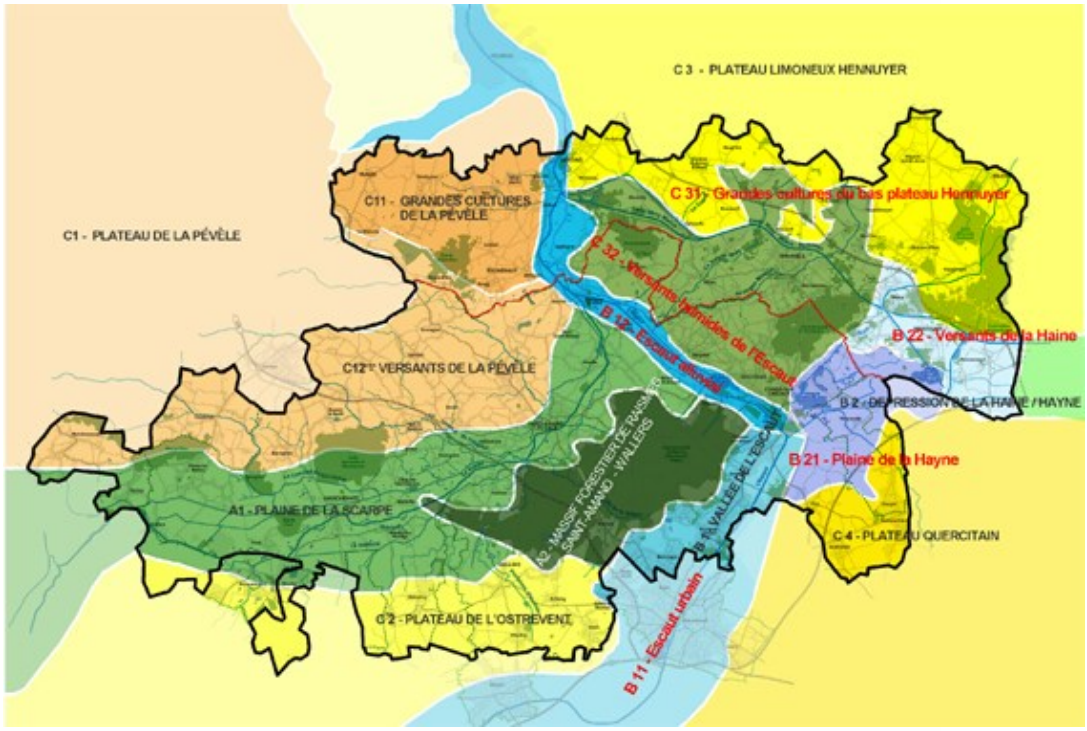


Figure 13 : Carte des entités de paysage © PNRSE/Bocage

Figure 14 : Photographies de milieux humides du PNR Scarpe-Escaut. a) Alignements de Saules Têtards (©PNR Scarpe-Escaut), b) Chabaud Latour, étang d'affaissement minier (©D. Delecourt), c) Forêt de Marchiennes (©T. Lefort), d) Tourbière de Marchiennes, vue aérienne (©PNR Scarpe-Escaut).

Les enjeux liés à l'eau

L'eau est omniprésente (Figure 14) et l'homme la gère depuis des siècles afin de développer ses activités (assèchement, exploitation des terres, canalisation des cours d'eau…). Les zones humides ont été considérées comme un paysage peu attractif lié à une perception négative par la population locale malgré l'esthétique et les activités récréatives. Les prairies humides ou encore les zones de marais ont ainsi fortement régressé sous la pression urbaine, exploitées pour des productions agricoles plus rentables que l'élevage ou encore aménagées en étangs de loisirs (PNRSE et Région Hauts-de-France, 2010). Malgré leur importance locale en tant qu'écosystème fournissant de nombreuses services écosystémiques, les perceptions actuelles des zones humides sont soit négatives, pour certains acteurs locaux, soit inexistantes pour l'ensemble de la communauté (PNRSE et Région Hauts-de-France, 2010; Morère et Glon, 2016). Ce déficit de perception a donné lieu

à une étude des services écosystémiques fournies par les types de zones humides en 2015. Une nouvelle évaluation des zones humides était également nécessaire pour réviser la stratégie de développement et de gestion des ressources en eau (appelée SAGE en France) ainsi que pour demander la certification RAMSAR (http://www.ramsar.org/).

Le syndicat mixte et la charte

La gestion du Parc est effectuée par un syndicat mixte de gestion constitué de 4 collèges regroupant les représentants de la Région, du Département du Nord, des Établissements publics de coopération intercommunale et des communes de son territoire. L'équipe technique du Parc a pour mission la mise en œuvre de programmes d'actions concourants aux mesures de la Charte. Le projet du PNR Scarpe-Escaut est traduit au travers de sa Charte, document officiel qui fixe les objectifs de préservation et de développement du territoire. Elle a valeur de contrat et engage les collectivités concernées à mobiliser les moyens techniques et financiers nécessaires à la mise en œuvre d'un véritable projet de territoire. La Charte actuellement en vigueur s'étend sur une période de 12 ans, de 2010 à 2022. Elle s'appuie sur un engagement commun entre le PNR Scarpe-Escaut et le Parc naturel des Plaines de l'Escaut, en Belgique (27 000 hectares englobant 40 villages et 2 villes), afin de consolider à terme le Parc Naturel Transfrontalier du Hainaut (PNTH), premier parc transfrontalier d'Europe. Si cette Charte intègre les enjeux liés aux milieux naturels et notamment aux milieux humides et aquatiques dans la Vocation n°2 « Scarpe-Escaut, Terre de nature et de patrimoine où l'eau, le bâti, le minier... forgent le caractère rural et les identités du territoire transfrontalier », on les retrouve en filigrane au sein des 3 autres vocations, mettant en évidence non seulement les services que rendent les milieux agricoles et naturels aux activités humaines mais également le rôle collectif de préservation et d'usage raisonné de ces derniers. C'est donc naturellement que le PNR a souhaité expérimenter l'approche des services écosystémiques en associant les acteurs locaux et les experts dans une volonté affirmée de concertation et de mobilisation larges.

Les services écosystémiques du Parc

Les PNR sont des zones rurales reconnues pour leur fragilité dans un patrimoine et un paysage local de valeur (Fédération des PNR, 2012). À la différence des parcs nationaux, les PNR ont un rôle socio-économique local important (article R333-1 du Code de l'environnement). Ils assurent l'éducation et l'information dans le cadre d'actions de sensibilisation à l'environnement et ils favorisent le développement économique et social dans le cadre d'actions de valorisation des ressources naturelles et humaines pour assurer la qualité de vie avec un développement respectueux de l'environnement. Les gestionnaires

s'efforcent également d'appliquer des plans de développement durable permettant la protection et la promotion de leurs ressources approuvées dans la Charte du parc. De plus, les PNR sont reconnus pour leur capacité à mettre en œuvre des politiques innovantes et à encourager l'expérimentation en contribuant aux programmes de recherche et en étant des cas d'études de recherche.

Le PNR Scarpe-Escaut a commencé à s'intéresser à la notion des services écosystémiques en 2012 dans le cadre du programme européen WECAN qui comprend l'évaluation et la valorisation des services produits par les prairies humides des communes de Wandignies Hamage et d'Hergnies à l'initiative des Espaces Naturels Régionaux et du PNR-SE. Cette étude a combiné une approche participative, une évaluation économique et une analyse des liens et des interactions. Ensuite, en 2014, une évaluation quantitative des services écosystémiques sur la zone du pays de Condé-sur-l'Escaut (23 communes du Parc) à partir de données disponibles a été effectuée dans le cadre du projet SESEEP. Le projet SESEEP est fondé sur une double démarche évaluative et prospective. Il a permis une évaluation localisée des services écosystémiques limitée par la disponibilité des données. Ce projet finit en remarquant que « *La notion de service écosystémique semble encore mal connue des acteurs des territoires du Parc Naturel Régional Scarpe Escaut et, par extension, des acteurs opérant à l'échelle régionale* ».

C'est à la suite de ces expériences que le Parc a trouvé intéressante l'évaluation des services écosystémiques faite sur le PNR des Baronnies Provençales via la méthode des matrices (étude effectuée par l'Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Écologie Marine et Continentale, IMBE en 2014). En 2015, une première évaluation des services potentiellement produits par les zones humides des territoires du PNR et du SAGE a été effectuée avec l'IMBE en utilisant la méthode participative permettant une évaluation collective et la production « d'une matrice des capacités des zones humides » (Campagne, 2015; Campagne *et al.*, 2016). Les retours positifs des participants et des acteurs du territoire ont amené à continuer l'évaluation en 2016, cette fois dans le cadre de la thèse en élargissant l'approche d'une part à l'ensemble des écosystèmes et d'autre part à l'analyse de la durabilité de l'usage des services écosystémiques.

Bibliographie

Ango, T.G., Börjeson, L., Senbeta, F., Hylander, K., 2014. Balancing ecosystem services and disservices: Smallholder farmers' use and management of forest and trees in an agricultural landscape in southwestern Ethiopia. Ecol. Soc. 19. doi:10.5751/ES-06279-190130

Ash N., Blanco H., Brown C., Garcia K., Henrichs T., Lucas N., Ruadsepp-Heane C., Simpson R.D., Scholes R., Tomich T., Vira B. et Zurek M., 2011. Les écosystèmes et le bien-être humain. Un manuel pour les praticiens de l'évaluation, Island Press, Washington D.C.

Bagstad, K.J., Villa, F., Batker, D., Harrison-cox, J., Voigt, B., Johnson, G.W., 2014. From theoretical to actual ecosystem services: mapping beneficiaries and spatial flows in ecosystem service assessments. Ecol. Soc. 19, 64. doi:10.5751/ES-06523-190264

Baral, H., Keenan, R.J., Fox, J.C., Stork, N.E., Kasel, S., 2013. Spatial assessment of ecosystem goods and services in complex production landscapes: A case study from south-eastern Australia. Ecol. Complex. 13, 35–45. doi:10.1016/j.ecocom.2012.11.001

Baró, F., Gómez-Baggethun, E., Haase, D., 2017. Ecosystem service bundles along the urban-rural gradient: Insights for landscape planning and management. Ecosyst. Serv. 24, 147–159. doi:10.1016/j.ecoser.2017.02.021

Baró, F., Haase, D., Gómez-Baggethun, E., Frantzeskaki, N., 2015. Mismatches between ecosystem services supply and demand in urban areas: A quantitative assessment in five European cities. Ecol. Indic. 55, 146–158. doi:10.1016/j.ecolind.2015.03.013

Barot, S., Yé, L., Abbadie, L., Blouin, M., & Frascaria, N. 2017. Ecosystem services must tackle anthropized ecosystems and ecological engineering. Ecological Engineering, 99(February), 486–495. doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.071

Bierry, A., Quétier, F., Baptist, F., Wegener, L., Lavorel, S., 2012. Apports potentiels du concept de services écosystémiques au dialogue territorial. Sci. Eaux Territ. 1–8.

Biggs, R., Schlüter, M., Biggs, D., Bohensky, E.L., BurnSilver, S., Cundill, G., Dakos, V., Daw, T.M., Evans, L.S., Kotschy, K., Leitch, A.M., Meek, C., Quinlan, A., Raudsepp-Hearne, C., Robards, M.D., Schoon, M.L., Schultz, L., West, P.C., 2012. Toward Principles for Enhancing the Resilience of Ecosystem Services. Annu. Rev. Environ. Resour. 37, 421–448. doi:10.1146/annurev-environ-051211-123836

BISE. 2017. « Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES) », Biodiversity Information System for Europe, http://biodiversity.europa.eu/maes (consulté le 24 mars 2017)

Burkhard, B., 2017. Ecosystem services matrix, in: Burkhard, B., Maes, J. (Eds) Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia. p. 374.

Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y., Müller, F., 2014. Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands – Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification. Landsc. Online 32, 1–32. doi:10.3097/LO.201434

Burkhard, B., Kroll, F., Müller, F., 2009. Landscapes' Capacities to Provide Ecosystem Services – a Concept for Land-Cover Based Assessments. Landsc. Online 1–22. doi:10.3097/LO.200915

Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., Müller, F., 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. Ecol. Indic. 21, 17–29. doi:10.1016/j.ecolind.2011.06.019

Burkhard, B., Opitz, S., Lenhart, H., Ahrendt, K., Garthe, S., Mendel, B., Windhorst, W., 2011. Ecosystem based modeling and indication of ecological integrity in the German North Sea-case study offshore wind parks. Ecol. Indic. 11, 168–174. doi:10.1016/j.ecolind.2009.07.004

Burkhard, B., Petrosillo, I., Costanza, R., 2010. Ecosystem services - Bridging ecology, economy and social sciences. Ecol. Complex. 7, 257–259. doi:10.1016/j.ecocom.2010.07.001

Burkhard, B., Santos-Martin, F., Nedkov, S., Maes, J., 2018. An operational framework for integrated Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES). One Ecosyst. 3, e22831. doi:10.3897/oneeco.3.e22831

Cai, W., Gibbs, D., Zhang, L., Ferrier, G., Cai, Y., 2017. Identifying hotspots and management of critical ecosystem services in rapidly urbanizing Yangtze River Delta Region, China. J. Environ. Manage. 191, 258–267. doi:10.1016/j.jenvman.2017.01.003

Campagne C. S. 2014. Évaluation des services écosystémiques sur le territoire du futur Parc naturel régional des Baronnies Provençales - Rapport de fin d'étude – Master IEGB

Campagne, C. S., Callois, J-M, Courtois, P., Jacobs, S., Lavorel, S., Salles, J-M, Turkelboom, F. and Roche, P. K. - Sustainable use of ecosystem services at regional level. (in prep)

Campagne, C.S., 2015. Evaluation des services écosystémiques potentiellement rendus par les zones humides des territoires du SAGE Scarpe aval et du Parc naturel régional Scarpe-Escaut.

Campagne, C.S., 2018. Les bouquets de services, in: EFESE - Les Milieux Humides et Aquatiques Continentaux", 248p. Thema.
Campagne, C.S., Roche, P., 2018. May the matrix be with you! Guidelines for the application of expert-based matrix approach for ecosystem services assessment and mapping. One Ecosyst. 3, e24134. doi:10.3897/oneeco.3.e24134
Campagne, C.S., Roche, P., Gosselin, F., Tschanz, L., Tatoni, T., 2017. Expert-based ecosystem services capacity matrices: Dealing with scoring variability. Ecol. Indic. 79, 63–72. doi:10.1016/j.ecolind.2017.03.043
Campagne, C.S., Salles, J.-M., Boissery, P., Deter, J., 2015. The seagrass Posidonia oceanica: Ecosystem services identification and economic evaluation of goods and benefits. Mar. Pollut. Bull. 97, 391–400. doi:10.1016/j.marpolbul.2015.05.061
Campagne, C.S., Tschanz, L., Tatoni, T., 2016. Outil d'évaluation et de concertation sur les services écosystémiques : la matrice des capacités. Sci. Eaux Territ. 1–8.
Centre d'Analyse Stratégique, 2009. Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosysèmes. Contribution à la décision publique, Centre d'anal.
Chan, K.M. a. A., Satterfield, T., Goldstein, J., Satter, T., Goldstein, J., 2012. Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. Ecol. Econ. 74, 8–18. doi:10.1016/j.ecolecon.2011.11.011
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. doi: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? Ecosyst. Serv. 28, 1–16. doi:10.1016/j.ecoser.2017.09.008
Cotillon, S., 2013. Impacts of Land Cover Changes on Ecosystem Services Delivery in the Black Hills Ecoregion from 1950 to 2010. Theses Diss. 1145.
Couvet, D., Arnauld De Sartre, X., Balian, E., Tichit, M., 2016. Services écosystémiques : des compromis aux synergies, in: Roche, P.K., Geijzendorffer, I.R., Levrel, H., Maris, V. (Eds.), Valeurs de La Biodiversité et Services Écosystémiques: Perspectives Interdisciplinaires, Collection Update Sciences et Technologies, Ed. Quae, Paris, 218p.
de Groot, R., 2010. Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation Coordinating, in: The Economic and Ecology of Biodiversity.
de Groot, R., Braat, L., Costanza, R., 2017. A short history of the ecosystem services concept, in: Burkhard, B., Maes, J. (Eds) Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia. pp. 31–34.
de Groot, R.S.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. Ecol. Complex. 7, 260–272. doi:10.1016/j.ecocom.2009.10.006
Depellegrin, D., Pereira, P., Misiunė, I., Egarter-Vigl, L., 2016. Mapping ecosystem services potential in Lithuania. Int. J. Sustain. Dev. World Ecol. 4509, 1–15. doi:10.1080/13504509.2016.1146176
Drescher, M., Perera, A.H., Johnson, C.J., Buse, L.J., Drew, C.A., Burgman, M.A., 2013. Toward rigorous use of expert knowledge in ecological research. Ecosphere 4, 1–26.
Dunn, R.R., 2010. Global Mapping of Ecosystem Disservices: The Unspoken Reality that Nature Sometimes Kills us. Biotropica 42, 555–557. doi:10.1111/j.1744-7429.2010.00698.x
EFESE, 2015. Volume 1: Objectifs, Cadre conceptuel et Glossaire analytique. Théma, FRB, MEDDE, Commissariat général au développement durable, juin 2015, 96p.
EFESE, 2016a. EFESE L'essentiel du cadre conceptuel. Théma, FRB, MEDDE, Commissariat général au développement durable, juin 2016, 4p.
EFESE, 2016b. Objectifs et gouvernance. Théma, FRB, MEDDE, Commissariat général au développement durable.
EFESE, 2017. Cadre conceptuel. Théma, FRB, MEDDE, Avril 2017. 88p. doi:10.1787/9789264006478-3-fr
Egarter Vigl, L., Depellegrin, D., Pereira, P., de Groot, R., Tappeiner, U., 2017. Mapping the ecosystem service delivery chain: Capacity, flow, and demand pertaining to aesthetic experiences in mountain landscapes. Sci. Total Environ. 574, 422–436. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.08.209
Ehrlich P. R., Mooney H. A., 1983, « Extinction, substitution and ecosystem services », BiosScience, vol. 33, n° 4, p. 248-254.

European Commission, 2013. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services : An analytical framework for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. doi:10.2779/12398

Fazey, I., Fazey, J.A., Salisbury, J.G., Lindenmayer, D.B., Dovers, S., 2006. The nature and role of experiential knowledge for environmental conservation. Environ. Conserv. 33, 1–10. doi:10.1017/S037689290600275X

Fédération des PNR 2012. Questions & Answers on the Regional Natural Parks of France - Statement, November 2012, 61p. (available online) http://www.parcs-naturels-regionaux.fr/centre-de-ressources/document/questions-answers-regional-natural-parks-france-statement

Geijzendorffer, I., Roche, P.K., 2014. The relevant scales of ecosystem services demand. Ecosyst. Serv. 10, 49–51. doi:10.1016/j.ecoser.2014.09.002

Geijzendorffer, I.R., Martín-López, B., Roche, P.K.P.K., 2015. Improving the identification of mismatches in ecosystem services assessments. Ecol. Indic. 52, 320–331. doi:10.1016/j.ecolind.2014.12.016

Geneletti, D., 2011. Reasons and options for integrating ecosystem services in strategic environmental assessment of spatial planning. Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag. 7, 143–149. doi:10.1080/21513732.2011.617711

Geneletti, D., 2013. Ecosystem services in environmental impact assessment and strategic environmental assessment. Environ. Impact Assess. Rev. 40, 1–2. doi:10.1016/j.eiar.2013.02.005

Gómez-Baggethun, E., B. Martín-López, D. Barton, L. Braat, H. Saarikoski, Kelemen, M. García-Llorente, E., J. van den Bergh, P. Arias, P. Berry, L., M. Potschin, H. Keune, R. Dunford, C. Schröter-Schlaack, P. Harrison. 2014. State-of-the-art report on integrated valuation of ecosystem services. European Commission FP7, EU FP7 OpenNESS Project Deliverable 4.1

Grêt-Regamey, A., Bebi, P., Bishop, I.D., Schmid, W. a., 2008. Linking GIS-based models to value ecosystem services in an Alpine region. J. Environ. Manage. 89, 197–208. doi:10.1016/j.jenvman.2007.05.019

Grêt-regamey, A., Weibel, B., Kienast, F., Rabe, S., Zulian, G., 2015. A tiered approach for mapping ecosystem services. Ecosyst. Serv. 13, 16–27. doi:10.1016/j.ecoser.2014.10.008

Groot, R. de, Brander, L., Ploeg, S. van der, Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S., Kumar, P., McVittie, A., Portela, R., Rodriguez, L.C., Brink, P. ten, Beukering, P. van, de Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S., Kumar, P., McVittie, A., Portela, R., Rodriguez, L.C., ten Brink, P., van Beukering, P., 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. Ecosyst. Serv. 1, 50–61. doi:10.1016/j.ecoser.2012.07.005

Haines-young, R., Potschin, M., 2013. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4 ,.

Haines-Young, R.H., Potschin, M.B., 2009. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being, Raffaelli, D., Frid, C. (Eds.), Ecosystems ecology: A new synthesis. BES Ecological Reviews Series, CUP,. doi:10.1017/CBO9780511750458

Hainz-Renetzeder, C., Schneidergruber, A., Kuttner, M., Wrbka, T., 2015. Assessing the potential supply of landscape services to support ecological restoration of degraded landscapes: A case study in the Austrian-Hungarian trans-boundary region of Lake Neusiedl. Ecol. Modell. 295, 196–206. doi:10.1016/j.ecolmodel.2014.07.001

Harrison, P.A., Dunford, R., Barton, D.N., Kelemen, E., Martin-Lopez, B., Norton, L., Termansen, M., Saarikoski, H., Hendriks, K., Gomez-Baggethun, E., Czúcz, B., Garcia-Llorente, M., Howard, D., Jacobs, S., Karlsen, M., Kopperoinen, L., Madsen, A., Rusch, G., Eupen, M. van, Verweij, P., Smith, R., Tuomasjukka, D., Zulian, G., 2017. Selecting methods for ecosystem service assessment: A decision tree approach. Ecosyst. Serv. submitted, 21–23. doi:10.1016/j.ecoser.2017.09.016

Hermann, A., Kuttner, M., Hainz-Renetzeder, C., Konkoly-Gyuró, É., Tirászi, Á., Brandenburg, C., Allex, B., Ziener, K., Wrbka, T., 2014. Assessment framework for landscape services in European cultural landscapes: An Austrian Hungarian case study. Ecol. Indic. 37, 229–240. doi:10.1016/j.ecolind.2013.01.019

Hou, Y., Burkhard, B., Müller, F., 2012. Uncertainties in landscape analysis and ecosystem service assessment. J. Environ. Manage. 127, S117-31. doi:10.1016/j.jenvman.2012.12.002

HRABANSKI, M., AZNAR, E., VALETTE, O., 2012. Les services écosystémiques et environnementaux en France métropolitaine et d ' outre -mer : synthèse des travaux du programme. SERENA 30.

IPBES 2017. « About IPBES », Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES), www.ipbes.net (consulté le 25 mars 2017)

Jacobs, S., Burkhard, B., 2017. Applying expert knowledge for ecosystem services quantification, in: Burkhard B, Maes J (Eds.) (2017) Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, 374 Pp. pp. 143–148.

Jacobs, S., Burkhard, B., Van Daele, T., Staes, J., Schneiders, A., 2014. "The Matrix Reloaded": A review of expert knowledge use for mapping ecosystem services. Ecol. Modell. 295, 21–30. doi:10.1016/j.ecolmodel.2014.08.024

Jacobs, S., Dendoncker, N., Martín-López, B., Barton, D.N., Gomez-Baggethun, E., Boeraeve, F., McGrath, F.L., Vierikko, K., Geneletti, D., Sevecke, K.J., Pipart, N., Primmer, E., Mederly, P., Schmidt, S., Aragão, A., Baral, H., Bark, R.H., Briceno, T., Brogna, D., Cabral, P., De Vreese, R., Liquete, C., Mueller, H., Peh, K.S.H., Phelan, A., Rincón, A.R., Rogers, S.H., Turkelboom, F., Van Reeth, W., van Zanten, B.T., Wam, H.K., Washbourn, C.L., 2016. A new valuation school: Integrating diverse values of nature in resource and land use decisions. Ecosyst. Serv. 22, 213–220. doi:10.1016/j.ecoser.2016.11.007

Jacobs, S., Spanhove, T., De Smet, L., Van Daele, T., Van Reeth, W., Van Gossum, P., Stevens, M., Schneiders, A., Panis, J., Demolder, H., Michels, H., Thoonen, M., Simoens, I., Peymen, J., 2015. The ecosystem service assessment challenge: Reflections from Flanders-REA. Ecol. Indic. 61, 715–727. doi:10.1016/j.ecolind.2015.10.023

Kaiser, G., Burkhard, B., Römer, H., Sangkaew, S., Graterol, R., Haitook, T., Sterr, H., Sakuna-Schwartz, D., 2013. Mapping tsunami impacts on land cover and related ecosystem service supply in Phang Nga, Thailand. Nat. Hazards Earth Syst. Sci. 13, 3095–3111. doi:10.5194/nhess-13-3095-2013

Kandziora, M., Burkhard, B., Müller, F., 2013. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise. Ecol. Indic. 28, 54–78. doi:10.1016/j.ecolind.2012.09.006

Kareiva, P., Watts, S., McDonald, R., & Boucher, T. (2007). Domesticated nature: shaping landscapes and ecosystems for human welfare. Science, 316(5833), 1866-1869.

Kienast, F., Bolliger, J., Potschin, M., De Groot, R.S., Verburg, P.H., Heller, I., Wascher, D., Haines-Young, R., 2009. Assessing landscape functions with broad-scale environmental data: Insights gained from a prototype development for Europe. Environ. Manage. 44, 1099–1120. doi:10.1007/s00267-009-9384-7

Kopperoinen, L., Itkonen, P., Niemelä, J., 2014. Using expert knowledge in combining green infrastructure and ecosystem services in land use planning: An insight into a new place-based methodology. Landsc. Ecol. 29, 1361–1375. doi:10.1007/s10980-014-0014-2

Larondelle, N., Haase, D., 2013. Urban ecosystem services assessment along a rural-urban gradient: A cross-analysis of European cities. Ecol. Indic. 29, 179–190. doi:10.1016/j.ecolind.2012.12.022

Laurans, Y., Rankovic, A., Billé, R., Pirard, R., Mermet, L., 2013. Use of ecosystem services economic valuation for decision making: questioning a literature blindspot. J. Environ. Manage. 119, 208–19. doi:10.1016/j.jenvman.2013.01.008

Lavorel, S., Arneth, A., Bayer, A., Bondeau, A., Lautenbach, S., Marba, N., Ruiz, A., Schulp, N., Seppelt, R., Teeffelen, A. Van, Vannier, C., Verburg, P., 2014. Transferable geo- referenced metrics and GIS based quantification functions - Pathways to the incorporation of biodiversity into ecosystem service biophysical assessment biophysical.

Lele, S., Springate-Baginski, O., Lakerveld, R., Deb, D., Dash, P., 2013. Ecosystem Services: Origins, Contributions, Pitfalls, and Alternatives. Conserv. Soc. 11, 343–358. doi:10.4103/0972-4923.125752

Lyytimäki, J. 2014a. Bad nature: Newspaper representations of ecosystem disservices. Urban Forestry and Urban Greening, 13(3), 418–424. doi.org/10.1016/j.ufug.2014.04.005

Lyytimäki, J. 2014b. Ecosystem disservices: Embrace the catchword. Ecosystem Services, 12(October 2014), 2212. doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.11.008

Lyytimäki, J., Petersen, L. K., Normander, B., & Bezák, P. 2008. Nature as a nuisance? Ecosystem services and disservices to urban lifestyle. Environmental Sciences, 5(3), 161-172.

Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Murphy, P., Paracchini, M., José, B., Grizzetti, B., European Commission, 2014. Mapping and assessment of ecosystems and their services: Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020, Publications office of the European Union, Luxembourg. doi:10.2779/75203

Maestre Andrés, S., Calvet Mir, L., van den Bergh, J.C.J.M., Ring, I., & Verburg, P.H. 2012. Ineffective biodiversity policy due to five rebound effects. Ecosystem Services, 1(1), 101–110. doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.003

Maresca, B., Vandebroucke, S., Mercurio, G., Brice, L., Petit, O., Calvo-Mendieta, I., Carnoye, L., Maillefert, M., Masson, E., Julliard, R., Schwartz, A., Tesnière, C., & Duhayon G., 2014. Les Services Écosystémiques du parc naturel régional Scarpe-Escaut : Évaluation et approche Prospective (SESEEP), CRÉDOC, MESHS, MNHN, SE-RNP, 59p.

Maris, V., Roche, P., Levrel, H., Geijzendorffer, I., 2016. Regards croisés sur les valeurs de la biodiversité et les services écosystémiques, in: Roche, P.K., Geijzendorffer, I.R., Levrel, H., Maris, V. (Eds.), 2016. Valeurs de La Biodiversité et Services Écosystémiques: Perspectives Interdisciplinaires, Collection Update Sciences et Technologies, Ed. Quae, Paris, 218p. p. 13:19.

Marsh, G. P. 1864. Man and nature. Harvard University Press, Cambridge, MA (1965; annotated reprint of the 1864 original)

Martin, T.G., Burgman, M.A., Fidler, F., Kuhnert, P.M., Low-Choy, S., Mcbride, M., Mengersen, K., 2012. Eliciting Expert Knowledge in Conservation Science. Conserv. Biol. 26, 29–38. doi:10.1111/j.1523-1739.2011.01806.x

Martinez-Harms, M.J., Balvanera, P., Martnez-Harms, M.J., Balvanera, P., 2012. Methods for mapping ecosystem service supply: a review. Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag. 8, 17–25. doi:10.1080/21513732.2012.663792

Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E., García-Llorente, M., Montes, C., 2014. Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment. Ecol. Indic. 37, 220–228. doi:10.1016/j.ecolind.2013.03.003

MEA, 2005. Millenium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington D.C.

Méral, P., Pesche D. 2015. Préface; In R. Muradian, Les services écosystémiques. Repenser les relations nature et société, Ed. Quae (Nature et Société), Paris, 298p.

Méral, P., Pesche, D., 2016. Les services écosystémiques Repenser les relations Nature et société., Quae. ed.

Ministère de la transition écologique et solidaire, 2016. Programme européen de financement LIFE. Article internet du lundi 7 novembre 2016, accessible sur https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/programme-europeen-financement-life

Mongruel, R., Meral, P., Doussan, I., Levrel, H., 2016. L'institutionnalisation de l'approche par les services écosystémiques : dimensions scientifiques, politiques et juridiques, in: Roche, P.K., Geijzendorffer, I.R., Levrel, H., Maris, V. (Eds.), 2016. Valeurs de La Biodiversité et Services Écosystémiques: Perspectives Interdisciplinaires, Collection Update Sciences et Technologies, Ed. Quae, Paris, 218p. pp. 191–216.

Morère, L., & Glon, E. 2016. Les défis de la gouvernance pour concilier protection et valorisation territoriales d'une ressource. Le cas du programme « Agriculture et zones humides » du Parc naturel régional Scarpe-Escaut. Développement durable et territoires - Économie, géographie, politique, droit, sociologie, 7(3), 23p.

Mouchet, M.A., Lamarque, P., Martín-López, B., Crouzat, E., Gos, P., Byczek, C., Lavorel, S., 2014. An interdisciplinary methodological guide for quantifying associations between ecosystem services. Glob. Environ. Chang. 28, 298–308. doi:10.1016/j.gloenvcha.2014.07.012

Mouchet, M.A., Paracchini, M.L., Schulp, C.J.E., Sturck, J., Verkerk, P.J., Verburg, P.H., Lavorel, S., 2017. Bundles of ecosystem (dis)services and multifunctionality across European landscapes. Ecol. Indic. 73, 23–28. doi:10.1016/j.ecolind.2016.09.026

Mukherjee, N., Zabala, A., Huge, J., Nyumba, T.O., Adem Esmail, B., Sutherland, W.J., 2018. Comparison of techniques for eliciting views and judgements in decision-making. Methods Ecol. Evol. 9, 54–63. doi:10.1111/2041-210X.12940

Nagendra, H., Reyers, B., Lavorel, S., 2013. Impacts of land change on biodiversity: making the link to ecosystem services. Curr. Opin. Environ. Sustain. 5, 503–508. doi:10.1016/j.cosust.2013.05.010

Nedkov, S., Burkhard, B., 2012. Flood regulating ecosystem services—Mapping supply and demand, in the Etropole municipality, Bulgaria. Ecol. Indic. 21, 67–79. doi:10.1016/j.ecolind.2011.06.022

Palomo, I., Martín-López, B., Potschin, M., Haines-Young, R., Montes, C., 2013. National Parks, buffer zones and surrounding lands: Mapping ecosystem service flows. Ecosyst. Serv. 4, 104–116. doi:10.1016/j.ecoser.2012.09.001

Parc Naturel Régional Scarpe-Escaut & Hauts-de-France Region (historically Nord-Pas-de-Calais Region), (2010) Charte 2010-2022. 129p. (available online http://www.pnr-scarpe-escaut.fr/sites/default/files/charte_pnrse_definitive_bdef.pdf)

Paudyal, K., Baral, H., Burkhard, B., Bhandari, S.P., Keenan, R.J., 2015. Participatory assessment and mapping of ecosystem services in a data-poor region: Case study of community-managed forests in central Nepal. Ecosyst. Serv. 13, 81–92. doi:10.1016/j.ecoser.2015.01.007

Pesche D., Oubenal M., Vandevelde J.C., Hrabanski M., 2014. Le « consensus d'Antalya » : les avancées de la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES). Natures sciences sociétés, 22 (3), 240-246.

Plant, R., Roche, P., Barnaud, C., 2016. Services écosystémiques et représentation des dépandans des être humains à l'égard des écosystèmes, in: Roche, P.K., Geijzendorffer, I.R., Levrel, H., Maris, V. (Eds.), 2016. Valeurs de La Biodiversité et Services Écosystémiques: Perspectives Interdisciplinaires, Collection Update Sciences et Technologies, Ed. Quae, Paris, 218p. pp. 113–129.

Portman, M.E., 2013. Ecosystem services in practice: Challenges to real world implementation of ecosystem services across multiple landscapes – A critical review. Appl. Geogr. 45, 185–192. doi:10.1016/j.apgeog.2013.09.011

Posner, S.M., McKenzie, E., Ricketts, T.H., 2016. Policy impacts of ecosystem services knowledge. Proc. Natl. Acad. Sci. 113, 201502452. doi:10.1073/pnas.1502452113

Potschin, M., Haines-Young, R., 2012. Landscapes, sustainability and the place-based analysis of ecosystem services. Landsc. Ecol. 28, 1053–1065. doi:10.1007/s10980-012-9756-x

Potschin, M.B., Haines-Young, R.H., 2011. Ecosystem services: Exploring a geographical perspective. Prog. Phys. Geogr. 35, 575–594. doi:10.1177/0309133311423172

Puydarrieux, P., Beyou, W., Darses, O., Devaux, J., Degeorges, P., Kervinio, Y., Sapijanskas, J., Fiorina, C., Beaufaron, G., Bruley, E., 2015. L'Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques (EFESE) : Objectifs, Cadre conceptuel et Glossaire analytique.

Ramirez-Gomez, S.O.I., Torres-Vitolas, C.A., Schreckenberg, K., Honz_k, M., Cruz-Garcia, G.S., Willcock, S., Palacios, E., P_rez-Mi_ana, E., Verweij, P.A., Poppy, G.M., 2015. Analysis of ecosystem services provision in the Colombian Amazon using participatory research and mapping techniques. Ecosyst. Serv. 13, 93–107. doi:10.1016/j.ecoser.2014.12.009

Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G.D. et Bennett, E.M., 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. Proceedings of the National Academy of Science of the U.S.A.. 107, 5242–7.

Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G.D., Tengö, M., Bennett, E.M., Holland, T., Benessaiah, K., MacDonald, G.K., Pfeifer, L., 2010. Untangling the Environmentalist's Paradox: Why Is Human Well-being Increasing as Ecosystem Services Degrade? Bioscience 60, 576–589. doi:10.1525/bio.2010.60.8.4

Roche P. K. and Campagne C. S. 2018. Chapiter 3.2. – Ecosystem Condition and its role in an integrated ecosystem assessment IN Potschin-Young, M. (Editor). Multifunctional assessment methods and the role of map analyse - Using an Integrated Ecosystem Service Assessment Framework. Deliverable D4.8, EU Horizon 2020 ESMERALDA Project, Grant agreement No. 642007,186 pp. Available online

Santos-martín, F., Martín-lópez, B., *et al.*, 2016. Social Assessment Methods and Applications.

Schaubroeck, T., 2017. A need for equal consideration of ecosystem disservices and services when valuing nature; countering arguments against disservices. Ecosyst. Serv. 26, 95–97. doi:10.1016/j.ecoser.2017.06.009

Schröter, M., Stumpf, K.H., Loos, J., van Oudenhoven, A.P.E., Böhnke-Henrichs, A., Abson, D.J., 2017. Refocusing ecosystem services towards sustainability. Ecosyst. Serv. 25, 35–43. doi:10.1016/j.ecoser.2017.03.019

Schröter, M., Albert, C., Marques, A., Tobon, W., Lavorel, S., Maes, J., Brown, C., Klotz, S., Bonn, A., 2016. National Ecosystem Assessments in Europe: A Review. Bioscience 66, 813–828. doi:10.1093/biosci/biw101

Schröter, M., Barton, D.N., Remme, R.P., Hein, L., 2014a. Accounting for capacity and flow of ecosystem services: A conceptual model and a case study for Telemark, Norway. Ecol. Indic. 36, 539–551. doi:10.1016/j.ecolind.2013.09.018

Schröter, M., Van Der Zanden, E.H., Van Oudenhoven, A.P.E.E., Remme, R.P., Serna-chavez, H.M., Groot, R.S. De, Opdam, P., 2014b. Ecosystem Services as a Contested Concept: a Synthesis of Critique and Counter-Arguments. Conserv. Lett. 7, 514–523. doi:10.1111/conl.12091

Schröter, M., Remme, R.P., Hein, L., 2012. How and where to map supply and demand of ecosystem services for policy-relevant outcomes? Ecol. Indic. 23, 220–221. doi:10.1016/j.ecolind.2012.03.025

Seppelt, R., Dormann, C.F., Eppink, F. V., Lautenbach, S., Schmidt, S., 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. J. Appl. Ecol. 48, 630–636. doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x

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. doi:10.1007/s10021-015-9952-z

Shapiro, J., & Baldi, A. 2014. Accurate accounting: How to balance ecosystem services and disservices. Ecosystem Services, 7, 201–202. doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.01.002

Stoll, S., Frenzel, M., Burkhard, B., Adamescu, M., Augustaitis, A., Baeßler, C., Bonet, F.J., Carranza, M.L., Cazacu, C., Cosor, G.L., Díaz-Delgado, R., Grandin, U., Haase, P., Hämäläinen, H., Loke, R., Müller, J., Stanisci, A., Staszewski, T., Müller, F., 2014. Assessment of ecosystem integrity and service gradients across Europe using the LTER Europe network. Ecol. Modell. 295, 13. doi:10.1016/j.ecolmodel.2014.06.019

Tao, Y., Wang, H., Ou, W., Guo, J., 2018. Land Use Policy A land-cover-based approach to assessing ecosystem services supply and demand dynamics in the rapidly urbanizing Yangtze River Delta region. Land use policy 72, 250–258. doi:10.1016/j.landusepol.2017.12.051

TEEB Foundations, 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. Earthscan, London and Washington (422p).

TEEB in Policy 2010: The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Local and Regional Policy Makers. 250p.

Vaz, A.S., Kueffer, C., Kull, C.A., Richardson, D.M., Vicente, J.R., Kühn, I., Schröter, M., Hauck, J., Bonn, A., Honrado, J.P., 2017. Integrating ecosystem services and disservices: insights from plant invasions. Ecosyst. Serv. 23, 94–107. doi:10.1016/j.ecoser.2016.11.017

Vihervaara, P., Kumpula, T., Ruokolainen, A., Tanskanen, A., Burkhard, B., 2012. The use of detailed biotope data for linking biodiversity with ecosystem services in Finland. Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag. 8, 169–185. doi:10.1080/21513732.2012.686120

Vihervaara, P., Kumpula, T., Tanskanen, A., Burkhard, B., 2010. Ecosystem services–A tool for sustainable management of human–environment systems. Case study Finnish Forest Lapland. Ecol. Complex. 7, 410–420. doi:10.1016/j.ecocom.2009.12.002

Vihervaara, P., Mononen, L., Nedkov S., Viinikka, A., *et al.* 2018. Biophysical mapping and assessment methods for ecosystem services. Deliverable D3.3 EU Horizon 2020 ESMERALDA Project, Grant agreement No. 642007.

Villa, F., Bagstad, K.J., Voigt, B., Johnson, G.W., Athanasiadis, I.N., & Balbi, S. 2014. The misconception of ecosystem disservices: How a catchy term may yield the wrong messages for science and society. Ecosystem Services, 10, 52–53. doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.09.003

Villamagna, A.M., Angermeier, P.L., Bennett, E.M., 2013. Capacity, pressure, demand, and flow: A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery. Ecol. Complex. 15, 114–121. doi:10.1016/j.ecocom.2013.07.004

Von Döhren, P., & Haase, D. 2015. Ecosystem disservices research: A review of the state of the art with a focus on cities. Ecological Indicators, 52, 490–497. doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.12.027

Westman, W. E. 1977. How much are nature's services worth? , Science 197, 960-964.

Willemen, L., Burkhard, B., Crossman, N., Drakou, E.G., Palomo, I., 2015. Editorial: Best practices for mapping ecosystem services. Ecosyst. Serv. 13, 1–5. doi:10.1016/j.ecoser.2015.05.008

Wolff, S., Schulp, C.J.E., Verburg, P.H., 2015. Mapping ecosystem services demand: A review of current research and future perspectives. Ecol. Indic. 55, 159–171. doi:10.1016/j.ecolind.2015.03.016

Zoe, R.D., Darvill, R., Lindo, Z., Zoe, R.D., Darvill, R., Lindo, Z., 2016. The inclusion of stakeholders and cultural ecosystem services in land management trade-off decisions using an ecosystem services approach. Landsc. Ecol. 31, 533–545. doi:10.1007/s10980-015-0260-y

PARTIE 1

Partie 1. Analyse systématique de la méthode des matrices de capacité à dire d'experts

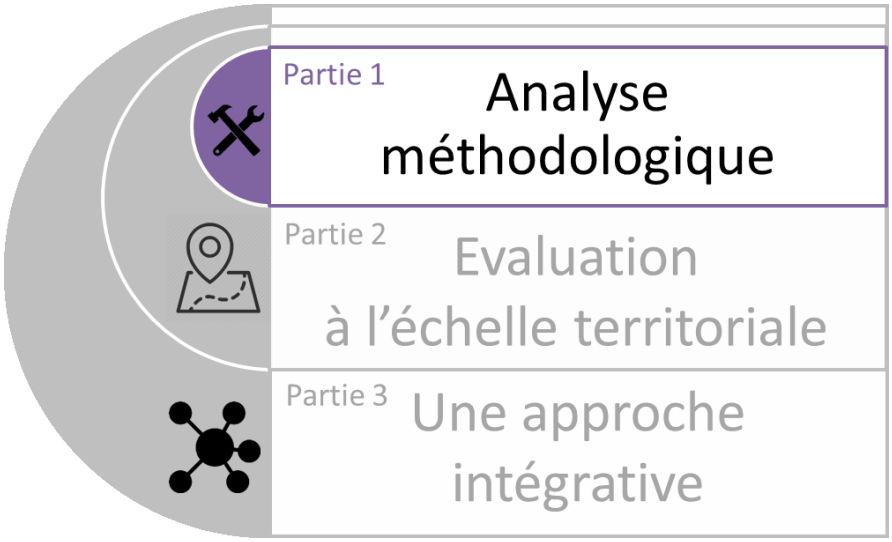


Figure 1 : Partie 1 dans la structure générale de la thèse

Bien que la méthode des matrices de capacités est de plus en plus utilisée, la méthodologie est à préciser et, la variabilité du score à dire d'experts, à étudier. La première partie de la thèse se porte sur une analyse méthodologique de cette méthode (Figure 1). Nous avons étudié certains biais et limites tels que le nombre de participants nécessaires pour remplir la matrice et une analyse de la variabilité et d'un indice de confiance (Campagne *et al.* 2017). De plus, nous avons comparé plusieurs calculs de la valeur finale de la matrice avec des statistiques classiques, des modèles bootstrappés et des modèles bayésiens. En se basant sur la littérature existante et l'expérience acquise grâce à la production de matrices dans plusieurs évaluations des services écosystémiques réalisées en France, nous proposons ensuite une méthodologie en 7 points pour produire des matrices basées sur les connaissances d'experts (Campagne *et al.* 2018). Nous avons alors pu lister exhaustivement les avantages et limites de la méthode. Les scores de la matrice sont des valeurs semi quantitatives à dire d'experts, que l'on utilise comme estimation biophysique des services écosystémiques. L'utilisation de la matrice pour constituer des estimations biophysiques est discutée quant à la robustesse et aux connaissances des experts. La dernière étape de l'analyse des potentialités de cette méthode consiste à la confronter aux évaluations biophysiques obtenues par d'autres approches quantitatives. Ainsi, nous avons effectué une évaluation quantitative de sept services écosystémiques à partir d'indicateurs spatialisés dans le but de comparer les scores de la matrice et les données quantitatives issues d'indicateurs spatiaux.

1. Expert-based ecosystem services capacity matrices: dealing with scoring variability

Campagne, C. S., Roche P. K., Gosselin F., Tschanz, L. and Tatoni, T. (2017) Expert-based ecosystem services capacity matrices: dealing with scoring variability. Ecological Indicators. 79, 63–72. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.03.043

Abbreviations: Ecosystem Service (ES); Ecosystem Types (ET); Standard Deviation (SD); Standard Errors (SE); Cut-point (CP); Regional Natural Park (RNP); "Les Baronnies Provençales" RNP (RNP-BP); "Scarpe-Escaut" RNP (RNP-SE); "Scarpe-Escaut RNP wetlands only" (RNP-SE*wet*)

1.1. Introduction

Ecosystem service (ES) is a popular and widely recognised concept (Burkhard *et al.*, 2012; Fisher *et al.*, 2009), and the term 'ecosystem services' has translated from scientific studies into the mainstream vocabulary of stakeholders and experts (Jacobs *et al.*, 2014). Increasing demand from policymakers like the European Commission has prompted the development of an array of ES assessment and mapping methods (Martinez-Harms and Balvanera, 2012; Willemen *et al.*, 2015).

One such method that is gaining ground is the "capacity matrix approach", which was even touted as "the most popular ES assessment technique today" (Jacobs *et al.*, 2014). The capacity matrix is basically a look-up table that links land cover types to ecosystem services potentially provided (Burkhard *et al.*, 2009).

Since the "matrix" first introduced by Burkhard *et al.* in 2009, the method has been developed and applied in an array of case studies (e.g. Hermann *et al.*, 2013; Kroll *et al.*, 2012; Stoll *et al.*, 2014; Vihervaara *et al.*, 2010, etc.). Based on experts' knowledge, it gives a quick assessment of ES potentially provided in an area (Vihervaara *et al.*, 2012; Stoll *et al.*, 2014). The ES concept makes the matrix method mobilize the ES concept in way that makes it easy for stakeholders to understand and appropriate. It is a pedagogical tool that has proven its utility by targeting priorities and highlighting management hotspots. The approach can be applied at different scales (e.g. Stoll *et al.* 2014 or Hermann *et al.* 2013). A lack of quantitative data and their spatial heterogeneity raises issues that can be bypassed by asking experts to estimate scores. Depending on the concertation process applied, data can be developed by consensus among the different experts of a territory. The method is also

flexible enough to integrate all kinds of data—from models or measurements alike (Burkhard *et al.*, 2014).

Some researchers have started to study the limits of this method, like Jacobs *et al.* (2014) who point out its poor methodological transparency, lack of reproducibility and lack of appropriate factoring on uncertainty. Hou *et al.* (2012) also discuss the uncertainties related to the matrix method. The uncertainty of experts judgements is often cited as a limit, but few have analyzed it or integrated it in ES studies (Seppelt *et al.* 2011 ; Hou *et al.* 2012 ; Vihervaara *et al.*, 2012). Based on the combination of experts' judgments, the scoring in the capacity matrix may carry two sources of uncertainties:

- Variability among experts: variability of the expertise within the chosen experts and of more general knowledge (professional or personal knowledge depending on their experiences) (Hou *et al.*, 2012).

- Variability of each expert: the confidence the expert has in his/her own scores (Jacobs *et al.*, 2014).

The objective of our study is twofold. First, we aim to integrate the different variabilities in the final score of the capacity matrix and present and compare different approaches to computing them. Second, we aim to identify a minimal size of the expert pool needed to obtain a reliable estimate of the mean of the scores and a small SE of this mean.

In order to meet these objectives, we begin by defining our capacity matrices, the experts, and how the scoring was done. The confidence score we added on the capacity matrix is also detailled. In the second section, we present three sets of approaches to the final scores on a matrix: raw parametric approaches (mean and weighted mean), bootstrap models, and Bayesian models. For each approach, we have two calculations: means of scores that experts expressed, and means integrating a metric of the expert's confidence on his/her own scores. The final scores in the final matrix that incorporates all experts scores is thus estimated with 6 calculations. Most existing capacity matrices (e.g. Stoll *et al.*, 2014) using expert knowledge are expressed as mean of scores of the expert panel, so we start by presenting the raw parametric approach. The bootstrap model enables to estimate different statistics by assuming an independent sampling from an unknown distribution and to integrate uncertainties. The Bayesian methods that we used are elaborate parametric statistical models that enable to integrate and estimate the different kinds of uncertainties in the statistical analysis. We restrict ourselves to these three sets of statistical methods. This work is the first comparison of three calculations applied on capacity matrix scores. We are not setting out to identify the best calculation of final score but to highlight the various

possibilities and their related advantages and disadvantages. In the third section, we present the results of the three calcultations on one matrix and look at the final scores and their variabilities on three capacity matrices with a growing number of experts. Finaly, we conclude with recommandations on using the capacity matrix approach.

The data used in this paper came from three ES assessments: ES provided by land-cover types in the 'Baronnies Provençales' Regional Natural Park (RNP) (associated scores noted RNP-BP) and two ES assessments in the 'Scarpe-Escaut' RNP in northern France—one on ES provided by wetlands (associated scores noted RNP-SE*wet*) and another on ES provided by all land-cover types (associated scores noted RNP-SE*all*).

1.2. Data

a) Study sites

The Baronnies Provençales RNP (http://www.baronnies-provencales.fr/) is a sub-mountainous rural area in Southern France located at the crossroad between the Alps and Provence influences. Created in 2015, it is the latest RNP in France, taking the total to 51. The capacity matrix made in 2014 was based on the Park project of 2 350 km² and 130 municipalities. This nature-preserve territory is recognized nationally for its unique landscapes, rich "terroir", built heritage (terraces in dry stone, hilltop villages) and agriculture (orchards, olive groves, linden, lavender, thyme, rosemary, and more), as well as its remarkable geology and biodiversity.

The Scarpe-Escaut RNP (http://www.pnr-scarpe-escaut.fr/en) in northern France, near the Belgian border, extends over 430 km^2 crossed by the Scarpe and the Escaut rivers with 55 municipalities. It is the oldest of the 51 French RNP. It is also the largest European park, as together with its Belgian neighbour, the Plaines de l'Escaut Natural Park, they form the Hainaut cross-border Nature Park. The Scarpe-Escaut RNP is especially marked by the wet lowland plain around the Scarpe and the Escaut rivers. As a peri-urban area, urban pressure is high (use of space) in a landscape formed by a mosaic of agricultural and natural environments (crops, grasslands, woodlands, marshes, ponds...) and urbanized areas. Water is everywhere, and man has been managing it for centuries to develop key activities (drainage, land use, channeling of rivers...). For decades, wetlands have been considered a less attractive landscape, and wet meadows have been declining under urban pressure or exploited as profitable sites for agricultural production such as livestock and as landscaped recreational ponds. Perceptions of wetlands today are either bad for certain local stakeholders or nonexistent for the wider community, despite their importance as ES provided to the territory. This perception deficit prompted a study of the ES provided by the

wetland types in 2015. After the positive local feeback on the initiative, the method was applied in 2016 to all land cover types.

b) Data

The capacity matrices

We define ES as goods or services provided by ecosystems that directly or indirectly benefit humans (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). For provisioning services and regulating services, the ES list has been based on the European CICES classification (Haines-Young and Potschin, 2013). We considered provisioning services, regulating services and cultural services.

Besides the score value for each ES/ecosystem type combination, the experts were asked to provide an index of confidence in their score for each ES and each ecosystem type for the last two datasets. This confidence index is used to estimate the impact of expert confidence on the capacity score and their variations.

As this paper focuses not on capacity scores to estimate ES capacity per se but on the methodology used to obtain expert-based capacity matrices and evaluate score confidence levels, detailed ES and ecosystem types for the datasets are given as Annexe 1.1.1. Our dataset is composed of three sets of expert scoring exercices used to produce three different capacity matrices.

The first set was completed in 2014 and consists of a panel of 23 experts in the RNP-BP. This capacity matrix counts 33 ecosystem types (ET) (15 agriculture habitats, 12 forest habitats and 6 aquatic and urban habitats) related to land cover types used in the regional land cover map derived from the National Forest Inventory (IFNv2), the agricultural typology of the Ministry of Agriculture, Food and Forestry, and the Agency for Services and Payment (ASP; 2010), called the Graphic Parcel Register (2011), as well as the CRIGE-PACA regional land cover classification called Ocsol (2006) (a regional implementation of Corine Land Cover with a higher spatial resolution of 1/50,000) by 22 ES (8 provisioning services, 9 regulating services and 5 cultural services), giving 726 scores (Tschanz *et al.*, 2015). This total dataset is thus 726 ES/ET expert scores × 23 experts.

The second set was completed in 2015 and consists of a panel of 30 experts in the Scarpe-Escaut RNP dealing exclusively with wetland (RNP-SE*wet*). In this typology, ET is associated with wetland environments based on a local wetlands map. We identified nine ET (2 forest types, 3 agricultural types, 4 semi-natural types) and 17 ES (5 provisioning services,

7 regulating services and 5 cultural services), giving 153 scores. This total dataset is 153 ES/ET expert scores × (9+17) confidence scores × 30 experts.

The third set was completed in 2016 and consists of a panel of 17 experts in the Scarpe-Escaut RNP as a whole (noted RNP-SE*all*) intended to be more exhaustive as it integrates all land cover types. This capacity matrix counts 33 ET (6 aquatic habitats, 13 agriculture habitats, 7 forest habitats and 7 anthropized habitats, corresponding to the land cover types in the ARCH map, www.archnature.fr) by 25 ES (9 provisioning services, 11 regulating services and 5 cultural services), giving 726 final scores. The total dataset is 726 ES/ET expert scores × (33+25) confidence scores × 17 experts.

Theses three matrices were produced in different contexts and with differents objectives. While the RNP-SE*wet* matrix was completed in a context of experts' concertation and outreach education to local citizens, the other two were completed for a more exhaustive spatial assessment, so we did not use identical ET or ES typologies but instead ran local contextual adaptations based on the land cover maps available on each application site.

Expert-based participatory method

The capacity matrix aims to produce estimates of the biophysical capacity of the ecosystem to provide ES. We restricted the panel of elligible experts to those having both local and global ecological knowledge in order to take into account all major ecosystem types and all major activities applied on them. We generally tried to follow the recommendations of Jacobs *et al.* (2014) on forming a relevant sample of experts with specific affinity to their territory. Our definition of 'expert' was a person with extensive knowledge or skills based on research, experience, or occupation in a particular field.

The experts considered included researchers with expertise in ecology and/or ES, project or site managers, technicians working on environmental or ecological fields, and heads of territorial organizations such as the water agency, regional chamber of agriculture, regional professional centre for forest owners, regional environmental science council, regional conservatories of natural areas, national botanical conservatory, local or regional departments of environmental affairs. The departmental federation of hunters and fishers was also represented, along with associations for environmental protection or naturalists.

For each of the ES assessments, the participants were invited to a workshop dedicated to filling out capacity matrix scores. Any participant who was unable to attend the workshop was interviewed individually. During the workshop and the personal interviews, participants were informed on the state-of-the-art in ES, the study, the methods, and the list of ES and ET. We

took time to discuss and clarify all the definitions involved in the matrix and the scoring. We proposed to complete the matrix by columns and to give a score by comparing the different ES capacities of each ET. Our experience has proven that this was an effective way to fill in the matrix. The workshops lasted one day, with the morning session dedicated to presenting all definitions and the afternoon left for participants to fill in the matrices and discuss their understanding of the scorings. In both situations (workshop or personal interviews), we let people give their own score independently. The difference between the two approaches lies in the dialogue initiated in the workshop after the scoring, where everyone was given time to voice their chosen score and open a dialogue on any divergences. At the beginning of the workshop, we defined and specified the rules of dialogue: freedom of speech and to hold divergent opinions, and the possibility of constructive criticism.

Scoring

The capacities of the different ET to provide an individual ES were quantified following the sacle given in Burkhard *et al.* (2009), i.e. "1 = low relevant capacity, 2 = relevant capacity, 3 = moderate relevant capacity, 4 = high relevant capacity, 5 = very high relevant capacity" and "0 = no relevant capacity" . For the RNP-SE*wet* matrix, "0 = no relevant capacity" was not considered since all the selected ES were provided to some level by all the wetland habitats discussed.

In the rest of the paper, "expert score" refers to the potential ES capacity value that individual experts provided and is noted $Y_{k,i,o}$, where *i* is the ES, *k* is the ET and *o* is the experts (the total of all experts involved is noted *n*), and "final score" refers to the average potential capacity value computed from a subset or all expert scores and is noted $\mu_{k,i,o}$.

The confidence score

In any approach based on experts' knowledge, one of the difficulties is to assess the degree of confidence of each individual expert in their own score. As Jacobs *et al.* (2014) stressed *"confidence reporting is paramount for communication of results and quality comparison*". We propose to quantify a score of the confidence the expert has on their scores, where *"confidence refers to the degree of confidence in being correct"* (Jacobs *et al.*, 2014). Each expert was asked to state their confidence in their knowledge on ET and ES using a confidence score ranging from: "1 = I don't feel comfortable on my score, 2 = I feel fairly comfortable on my score and 3 = I feel comfortable on my score".

Thus, for each expert (noted *o*) of the RNP-SE*wet* matrix, we had 17 confidence scores for each ES noted $V^{ES}{}_{i,o}$ and 9 confidence scores for each ET noted $V^{ET}{}_{k,o}$. We considered these ET and ES confidence scores as margins of a table, and computed a confidence score

for each ET and ES by multiplying them: $V_{k,i,o} = V_{k,o} \times V_{i,o}$. The confidence score obtained could take values of 1,2, 3, 4, 6 or 9 that we recoded on a scale of 1 - 6 (by changing the original “6” to “5” and the original “9” to “6”) to faciliate the analysis.

For the bootstrapping and the Bayesian approach incorporating the confidence score, we first estimated the variation of ES×ET score associated with each confidence score value based on an additional direct survey with 10 experts of the RNP-SE*wet* matrix (allocated within the different ecological specificities/expertises and knowledge) in order to express the uncertainty underlying their confidence scores (cited as levels of uncertainty and noted $U_{k,i,o}$). Through concrete examples (combinations of ES and ET with different confidence values), we asked them to express a range of ES×ET scores (0; 0.33; 0.5; 1 or 2 up and down their own score) that they could have considered on a set of specific ET×ES combinations with different associated confidence scores. We tried to cover as many of the experts’ questions of possible combinations of confidence scores $V_{k,i,o}$. From this dataset we computed the SE of ET×ES scores associated with each confidence score.

1.3. Statistical analysis

a) Usual statistics

Most capacity matrices using expert knowledge are expressed as mean of the score values of the expert panel.

First, a final capacity matrix can be obtained with usual direct statistics through the **mean**, also cited as average score (noted $\hat{\mu}^1_{k,i}$) and its **SD** (noted $\hat{\sigma}^1_{k,i}$).

From the SD, the SE of the mean score is estimated by dividing by $\sqrt{n}$ calculated as $\widehat{se}^1_{k,i}$ and as follows for the SEs of the mean:

$$\widehat{se}^{1\prime}_{k,i} = \frac{\hat{\sigma}^1_{k,i}}{\sqrt{n}}$$

We also used the confidence index score (1-6) as a weighting coefficient for the usual statistics. The **weighted mean** (noted $\hat{\mu}^{1\prime}_{k,i,o}$) can be calculated with different values depending on study, context, etc. Here we used confidence score as weighting factor for the expert scores, so the weighted score is the expert’s score multiplied by confidence score, as follows:

$$Y'_{k,i,o} = Y_{k,i,o} \times V_{k,i,o}$$

Accordingly, the weighted mean of the scores is calculated as follows:

$$\hat{\mu}_{k,i}^{1\prime} = \frac{\sum^{i,o} Y'_{k,i,o}}{\sum^{i,o} V_{k,i,o}}$$

Then the **SD of the weighted means** (noted $\hat{\sigma}_{k,i}^{3}$) is calculated as follows:

$$\hat{\sigma}_{k,i}^{1\prime} = \sqrt{\frac{\sum^{i,o}\{(Y_{k,i,o} - \mu_i^1)^2 * V_{k,i,o}\}}{\sum^{i,o} V_{k,i,o}}}$$

From the SDs, the SEs of the mean of scores is estimated by dividing by $\sqrt{n}$ and thus calculated as $\widehat{se}_{k,i}^{1} = \frac{\hat{\sigma}_{k,i}^{1}}{\sqrt{n}}$ and as follows for the SEs of the weighted mean:

$$\widehat{se}_{k,i}^{1\prime} = \frac{\hat{\sigma}_{k,i}^{1\prime}}{\sqrt{n}}$$

b) Bootstrapping statistics

Assuming an independent sampling from an unknown distribution, the bootstrap method enables to estimate different statistics in a better way. The Monte Carlo simulation approach provides approximations of different statistics by independently repeating N times a resampling with replacement from a given set of n observations. Each resampling provides an independent realization from the initial dataset from which N realizations of the statistics are produced, providing a distribution of the statistics considered. The boostrapped Monte Carlo simulations were done using R3.3.1, which features the “boot” package but we preferred, here, to write our own script for greater flexibility.

In our case, n, the number of observations, is equal to the number of experts. We estimated two statistics: $\hat{\mu}_{k,i}^{2}$ the mean of scores and $\widehat{se}_{k,i}^{2} = \frac{\hat{\sigma}_{k,i}^{2}}{\sqrt{n}}$ the SE of the mean of scores, with N the number of repetitions being equal to 500. Number of repetitions is not usually crucial once it passes 100 (Efron, 1981).

With the bootstrapping statistics, the variation in ES×ET score associated with each confidence value was used in a bootstrap Monte Carlo approach to estimate $\hat{\mu}_{k,i}^{2\prime}$ and its SE (noted $\widehat{se}_{k,i}^{2\prime}$) taking into account the confidence score associated to $Y_{k,i}$. We added in the bootstrap script a random error $\varepsilon_{k,i,o}$ drawn from a normal distribution of errors associated with each level of the confidence scores, which gives $\varepsilon_{k,i,o} \in \mathcal{N}(0, \hat{\sigma}_{k,i,o,c})$ with c being the value of the confidence score (0,…,6).

c) *Bayesian approach*

For the Bayesian analyses, we used two versions of a heteroscedastic ordered probit model (Litchfield *et al.*, 2012; see Annexe 1.1.2) for $Y_{k,i,o}$. Indeed, the probabilities associated with each observation $Y_{k,i,o}$ were calculated as if the observations stemmed from a latent random variable $\omega_{k,i,o}$ following a normal distribution according to the following formulas:

$$P(Y_{k,i,o} = 1) = P(\omega_{k,i,o} < CP_{1,i})$$

$$P(Y_{k,i,o} = 2) = P(CP_{1,i} < \omega_{k,i,o} < CP_{2,i})$$

$$P(Y_{k,i,o} = 3) = P(CP_{2,i} < \omega_{k,i,o} < CP_{3,i})$$

$$P(Y_{k,i,o} = 4) = P(CP_{3,i} < \omega_{k,i,o} < CP_{4,i})$$

$$P(Y_{k,i,o} = 5) = P(\omega_{k,i,o} > CP_{4,i})$$

where the cut-points $CP_{j,i}$ were (i) fixed to 0 and 1 for $CP_{1,i}$ and $CP_{4,i}$; and (ii) estimated between 0 and 1 within the model for $CP_{2,i}$ and $CP_{3,i}$, via the following formulas: $CP_{2,i} = 1/[1 + \exp(-CP0_{2,i})]$ and $CP_{3,i} = 1/[1 + \exp(-CP0_{2,i} - \exp(-CP0_{3,i}))]$ with both $CP0_{2,i}$ and $CP0_{3,i}$ having a Gaussian prior distribution of $\aleph(0,5)$. $CP_{j,i}$ cut-points were considered to vary from one ES to another because we conjectured that the span between score values would vary from one ES to another. We checked the variations of the estimators of $CP_{j,i}$ with *i* and found that, for some ES at least, the cut-point values were very significantly different from other values.

The two parameters describing the distribution of $\omega_{k,i,o}$were the location or mean parameter $\hat{\mu}^3_{k,i,o}$ and the concentration parameter $\widehat{se}^3_{k,i,o}$ corresponding to the SE of the latent normal distribution. After comparing four models (see Annexe 1.1.1.2). we retained two different models that contained different parametrizations of the heteroscedasticity (i.e. in parameter $\widehat{se}^3_{k,i,o}$). In the first model (model B1), no other information than basic score $Y_{k,i,o}$ was provided to the model, whereas in the second model (model B2), both the confidence scores $V_{k,i,o}$ and the levels of uncertainty $U_{k,i,o}$ were taken into account. The formula for the mean parameter $\mu_{k,i,o}$ of the latent variable $\omega_{k,i,o}$ was the same for all models:

$$\hat{\mu}^3_{k,i,o} = \alpha_{k,i} + \gamma_o$$

whereas the formulas for $\widehat{se}^3_{k,i,o}$varied across the two models:

$$\widehat{se}^3_{k,i,o} = exp(\sigma_{k,i}) \text{ (Bayesian model 1: B1)}$$

or: $\widehat{se}^{3\prime}_{k,i,o} = exp(\sigma_{k,i})\ \sigma'_{\ddot{V}_{k,i,o}}$ (Bayesian model 2: B2)

where:

(i) $\sigma_{k,i}$ is a random effect used to parametrize SD level; it followed a Gaussian prior distribution of $\aleph(\mu_\sigma, \sigma_\sigma)$ where μ_σ had a Gaussian prior centered on 0 with 5 as SD and σ_σ had a relatively non-informative prior uniform distribution between 0 and 100;

(ii) $\alpha_{k,i}$ is the mean random effect estimated for the latent variable for each ES *i* and ET *k*, with a non-informative Gaussian prior distribution of $\aleph(\mu_\alpha, \sigma_\alpha)$ where μ_α and σ_α had the same priors as μ_σ and σ_σ;

(iii) γ_o is a random observer *o* effect on the mean, chosen here to be constant across ETs and ESs, and drawn from a common Gaussian distribution centered on 0 and with SD σ_{obs} :

$$(\gamma_o)_o \sim \aleph(0, \sigma_{obs})$$

where σ_{obs} has the same prior as the $\sigma_{k,i}$ s.

(iv) confidence score $\ddot{V}_{k,i,o}$ is the product of the confidence scores of each ET and ES ($V^{ET}{}_{k,o}\ V^{ES}{}_{i,o}$), restricted to its order (from 1 to 6);

(v) the confidence multipliers $(\sigma'_i)_{1\leq i\leq 6}$ in model B2 were constructed with no constraint on their order, so that the vector summed to one (to prevent convergence issues with the $\sigma_{k,i}$ s). This was done by first setting $\sigma'_1 = 1/S$, $\sigma'_i = \sigma''_i/S$ for $2 \leq i \leq 6$ with $S = 1 + \sum_{i=2}^{6} \sigma''_i$ and the σ''_i chosen from a uniform prior distribution between 0 and 100. We first tried a version that constrained the order of these parameters to decrease with i, but we met strong convergence issues that forced us to adopt this unconstrained structure.

Furthermore, we also integrated in model B2 the data related to the calibration of confidence scores $U_{k,i,o}$ for specific scores $Y_{k,i,o}$ corresponding to cases (*k,i*) with controlled levels of confidence $V^{ET}{}_{k,o}$ and $V^{ES}{}_{i,o}$. $U_{k,i,o}$ could take predefined values (0, 0.33, 0.5, 1, and 2) and was assumed to represent the standard variation of $Y_{k,i,o}$. We introduced the information provided by $U_{k,i,o}$ through a discrete distribution on the 5 possible values proportional to Gaussian distribution $\aleph[\sigma'(\nu_{k,i,o} + \rho'), \sigma_U]$, where:

(vi) $\nu_{k,i,o}$ is the estimated SD of $Y_{k,i,o}$ as calculated from the above equations for $\{P(Y_{k,i,o} = y)\}_{1\leq y\leq 5}$;

(vii) σ' is a positive mean SD multiplier chosen to multiply the underlying SD from a relatively non-informative prior uniform distribution between 0.1 and 5;

(viii) ρ' is a negative number with a relatively informative uniform prior between -2.0 and 0.0 used to scale $v_{k,i,o}$ to make it fit better to the scale of $U_{k,i,o}$;

(ix) σ_U is a mean SD with an informative prior distribution between 0 and 1.

We mostly used informative priors here because less-informative prior gave much noisier estimators, which was contrary to expectations (as we did not expect the mean of σ_U to be above 10.0 given the variation of the Us, whereas we observed such values with non-informative priors).

Model B2 therefore incorporated variations of precision and mean between ES and ET, as well as potential systematic biases between observers. This model also incorporated additional information, i.e. the confidence score provided by experts together with their raw score, as well as a calibration of this confidence in an independent survey. In the rest of the paper, for Model B2, $\hat{\mu}^{3'}_{k,i,o}$ is mean parameter and $\widehat{se}^{3'}_{k,i,o}$ is the SE.

These two models plus three additional models were fitted with software Stan software from R 3.3.0 through the rstan library (2.9.0-3) (Stan Development Team, 2015). We used 3 Markov Chains with a total number of iterations of 100,000 each, a burn-in length of 20,000 and a thinning parameter of 20. Mixing was correct and had 12,000 output values for each parameter, with a number of effective values (CODA R library) above 11,000 for Model 1 and above 3,500 for Model 2 (for the worst parameters only).

Based on the posterior samples of parameters, we calculated the posterior mean and SEs of the mean across observers of several ES (on the original scale of Y) provided by the different land-cover types studied.

d) Resampling

In order to estimate the impact of expert panel size on the central and dispersion parameters, we used a bootstrap subsampling method. We simulated different expert panel sizes by subsampling each dataset. We fixed the size of the panel “n” between 2 and the actual number of experts (30 for the RNP-SE*wet* matrix, 23 for the RNP-BP matrix and 17 for the RNP-SE*all* matrix), and for each size we generated samples with replacement from the actual data. At each iteration, several statistical parameters were computed. This approach enables us to evaluate the variation of the statistics given smaller-than-actual samples. We used it to try to identify a minimal size of the expert pool needed to obtain a reliable estimate of the final scores and a small SE of this mean.

1.4. Results

a) Central values, capacity matrix scores

Based on the RNP-SE*wet* dataset that we analyzed in more detail than the other datasets, we observed that the different statistical methods used to compute central parameters (mean) provided very similar results. Table 1, which presents mean and SD of all expert scores (153 scores × 17 expert scores; first column) and of the mean scores of our approaches (means of the 153 final scores with the six different calculations), shows the proximity of their mean results clearly visible at around 3.3 with smiliar values to the third decimal place for all experts scores, Mean of averages scores, Mean of bootstrap scores and Mean Bayesian scores. The mean of all expert scores (calculated with normal theory statistics) is 3.363, and SD at 1.368 (Table 1) with median at 4. For the mean of average scores (mean of the 30 expert scores for each of the 153 ET×ES), the SD is 0.967.

The SD on all means' scores has the same proximity of results as the means except for all experts scores which show higher variation.

Specific ET/ES scores (see Table S.1.1.1.2 in Annexe) show for example the mean $\mu^{1}_{i,o}$ which ranks from 1.40 for ES10 "Contribution to freshwater" in ET8 "Crops" to 4.93 for ES17 "Knowledge, scientific and educational" in ET6 "Marsh, bogs and reed beds". Examination of means between approaches and specific ES and ET finds no distinction between means of the 6 calculations.

Table 1: Statistics (mean and Standard Deviation SD) using 3 different methods: Usual, Bootstrap and Bayesian. Usual refers to the use of standard parametric statistics. Bootstrap is based on resampling and Monte-Carlo methods. Bayesian is based on heteroscedastic ordered probit models

	On all expert scores $Y_{k,i,o}$	Usual		Bootstrap		Bayesian	
		Mean of average scores $\hat{\mu}^{1}_{k,i}$	Mean of weighted scores $\hat{\mu}^{1\prime}_{k,i}$	Mean of Bootstrap scores $\hat{\mu}^{2}_{k,i}$	Mean of Bootstrap scores with confidence scores $\hat{\mu}^{2\prime}_{k,i}$	Mean Bayesian scores $\hat{\mu}^{3}_{k,i}$	Mean Bayesian scores with confidence scores $\hat{\mu}^{3\prime}_{k,i}$
Mean	3.363	3.363	3.371	3.363	3.298	3.363	3.365
SD	1.368	0.967	1.006	0.967	0.903	0.932	0.935

b) Scores variability

We examined means of SEs of the scores (based on the 153 ES×ET combinations) estimated from each method as presented in Figure 1 and found that variability in mean scores was lowest for weighted scores (0.168) and highest for the Bootstrap scores with

confidence score (0.195). The three approaches without confidence score shared similar variability in mean scores, at around 0.173.

The bootstrap SE with integration of expert confidence index provided the highest values (14% higher than without confidence index), as expected by including another source of variability (i.e. the individual expert range of values based on confidence on the raw score). This does not mean that this bootstrap is less precise but that, by construct, it integrates more sources of variability than the other method. The Bayesian model with confidence scores also incorporates intra-expert variability and provided higher variability in mean scores than without confidence score (0.1794 vs 0.1746).

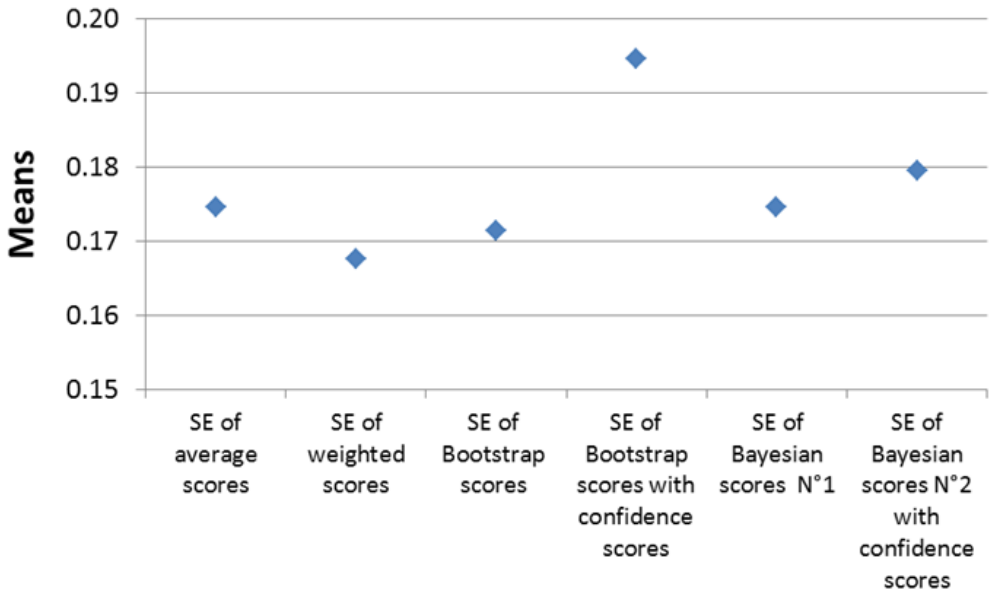


Figure 1 : Means of standard errors (SE) of the different methods

As examining the whole capacity matrix in detail is such a cumbersoem task, we propose to focus on the SE of ES9 “Domestic food and their outputs” for each ET. The SE of Bootstrap scores with confidence scores has the highest values of 8 - 9 of the SE presented in Figure 1. However, there are no clearly visible patterns to emerge between the other five approaches. The results presented in Figure 2 for ET8 (“Crops”) are more dispersed than for other ET. For this specific ET, the SE of Bayesian models are lower and the SE of weighted scores are higher than with other approaches. When we look closer at the ET8×ES9 scores (available in Annexe Table S.1.1.1.2), the mean of average score is 4.73 and the mean of confidence index is 4.37.

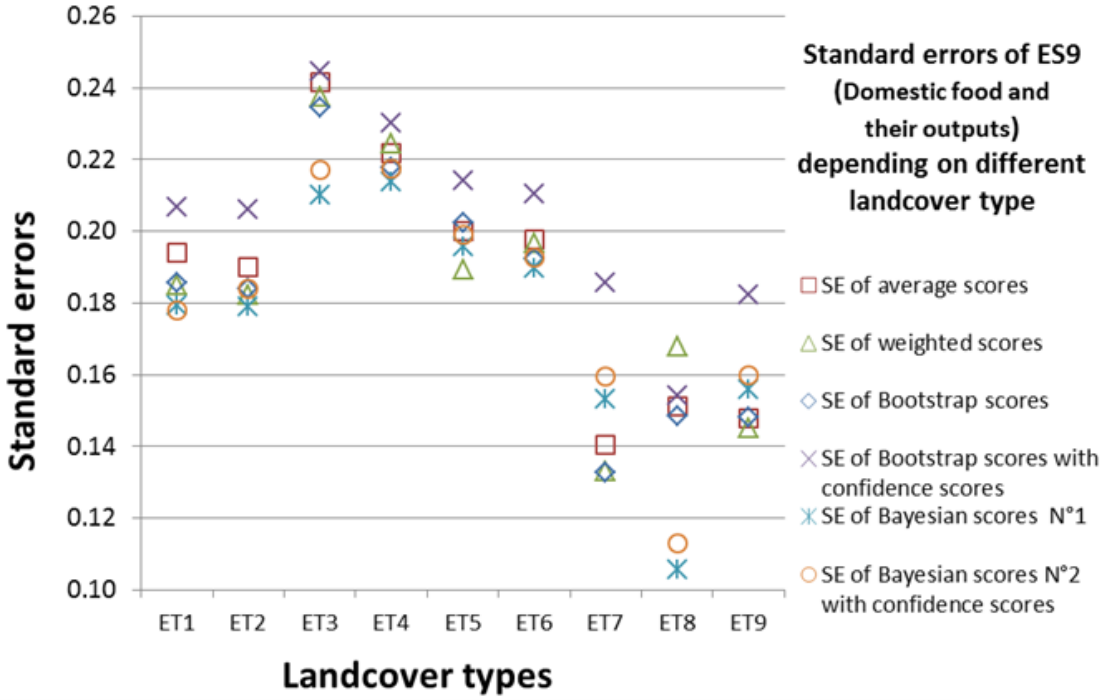


Figure 2 : Standard errors (SE) of ES9 "Domestic food and their outputs" for different land-cover types

ET1: Wet forest, ET2: Broadleaf monospecific afforestation in wetlands, ET3: Wet meadow, ET4: Ponds and pools, ET5: Mining subsidence ponds and quarry waters, ET6: Marsh, bogs and reedbed, ET7: Wetland fallows, ET8: Crops, ET9: Green space.

c) Effect of expert confidence

During the different ES assessments, several experts accepted to fill the matrix only when offered a confidence score giving the opportunity to express theirs self-confidence on their scores. In the RNP-SE*wet* matrix, mean confidence score per expert shows a trend towards high confidence scores for 10 experts out of 30 (median at 3) while two experts tended to have low confidence score with a median at 1. The table S.1.1.1.3 (in Annexe) presents $V_{k,i,o}$ in the table and the means of each ${V^{ES}}_{i,o}$ and ${V^{ET}}_{k,o}$ in margin.

The mean confidence score of all experts for all ET and ES (noted ${V^{ET}}_{k,o}$ and ${V^{ES}}_{i,o}$, respectively, and rating between 1 and 3) is 2.23 with each confidence score (1, 2 and 3) represented at 20%, 37% and 43%, respectively. Mean score of all ES was 2.24 and mean score of all ET was 2.21. A more detailed analysis shows there is no uniform profile for ET or ES except for cultural services where each confidence score (1, 2 and 3) represented at 12%, 28% and 60%, respectively.

The results from additional direct survey presented in Figure 3 show the range and means of variation in expert scores (the levels of uncertainty $U_{k,i,o}$) related to each confidence score (with $V_{k,i,o} = V_{k,o} \times V_{i,o}$ recoded on the 1-to-6 scale used in the different models).

Note the gradual decrease in score variation as confidence score increases. The variability of the ES score errors associated with confidence scores was higher for lower confidence values (1-2-3) than for higher confidence values (4-5-6). The high values of $V_{k,i,o}$ are related to high confidence of the experts on theirs scores and thus to lower variation in their final scores. There was no significant difference between scores errors associated with confidence score 5 and 6.

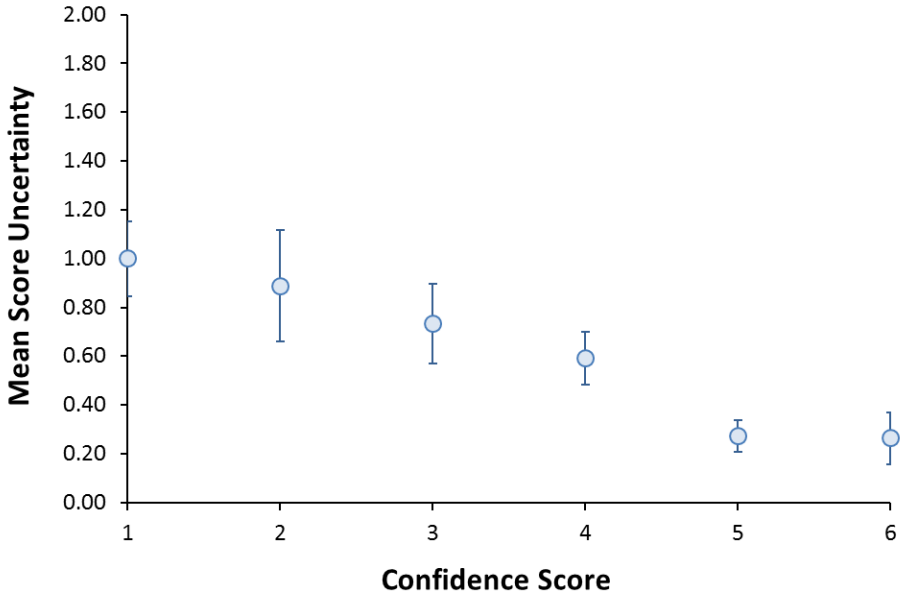


Figure 3: Mean and standard errors of the variation in expert scores ($\boldsymbol{U_{k,i,o}}$) related to each confidence score ($\boldsymbol{V_{k,i,o}}$)

d) Effect of expert panel size

Expert panel size had an effect on two aspects of variability. First, it had an effect on the stability of the final score obtained from different sets of resampled same-size tables: SD of resampled final scores drops sharply from 2 to 10 (Figure 4) but then remains relatively stable before flattening after a size of 15 for the three matrices. This means that above an expert size panel of 15 experts, the variation of final score obtained from different panel compositions is stable. The total reduction of SD is approximately 0.2 (Figure 4), i.e. about 16% lower SD when we have 15 experts involved compared to 2.

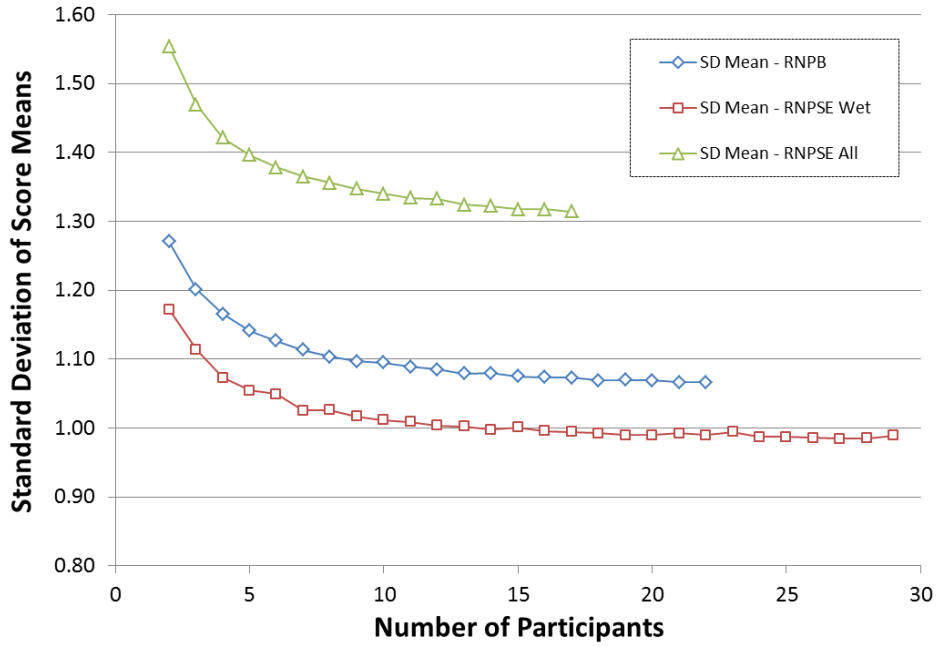


Figure 4: Effect of expert panel size (number of participants) on the variation (SD) of means of average scores

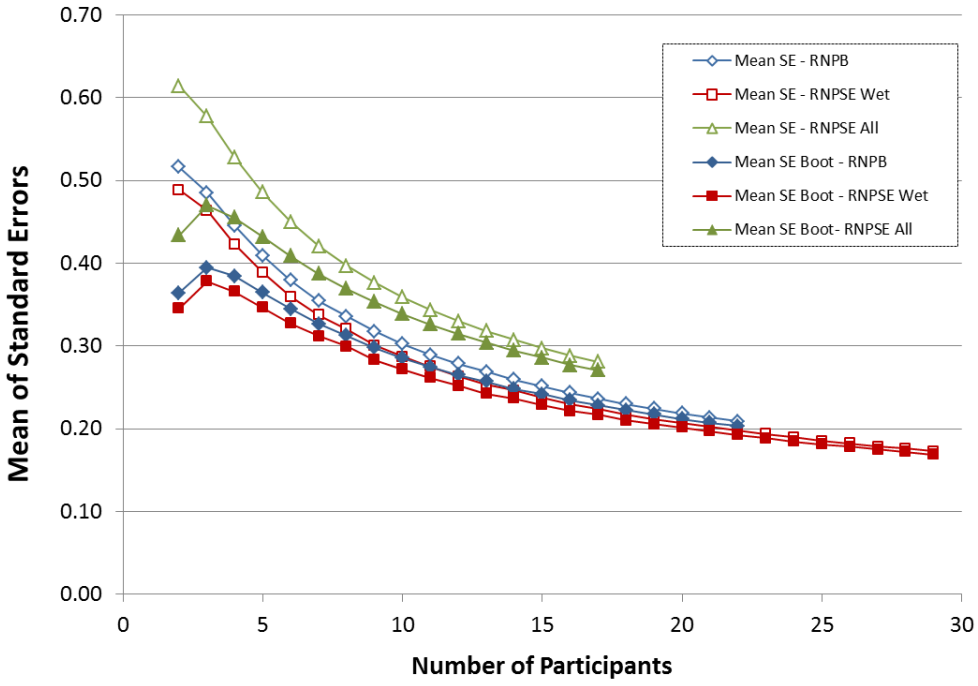


Figure 5 : Effect of expert panel size (number of participants) on the mean of SEs of ES×ET scores (average of the whole capacity matrix) using usual statistics (SE) and bootstrapped statistics (SE Boot)

Second, we tested the effect of expert panel size on the SEs of final score (the precision of estimates). As expected, the SEs decrease with the sample size. The bootstrap estimates

show lower values than usual statistics when the sample size is below 10–15 experts (Figure 4 and 5). All three datasets show similar trends. However, even with an expert panel size at 30, we still do not reach stabilization.

1.5. Discussion

a) Final scores and variability

The mean is the most widely used statistic for computing a final score in the capacity matrix approach, but some authors advocate using median scores instead (Kopperoinen *et al.*, 2014). Different kind of weights can also be applied to obtain the final score. Depending on the approach, weighting can be applied during the extrapolation at larger geographic scale, as in Hermann *et al.* (2013) who chose to weight scores by the area of base unit. Koschke *et al.* (2012) elected to apply "*explicit weights as the importance of the various ecosystem services might differ with respect to the context, the included stakeholders, and the investigated region*". These weights are linked to specific methodological choices. Here, we did not apply ES or ET dependent weightings as we wanted to equally consider every ES and ET. We used a weight based on the confidence scores, but the upshot is that a participant with more confidence than another gives a better or a more realistic estimate of the habitat's capacity to provide the ES.

With 30 experts involved in the RNP-SE*wet* dataset, the different statistical methods used to compute parameters provided very similar results. The results show only marginal differences in final scores when we integrate confidence score or the uncertainty underlying confidence scores in general observation of the data (mean of means) or at an ES level. Indeed, with 30 experts involved, the final score did not change much after taking the confidence score into account. The variabilities of final scores are also quite similar, except for bootstrap scores with confidence scores which had higher variability. The increase of variability is coherent with the addition of inner confidence or doubt of each expert in terms of variability of scores.

Regarding the Bayesian approach, the variability is similar for the two models considered, which may be due to the fact that both integrate an observer effect. The observer effect may integrate some systematic bias of each expert when providing their scores. Nevertheless, the final results of the two Bayesian models are close to those of the other methods. However, the Bayesian framework has the potential to deliver substantially more information than just central values and errors — it can clearly integrate all the information and provide estimates on these other pieces of information. To illustrate, the Bayesian method can reach an

estimate of the variation of precision of the latent process as a function of confidence score. If we had observed strong systematic biases between observers — which was not the case here, as the mean estimate of σ_{obs} was as low as 0.10 — Bayesian methods would have made it possible to provide estimates of SEs that would have removed these biases, which other methods are unable to do.

Given the amount of information contained in our capacity matrices, it was not possible to separately detail all the ES and ET combinations, so we have detailed one example combination here, and provided all the tables as Annexe for interested readers. For the specific ES×ET combinations looked at here, the results of ET8×ES1 scores can be explained by the nature of this score. “Crops” have a far higher potential capacity to provide “Domestic food and their outputs” than other ES types. The variability of its score is low due to the logical general agreement on this potential capacity. The Bayesian models reflect this general agreement “better” as the lowest SE. Only the weighted score has a surprising result compared to do other methods, which may be explained by the fact that the confidence score is less a reflection of the variability of each participant than a reflection of the uncertainty underlying confidence scores expressed through the results of the additional survey.

b) Importance of experts’ confidence in their scores

Jacobs *et al.* (2014) recommended following the IPCC (2014) or Millenium Ecosystem Assessment (2005) methods with participant confidence reported with five levels of confidence or assessing the reliability of outcomes in a similar standardized manner. In our case, asking for such specific confidence scores was too much of a burden given the time and thought already invested to fill out the capacity matrix. Additional information like a confidence score has to be suitable, understandable, and on a different scale to the participants’ score (5 levels).

Many participants expressed the importance of having a confidence score in the capacity matrix to let them moderate their self-reliability on their own knowledge. Analysis of the confidence score showed that 80% of the participants felt “comfortable or moderately comfortable on their scores”. It is important to add a confidence score in a participatory process, not just as Annexe but also to be able to recalibrate it for integration into the analysis. We consequently chose to use three levels of confidence for ET and three levels of confidence for ES, which when combined provide a 6-level confidence score for each ET and ES. This approach proved to be flexible, workable, and easy for all participants to understand.

The additional survey supports the hypothesis of a correlation between confidence score and SD of the final score, and shows the negative relationship between the confidence score and the mean of score errors. Our confidence index can this be used as a proxy of the errors in each expert's estimate scores. A limitation here is that we have not explored all the possibilities of the Bayesian models. We were able to analyze the noise around expert scores with other approaches but we chose not to report the results in this paper.

c) *How large should an expert panel be?*

Without distinction between the three matrices, the variability of the final scores is stable after 15 experts involved and the SE in the final scores decreased with increasing expert panel size. The bootstrap approach also increases the precision by reducing the variation when panel sizes are small.

These results serve to explain our low difference between means of the three approaches and with or without taking into account the confidence score. With 30 experts involved, we reach a stable mean that may thus iron out disparities.

This result is interesting in practice as it is the first time that a recommendation regarding panel size is provided for participatory ES assessment. Having a large panel is good, but smaller panels can still provide reliable estimates. It should be stressed that the case configuration here is panel composition based on experts and scientists with expertise in ecosystems and/or ES in the studied region. Other studies are needed to address the question of panels or surveys based on non-specialists.

The stability of the scores expresses a consensus of the panel on the potential capacity of a given ET to provide a given set of ES. There is still a need to further explore the link between this consensus score and actual potential capacity.

1.6. *Conclusion*

The two parts of this paper bring complementary analysis to help identify what methods to use or how many experts are needed. These questions also depend on the level of error accepted and of course the number of experts that can viably be involved in the participatory approach.

For a restricted number of participants, it is better to use bootstrap estimate parameters in order to increase the stability of the final score and its variability. If more than 15 experts are involved, the usual statistics is sufficient. Indeed, with 30 experts involved in our matrix, final

scores showed little distinction between the three approaches, as we had reach a stable mean.

Bayesian methods are more demanding but they also give more complete results. Bayesian methods effectively require a degree of expertise in how to write, fit and interpret Bayesian models. However, they do enable to integrate different kinds of information (here, the expert scores, confidence scores and theirs variabilities were highlighted) in an integrated statistical modelling framework (Gimenez *et al.*, 2014) as well as to estimate all the parameters associated with these variables. In particular, Bayesian models hold great potential if the aim is to gain a more inferential point of view. For the sake of consistence and concision, this paper did not explore all the possibilities of the Bayesian models.

For participatory processes, we recommend adding a confidence score, on the caveat that incorporation of a confidence score or the uncertainty it carries to the final score in the capacity matrix depends on the ES accepted and the method used. We found here that considering confidence score in final score induced only marginal differences.

References

Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y., Müller, F., 2014. Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands – Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification. Landsc. Online 32, 1–32. http://doi:10.3097/LO.201434

Burkhard, B., Kroll, F., Müller, F., 2009. Landscapes' Capacities to Provide Ecosystem Services – a Concept for Land-Cover Based Assessments. Landsc. Online 1–22. http://doi:10.3097/LO.200915

Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., Müller, F., 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. Ecol. Indic. 21, 17–29. http://doi:10.1016/j.ecolind.2011.06.019

Efron, B. 1981. Nonparametric estimates of standard error: the jacknife, the bootstrap and other methods. Biometrika 68:589–599

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

Gimenez, O., Buckland, S.T., Morgan, B.J., Bez, N., Bertrand, S., Choquet, R., Dray, S., Etienne, M.-P. , Fewster, R., Gosselin, F., Mérigot, B., Monestiez, P., Morales, J., Mortier, F., 2014. Statistical ecology comes of age. Biology Letters, 10, pp. 20140698.

Haines-Young, R., Potschin, M., 2013. CICES V4.3 - Report prepared following consultation on CICES Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003.

Hermann, A., Kuttner, M., Hainz-Renetzeder, C., Konkoly-gyuró, É., Tirászi, Á., Brandenburg, C., Allex, B., Ziener, K., Wrbka, T., 2013. Assessment framework for landscape services in European cultural landscapes: An Austrian Hungarian case study. Ecol. Indic. 37, 229–240. http://doi:10.1016/j.ecolind.2013.01.019

Hou, Y., Burkhard, B., Müller, F., 2012. Uncertainties in landscape analysis and ecosystem service assessment. J. Environ. Manage. 127, S117-31. http://doi:10.1016/j.jenvman.2012.12.002

IPCC, 2014. Confidence and Likelihood in the IPCC Fifth Assessment Report.

Jacobs, S., Burkhard, B., Van Daele, T., Staes, J., Schneiders, A., 2014. "The Matrix Reloaded": A review of expert knowledge use for mapping ecosystem services. Ecol. Modell. 295, 21–30. http://doi:10.1016/j.ecolmodel.2014.08.024

Kopperoinen, L., Itkonen, P., Niemelä, J., 2014. Using expert knowledge in combining green infrastructure and ecosystem services in land use planning: An insight into a new place-based methodology. Landsc. Ecol. 29, 1361–1375. http://doi:10.1007/s10980-014-0014-2

Koschke, L., Fürst, C., Frank, S., Makeschin, F., 2012. A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning. Ecol. Indic. 21, 54–66. http://doi:10.1016/j.ecolind.2011.12.010

Kroll, F., Müller, F., Haase, D., Fohrer, N., 2012. Rural–urban gradient analysis of ecosystem services supply and demand dynamics. Land use policy 29, 521–535. http://doi:10.1016/j.landusepol.2011.07.008

Litchfield, J., Reilly, B., Veneziani, M., 2012. An analysis of life satisfaction in Albania: An heteroscedastic ordered probit model approach. Journal of Economic Behavior and Organization, 81, pp. 731-741.

Martnez-Harms, M.J., Balvanera, P., 2012. Methods for mapping ecosystem service supply: a review. Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag. 8, 17–25. http://doi:10.1080/21513732.2012.663792

Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and Huma Well-Being Synthesis. Island Press, Washington, DC.

Seppelt, R., Dormann, C. F., Eppink, F. V., Lautenbach, S., Schmidt, S., 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: Approaches, shortcomings and the road ahead. Journal of Applied Ecology, 48(3), 630–636. http://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01952

Stan Development Team, ed. 2015. Stan Modelling language User's guide and reference manual, V2.6.2.

Stoll, S., Frenzel, M., Burkhard, B., Adamescu, M., Augustaitis, A., Baeßler, C., Bonet, F.J., Carranza, M.L., Cazacu, C., Cosor, G.L., Díaz-Delgado, R., Grandin, U., Haase, P., Hämäläinen, H., Loke, R., Müller, J., Stanisci, A., Staszewski, T., Müller, F., 2014. Assessment of ecosystem integrity and service gradients across Europe using the LTER Europe network. Ecol. Modell. 295, 13. http://doi:10.1016/j.ecolmodel.2014.06.019

Tschanz, L., Tatoni, T., Brun, J.-J., 2015. Services écosystémiques. Pour une gestion durable des territoires, pensons en bouquet. Espac. Nat. 52, 27–28.

Vihervaara, P., Kumpula, T., Ruokolainen, A., Tanskanen, A., Burkhard, B., 2012. The use of detailed biotope data for linking biodiversity with ecosystem services in Finland. Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag. 8, 169–185. http://doi:10.1080/21513732.2012.686120

Vihervaara, P., Kumpula, T., Tanskanen, A., Burkhard, B., 2010. Ecosystem services–A tool for sustainable management of human–environment systems. Case study Finnish Forest Lapland. Ecol. Complex. 7, 410–420. http://doi:10.1016/j.ecocom.2009.12.002

Willemen, L., Burkhard, B., Crossman, N., Drakou, E.G., Palomo, I., 2015. Editorial: Best practices for mapping ecosystem services. Ecosyst. Serv. 13, 1–5. http://doi:10.1016/j.ecoser.2015.05.008

2. May the matrix be with you! Guidelines for the application of expert-based matrix approach for ecosystem services assessment and mapping

Campagne C.S and Roche P.K. (2018) May the matrix be with you! Guidelines for the application of expert-based matrix approach for ecosystem services assessment and mapping. OneEcosystem. 3: e24134. https://doi:10.3897/oneeco.3.e24134

Abbreviations: ES, ecosystem service; ET, ecosystem types; SD, standard devi-ation; SE, standard errors; CP, cut point; RNP, Regional Natural Park; RNPBP, “LesBaronnies Provenc¸ ales” RNP; RNP-SE, “Scarpe-Escaut” RNP; RNP-SEwet, “Scarpe-Escaut RNP wetlands only”.

2.1. Introduction

Increasing demand for local and regional-scale ecosystem service (ES) mapping and assessment to support biodiversity management (Nagendra *et al.* 2013, Posner *et al.* 2016), land-use planning (Darvill and Lindo 2015, Kopperoinen *et al.* 2014) and environmental impact assessment (Geneletti 2013) has driven a need for robust and scientifically sound methods for assessing ES capacities, demands and/or preferences (Harrison *et al.* 2017).

Various methods for assessing ES have been used in various studies (see Burkard and Maes 2017, Harrison *et al.* 2017), requiring various types and degrees of expertise from people implementing them, and mobilizing various amounts of data (Harrison *et al.* 2017). The right choice of method should articulate the goals of assessment and mapping (Jacobs *et al.* 2015) but also the applicability and appropriation of the method and the results expected by stakeholders and land managers. Beyond quantifications by expert-scientists, the ES concept can only be put into action if the assessments are understood and supported by the end-users (Harrison *et al.* 2017). The actual complexity and perceived difficulty of interpreting results is a limiting factor to be considered in any ES assessment and mapping exercises (Jacobs and Burkhard 2017). Furthermore, acquiring, compiling and processing multiple data sources can prove challenging if not intractable for many ES, particularly at finer scales.

Among the different methods available, spatial proxy models — which link land cover classes or ecosystem types to ES — are very flexible and readily adaptable to different data sources and modelling techniques. The matrix approach — particularly with participatory expert-based scoring as developed here — has proven to provide rapid and readily-appropriable ES assessments (Burkhard *et al.* 2011, Burkhard *et al.* 2012, Jacobs *et al.* 2015). End-users,

principally land managers and decision-makers, can appropriate them quickly and apply them to implement land-use planning or resource management policies that need an understanding of the importance of specific land cover or ecosystem types rather than precise estimates of ES quantities (Grêt-Regamey *et al.* 2008).

The matrix approach is increasingly being applied (Figure 1) in various contexts, which offers good feedback on the pro and cons of the method. It has been applied in many case studies (e.g. Hermann *et al.* 2013, Kroll *et al.* 2012, Stoll *et al.* 2015, Vihervaara *et al.* 2010), in countries from Austria and Hungary (Hermann *et al.* 2013) to China (Cai *et al.* 2017), the USA (Cottillon 2013), Thailand (Kaiser *et al.* 2013), France (Campagne *et al.* 2017) and Nepal (Paudyal *et al.* 2015), and at scales from local (Nedkov and Burkhard 2012) to national (Depellegrin *et al.* 2016) and continent-wide (Stoll *et al.* 2015). The diversity of application confirms that "*the approach has the potential to integrate all kinds of ES-related data based on diverse scientific disciplines or ES quantification methods and of varying quality and quantity in illustrative matrix tables and maps*" (Burkhard 2017).

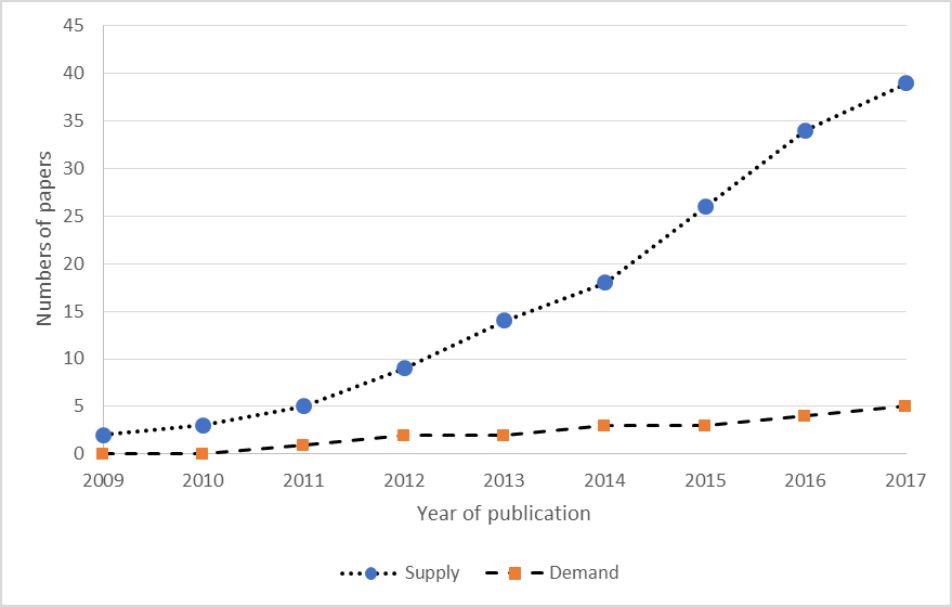


Figure 1: Trends in the number of published studies mobilizing the matrix approach to assess ecosystem service supply and demand between 2008 and 2017 (source: WoS, Google Scholar and Scopus).

Grêt-Regamey *et al.* (2015) proned a tiered approach to ES mapping that classifies ES mapping and assessment methods into 3 levels (tiers) of increasing complexity from tier 1 to tier 3. Under this tiered framework of ES assessment methods, the matrix approach and expert knowledge is classified as tier 1 or tier 2 depending on the complexity of the methods used to build the matrix (Grêt-Regamey *et al.* 2017). Several aspects of capacity and

demand can be addressed, including biophysical capacity, economic demand and societal preferences.

Burkhard (2017) propose a methodology of the matrix application for ES mapping based on ES indicators and a collection of suitable spatial data. Nevertheless if source data is scarce, fragmented or not publicly available, expert knowledge can be the best available source or proxy for ES estimates (Jacobs and Burkhard 2017, Kienast *et al.* 2009). The expert knowledge is commonly used as a surrogate of empirical data in many field of ecological research (Drescher *et al.* 2013). Experts use a combination of field observations, formal knowledge and mental models to generate quantitative information (Fazey *et al.* 2006). The use of expert elicitation methods is shown to be an efficient option to address the simplicity/complexity and precision/uncertainties trade-offs (Jacobs *et al.* 2015). Hou *et al.* (2013) and Jacobs *et al.* (2015) addressed critiques of the matrix approach and some of the issues regarding consideration of experts uncertainties have been address in Campagne *et al.* (2017). Expert-based assessment has many well-known biases (subjectivity, interpretations, etc.) that some methods help to reduce (Martin *et al.* 2012, Mukherjee *et al.* 2018).

The methodology we propose here aims to reduce biases linked to interpretation and influence biases when using the expert-based matrix approach for ES scores elicited best-knowledge estimates, not individual preferences. Indeed, it is possible to estimate the biophysical capacity, economic or social value of ecosystem services of different ecosystem types by knowledge or preference elicitation methods based on individual interviews and/or collective deliberative workshops. This is the case for the widely-used multi-criteria approaches, ranking methods, and life satisfaction approaches, and also for other less frequently used methods, such as the Q method (Rodríguez-Vargas and Marburg 2011), or the Delphi prospective approaches (Martin *et al.* 2012).

The method presented here is a knowledge elicitation protocol aiming to evaluate the capacity of different ecosystem types to provide their best evaluation of the potential (or the use, the demand, etc.) of each ecosystem type to provide ES. So the ES scores elicited are not individual preferences (e.i Kopperoinen *et al.* 2017), but best-knowledge estimates (e.i. Stoll *et al.* 2015). We propose to adopt an explicitly structured and robust procedure, involving several steps linked with the study design, capacity building, scoring and expert accuracy and uncertainty assessment.

2.2. Method

Guidance is needed on how expert knowledge should be collected and integrated to construct scientifically sound ES evaluations (Martin *et al.* 2012). Here we propose general

guidelines on how to implement expert-based ES matrices based on published papers using the matrix approach and a series of local and regional assessments conducted in France with groups of experts. We propose a 7-steps methodology for producing semi-quantitative estimates of ES quantities based on expert knowledge that starts by defining the goal that will characterize the precision in the definitions and lists of ES and ecosystem types and ends by the different outputs possible (Figure 2).

Step 1 - Identify the goal

Clarifying the goals and objectives of the assessment is the first step of the process. The objectives will determine the list and degree of detail of ES and ecosystem types (ET) considered which in turn will determine the size of the matrix and influence how the participatory approach is set (Jacobs *et al.* 2017). For example, if the goal is ES mapping, the list of ET has to be based on a land cover (LC)/ET map where map scale will define the precision of the ES list.

The flexibility of the matrix approach means it can readily be adapted to assess different components of the ES supply-demand chain: supply (e.g. Stoll *et al.* 2015, Depellegrin *et al.* 2016, Egarter Vigl *et al.* 2017), flows (e.g. Burkhard *et al.* 2012) or demand (e.g. Tao *et al.* 2018). Nevertheless, it is crucial to define precisely which ES components are to be assessed and to adapt the definitions to achieve the best common understanding between the members of the expert panel. It should be stated that the objectives are not a co-creation of the expert panel but should be prepared with key stakeholders for the area considered.

(a) Ecosystem services and ecosystem types

Linked to the objectives, the ES and ET evaluated have to be precisely defined with detailed and well defined definition and examples. Any list of ES could be used, but we do recommend using a standard list as reference, such as CICES V5.1 (Haines-Young and Potschin 2018) or MEA (e.g. Chaudhary *et al.* 2016). This list can be be adapted to meet the assessment goal and be relevant for local stakeholders. Moreover, the vocabulary used to define ES as well as the ES examples of indicators has to be adapted to the assessment context.

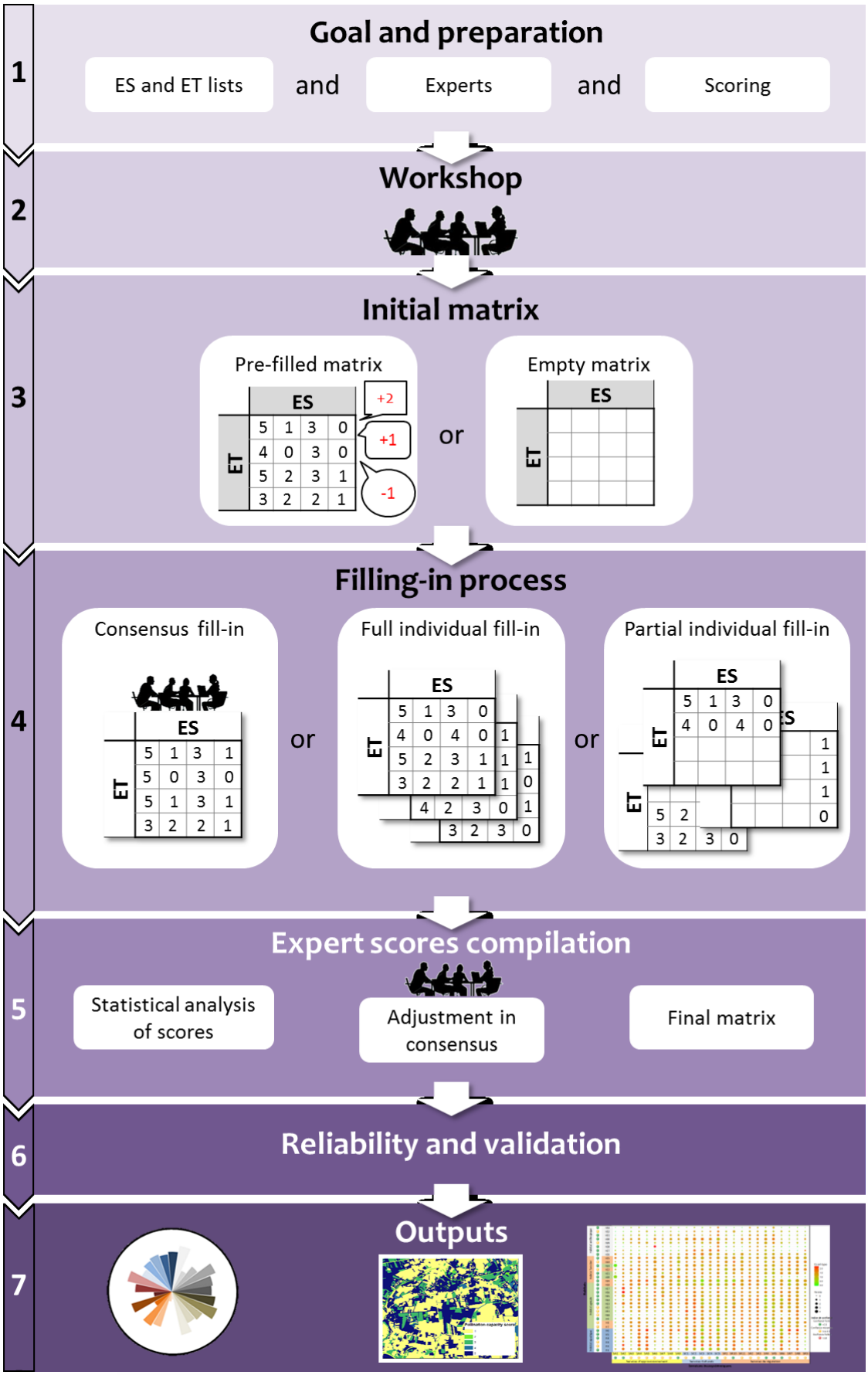


Figure 2: Detailed methodology of the matrix approach

ET are basically the ecosystem or LC types found in the case-study area which, depending on the goal, may be based on different typologies and on the LC data available. One limit would be the number of ET to be considered: a highly precise typology will lead to a very big matrix, which will create time management issues and difficulties for experts to provide estimates on closely-related ET. It is possible to reduce the number of ET by merging ET that are able to provide the same levels of ES. This was done in the application on the Scarpe-Escaut regional national park (RNP) in France (Campagne *et al.* 2017). ARCH (Assessing Regional Habitat Change, www.archnature.eu) is an ecosystem/land cover map typology with 64 ET that have been merged into 33 ET based on their considered ability to provide the same ES.

The preparation phase following the definition of the objectives should be done with key stakeholders with an helicopter view of important issues for the area considered in order to define a tailored ES and ET lists and adapt each title, definition and example to the ES and ET for the case study. In order to be efficient, we recommend that the ES and ET lists are definitively defined and validated before the workshop, and not re-discussed during the scoring workshop.

(b) Expert panel

Our definition of 'expert' is a person with extensive knowledge or skills based on research, experience, or occupation in a particular field who could give a reasonable evaluation of the ES associated with different ET within the area studied (Drescher *et al.* 2013). A stakeholder is defined as person who affects or is affected by a decision or action (Reed *et al.* 2009, Freeman 1984). Some stakeholders could be experts, and vice versa, but determining the local values of ES requires persons that have the expertise needed. This is an important point to be clarified during the preparation phase after the definition of the objectives in interaction with key stakeholders. The key stakeholders are also particularly important to identify and contact experts to be included in the panel based on the objective and the component of the ES capacity-demand chain considered. It is essential for transparency and consistency to invite experts that are credible for the ES component evaluated and the knowledge needed (Jacobs *et al.* 2015). As an example, in the case of a supply-and-demand ES assessment, the two matrices involve different sets of expertise and knowledge, and consequently different panels of experts. The objective is to mobilize local and regional experts from various authorities, including natural resource managers, NGOs or any other group with insider knowledge of local and regional conditions (Kopperoinen *et al.* 2017). The number of experts to be invited is a complex question, but it is likely that biaises risk decrease when the panel size increases (Drescher *et al.* 2013). Based on statistical

resampling of panel members, Campagne *et al.* (2017) proposed that the expert panel, no matter the experts' profile, should count at least 10 experts for quorum, and 15 to 20 for optimal size.

(c) The scoring

The main scoring scheme used in the literature is based on Burkhard *et al.* (2009) with scores ranging from 0 to 5, where "0 = no relevant capacity, 1 = low relevant capacity, 2 = relevant capacity, 3 = moderate relevant capacity, 4 = high relevant capacity, and 5 = very high relevant capacity" to produce estimates of ET capacity to provide ES. Some authors have used other rankings, such as a 0-100 scale (Koschke *et al.* 2012) or a 0-2 scale (Vihervaara *et al.* 2010). Unpublished results in France show that a bigger scale (0 to 10 for example) takes more time for experts to score due to the finer shades of ES. The score estimated is for a hypothetical standard ET for an average ecosystem condition-state and average year, usually around the peak vegetation season in the given region (Burkhard *et al.* 2012). The meaning of the scale values have to be discussed at length with the expert panel.

Besides the score value for each ES/ET combination, we recommend asking the experts to provide an indication of their confidence on the ET and ES considered. In our case-study sites, we asked the experts to fill in a confidence index for each ES and each ET. This confidence index was used to estimate expert confidence in providing the capacity score, and could be used to compute score errors (Campagne *et al.* 2017). Each expert was asked to state their confidence in their own knowledge on each ET and each ES via a confidence score ranking from 1 = "I don't feel confident with my score", to 2 = "I feel fairly confident with my score", or 3 = "I feel confident with my score". The individual ET and ES scores can then be summed to give a confidence score for each ES/ET combination, which can be scaled in terms of ES/ET score variability (Campagne *et al.* 2017).

Step 2 - Workshop

The main aim of the workshop is to harmonize understanding of the nature of the ES and the ET assessed and gets a common understanding of the goal of the study. The workshop should bring together all the experts and stakeholders in the study. The presentation must be adapted to the public and its diversity of expertise. We recommend taking the time to present each ES and each ET with a precise definition, a local example, and a picture. Cautions should be taken to limit the cognitive biaises associated with the example and the picture, using several examples is better. The workshop is also designed to allow the experts to ask any and all questions they may have and to create interaction between all participants. A detailed presentation of the approach, the methodology and all definitions can help narrow

differences in interpretations of the ES, the ET and, above all, the ES chain component addressed.

Different expert elicitation protocols or methods in citizen science could be used (Kopperoinen *et al.* 2017, Harrison *et al.* 2017, Priess and Kopperoinen 2017, Mukherjee *et al.* 2018). If the scores are determined in consensus, the workshop is composed of the discussion time. An essential issue in ES assessment is the documenting the variability. It holds the trade-offs and potential conflicts/solutions between stakeholders. Consensus methods hide these, unless the process in reaching the consensus is well registered. If the filling-in process is done individually, the workshop needs to include a time when each expert gets to individually fill in a predefined line or column of the matrix, in order to train the expert on scoring and leave time for questions and discussion.

If it is impossible to bring the entire expert panel together during the workshop, the experts can be met individually in order to get the suitable expert panel size and all the necessary expertise, although this option is less attractive as it prevents interaction and discussion. The analyses of the variabilities between experts (Step 5 and 6) may allow to identify ES/ET combinations with high variability, low confidence and/or low inter rater consensus. This could open the possibility to organise a second workshop to address specifically those cases.

Step 3 - Initial matrix

Two main options can be used as starting point to the filling-in process: using a pre-filled matrix or using an empty matrix (Table 1).

Pre-filled matrix

With the development of the matrix approach, the literature counts a number of matrices that can be adapted and used as initial matrix (Figure 1). Otherwise, a matrix can be created as a first step with quantitative data or a small (but at least suitably-sized) panel of experts, and then used as initial matrix for a bigger expert's panel. The initial matrix is given to the experts, who then have to adjust the pre-filled scores (i.e. the approach adopted in Stoll *et al.* 2015). This option may be quicker than the empty matrix option, but it does have drawbacks, particularly for the statistical analysis. The experts may be influenced by the pre-filled scores or unwilling to change values even if they have harbour doubts, which may make it difficult to differentiate whether pre-filled scores left unchanged were because the expert didn't think he/she had the knowledge to credibly change them or because he/she agreed with them. Some evidence existed that the use of pre-existing evidences can influence the scoring notably when it is associated with a majority effect and or some degree of authority (Martin *et*

al. 2002, Gardikiotis 2017). It could be possible to track changes and actually requires some meta information regarding the choices of the expert for each scores but that would cancel the time gain advantage of the method.

Table 1: Overview of the different options for the initial matrix and the filling-in process

	INITIAL MATRIX		FILLING PROCESS			
	Pre-filled matrix	Empty matrix	Filling in consensus	Full individual filling	Partial individual filling	Individual filling + consensus round
Description	Based on a pre-filled matrix, experts adjust the pre-filled scores	Each score has to be defined	Use a workshop with all experts to discuss each score and forge a final consensus score	Each expert fills in the matrix	Each expert completes the part of the matrix tied to their expertise	After an individual fill-in, a "second round" discussing the scores with high variance
Ressources	Preliminary studies, bibliography, pre-existing matrices	None	Workshop, trained facilitators	Preparatory workshop	Preparatory workshop	Technical logistic
Time	Variable depending on data sources availability	None	Long time with all experts depending on size of the matrix and number of experts	½ day workshop + 30 s to 1 min/cell	½ day workshop + 0.5 min/cell	½ day workshop + 0.5/1 min/cell + 1 day consensus workshop.
Pros	Quicker than with an empty matrix	No influence- Analytical and statistical benefits	Consensus validation- Collective intelligence- Capacity building- Most of the work done during the workshop	No interaction biases- Easy to organize- Statistical power	Experts only score in their field of expertise- Quick	All expertise-sets are taken into account- Analytical and statistical benefits- Consensus validation
Cons	Experts are influenced by the pre-filled scores Difficult to differentiate whether pre-filled scores left unchanged because the expert didn't think he/she had the knowledge to credibly change them or because he/she agreed with them- Variability and reliability statistics meaningless	Time-intensive	All Experts in attendance at the workshop / Long workshop that needs well-trained facilitators- Power and personality influence biases / Difficult to organize (time availability of the Experts)	Long for the Experts - Less expert input due to the time it takes to fill in the whole matrix / Individual fill-in may introduce personal understanding biases	Needs 10–15 people per type of expertise = lot of people / Difficult to have the same number of experts per score / More complex for statistical analysis	All Experts must be present at the consensus workshop- Difficult to organize (time availability of the Experts)

Empty matrix

Another approach is to start with an empty matrix where each score has to be defined by each expert. The process is longer, but it has no influence from pre-filled scores and is more adapted to computation of statistics that requires independency of the dataset.

Step 4 - Filling-in the matrix

Three different options are presented to fill in the matrix: filling in consensus, full individual filling and partial individual filling. Each option can be applied with a pre-filled matrix or an empty matrix. Also the individual filling can be completed with a consensus round method as explain in Step 5. The pros and cons of each way are summarized in Table 1.

Consensus fill-in

All experts need to be present during a workshop and each score is discussed in order to adjust or set each score in consensus. It is a long collective process but not a long individual process as the final matrix is defined at the end of the workshop. It is important to facilitate the discussion in order to reduce power and personality influence (Anderson and Kilduff 2009). This method might prove hard to implement for large matrices for time constraints.

Full individual fill-in

Each expert adjusts or defines each score of the matrix. It is a long individual process, and fewer experts may contribute as they have to take the time independently (feedback teaches us that an 800-scores matrix takes about 3-4 hours to complete in full starting with a empty matrix) but all expertise is taken into account and it is the more convenient methods for statistical analysis since it is based on independent replicates (individual scoring) and homogeneous sampling size (same number of raters for every scores). Accordingly usual parametric statistics can be used, as well as concordance indexes (see Step 5 and 6).

Partial individual fill-in

Each expert adjusts or completes the part of the matrix related to their expertise. Depending on the expertise, the individual process is shorter than with a full individual fill-in and allows for more experts to participate. Experts will thus only provide scores for the ES/ET combination they consider within their core expertise. With an empty matrix, 10 to 15 people are needed for each score in order to reach suitable panel size. In a partial individual fill-in process, it may prove difficult to ensure that at least 10 to 15 different experts complete each score, and many specific services and LC types may not have enough statistical robustness

In both individual fill-in, the experts can continue to fill the matrix after the workshop. Whatever the matrix-filling method used, the number of “missing data” (i.e. an expert failed to provide a score) has to be kept as small as possible. Depending on the statistical analysis considered, it is useful to record information on the experts themselves (gender, level of training, job title, organization, main type of mission, expertise on specific ET, etc.) for analysis of score biases.

Step 5 - Compiling the Values

Statistical central values and variabilities

The central value is generally computed using the arithmetic mean of all individual experts' scores for each ES/ET combination, but some authors advocate using the median of the individual scores (Kopperoinen *et al.* 2014). However statistical evidence supports the use of parametric statistics of Likert ranking (such as a 0-5 scale) provided that the rater panel is large enough, usually 10-15 (Norman 2010). In the mapping approach, weighting can be applied during the extrapolation at larger geographic scale, as in Hermann *et al.* (2013) who chose to weight scores by the base unit area. Koschke *et al.* (2012) elected to apply "explicit weights as the importance of the various ecosystem services might differ with respect to the context, the included stakeholders, and the investigated region". These weights are linked to specific methodological choices. Campagne *et al.* (2017) tried a weight based on the confidence scores, but the upshot is that an expert with more confidence than another gives a better or more realistic estimate of the ET's capacity to provide the ES. This also increase the risks associated with overconfidence and underconfidence biases (Mukherjee *et al.* 2018). Accordingly, we recommend to not use weights in the statistics.

Score variabilities can be estimated using the variance, the standard deviation of the scores or the standard error of the mean if the average is used, or interquartile scores if the median is used. Score variabilities is one approach to identify variabilities in scoring agreement between experts (Campagne *et al.* 2017). As stated by (Martin *et al.* 2012), it is important that differences in judgement between expert is retained and communicated.

Adjustment in consensus

Following the individual fill-in and the computation of central scores and variabilities, it is possible to conduct a "second round of exchange with the expert panel", notably to reconsider the scores with high variance (inspired by the Delphi approach; Martin *et al.* 2012). This requires a simultaneous presence of all experts or a sequence of successive scoring by the different experts but could exploit digital data to retrieve the individual scores, centralize them, and determine which ones to reconsider. The use of consensus rounds helps refine the output by reaching a certain degree of convergence or stabilization (Jacobs *et al.* 2015).

Final matrix

The final output of the fill-in process is a final matrix of the central scores that can be completed by a variability matrix and confidence scores (Stoll *et al.* 2015, Tao *et al.* 2018, Campagne *et al.* 2017).

Step 6 - Reliability and validation

Methods based on inter-rater reliability statistics such as Krippendorff's alpha (Krippendorff 1980) intra-class correlation statistics (Müller and Büttner 1994) or other indexes of inter-rater reliability and agreement are required to evaluate the degree of agreement or consistency between the experts (Jacobs *et al.* 2015). Agreement refers to how much different experts provide the same estimates, while consistency refers to the how far experts rank ET capacities to provide ES in the same order, though not necessarily with the same scores. These types of index will complement the scores variability in searching to identify the ES on which the different experts disagree. Computations could easily be done in R (R Development Core Team 2017) using, for example, the "irr" package. The inter-rater reliability indexes could be used to identify ES that will need more attention in order to interpret the sources of lack of agreements between experts (discipline biais, knowledge gaps, lack of relevant experts...).

Step 7 - Outputs

Three main types of outputs are usually interesting for the stakeholders: the ES matrix, maps and bundles graphs. The ES matrix and particularly the central scores matrix can be used directly by the stakeholders for their own analyses, particularly by land managers and land planners. We recommend communicating and raise awareness about the uncertainties and variabilities outputs in their uses. Maps are second very important type of outputs. The matrix applications have mainly been used for mapping ES (e.g. Depellegrin *et al.* 2016, Egarter Vigl *et al.* 2017, Koschke *et al.* 2012, Burkhard *et al.* 2012), so the main outputs are maps of ES supply, demand, and supply/demand budget (i.e. hotspots and coldspots of ES budget depending on the objectives defined at Step 1). As ET list in the matrix can come from landcover/use typology, ES scores can be linked to spatial unit (Burkhard 2017). The final matrix also serves to analyze ES bundles, as in the example below. The communication of the results as bundles graphs (flowers, spider graphs...) of ES values for a given ecosystem type or area allows to have a quick overview of the ES patterns (e.i. Figure 5). It is also possible to produce bundle graphs of ET for a given ES. In that case, it shows rapidly the ET having the higher or the lower capacity regarding a given ES.

It is very important that the results and outputs are communicated back to all the experts that were involved in the assessment so they can see the results of their participation and provide feedback. This diffusion contributes also to the appropriation of the results and dissemination of the study.

2.3. *Example of application*

As an illustrative example, we present an application of the matrix approach in the Alpilles RNP in south of France. This ES assessment was done in August 2017 (Surun 2017). The methodology steps were applied described below.

(Step 1) The goal was to assess the potential impact of a Life+ Nature project on the ES capacity of the ET managed through actions led under the Life+ project. The LIFE is the EU's financial instrument supporting environmental, nature conservation and climate action projects throughout the EU (http://ec.europa.eu/environment/life/). The LIFE12 NAT/FR/000107 is a LIFE + Nature project on the Alpilles RNP which aims to optimize the link between human activities and the maintenance of ornithological biodiversity, to promote the appropriation of ecological issues by local stakeholders and to strengthen ornithological recognition of the territory by enhancing certain practices. Its actions analyzed here are restoration of a grass layer in olive groves (A1), plantation of multispecies hedgerows (A2), creation of open areas in dense garrigue scrub by shrub cutting (A3), and implementation of good forestry practices with opened forest by shrub cutting and culling (A4).

Linked to these actions, the ET selected for the matrix are not linked to landcover/use typology but to those addressed by Life actions with before-and-after action states, i.e. Bare-soil olive groves VS Olive groves with grass cover, Multispecies hedgerows VS Monospecific cypress hedgerows, Opened garrigue VS Closed garrigue, Opened coniferous forest VS Dense coniferous forest. Another 6 ecosystems were also considered in order to factor in other important ET within the study area, i.e.: Deciduous forest, Rocky habitat, Vineyard with bare soil, Orchards with inter-row grass strips, Grassland, Annual crops. The list of ET was completed by detailed descriptions and local pictures to harmonize participants' mental representations.

Based on CICES (V4.3, Haines-Young and Potschin 2013), we proposed an ES start-list that we then adapted by working with the park managers to select relevant ES and to adapt the definitions and examples to fit the local context. At the end, 10 regulating services, 9 provisioning services and 5 cultural services were chosen (presented in Table 2). Moreover, in the context of the local conditions, the ecosystem disservice (EDS) "Contribution to fire risks" was added to the matrix.

Following Burkhard *et al.* (2009), ES and EDS scores were ranked from 0 to 5 to express capacity, and we asked for a confidence index from 1 to 3 following Campagne *et al.* (2017).

In total, the matrix included 14 ET and 24ES+1EDS giving a total of 350 scores. As we assessed the capacity, the experts invited to participate had theoretical and practical

knowledge of the local environment and/or ES. The panel of experts counted 5 generalist profiles, 3 forest profiles and 2 naturalist profiles, along with specialist profiles in livestock, agriculture and hunting.

Table 2: The final capacity matrix with mean ES capacity scores giving mean confidence scores by ET and ES in the table margins

		EDS	Regulating Services (RS)										Provisioning Services (PS)									Cultural Services (CS)				
		Contribution to fire risks	Global climate regulation by greenhouse gas reduction	Local climate regulation and local atmospheric composition	Diesease and pest control	Pollination and seed dispersal	Maintenance of water quality	Maintenance of soil quality	Mass stabilisation and control of erosion rates	Protection against winds and storms	Protection against floods	Limitations of noise pollutions and odour and visual nuisances	Cultivated crops (including seaweed farming)	Reared animals and animals from aquaculture	Wild plants, algae, fungi and their outputs	Wild animals and their outputs	Drinking water	Materials and fibres	Secondary resources (domestic food, non-human comsuption)	Genetic and medicinal materials	Biomass-based energy sources	Emblematic and symbolic	Aesthetic	Existence and bequest	Physical and experiential interactions	Knowledge and education
		DS1	RS1	RS2	RS3	RS4	RS5	RS6	RS7	RS8	RS9	RS10	PS1	PS2	PS3	PS4	PS5	PS6	PS7	PS8	PS9	CS1	CS2	CS3	CS4	CS5
Ecosystem types	Bare-soil olive grove	2.5	2.4	2.7	2.8	2.5	3.3	2.7	3.6	3.2	1.8	2.2	2.4	4.9	2.0	1.6	1.9	1.0	1.9	2.0	1.8	1.3	4.8	4.4	4.1	2.4	3.6
	Olive groves with grass cover	2.5	1.2	1.9	2.0	1.1	1.5	0.8	1.4	1.4	1.8	1.2	2.0	4.9	0.2	0.6	1.0	0.5	1.8	1.3	1.3	1.3	4.3	3.5	4.0	2.0	2.8
	Multispecies hedgerows	2.8	2.8	3.3	3.6	4.1	4.7	3.6	3.9	4.0	4.7	3.0	4.4	1.3	1.2	3.1	3.6	1.5	2.9	2.4	3.0	2.2	3.0	4.2	3.8	2.8	4.3
	Monospecific Cypress hedgerows	2.6	4.1	3.1	3.1	2.5	2.4	2.5	2.5	3.1	4.7	2.5	4.1	0.3	0.1	0.4	0.9	0.8	2.5	0.8	1.3	2.0	4.0	2.8	3.1	2.1	2.3
	Opened garrigue	2.8	3.2	2.7	2.0	2.3	3.3	2.6	2.9	3.3	1.3	2.3	2.4	0.3	3.9	2.8	3.8	1.3	1.8	1.2	3.8	0.8	3.8	3.8	3.8	3.9	4.0
	Closed garrigue	2.8	4.4	3.5	2.4	2.2	2.7	2.9	3.0	3.9	2.3	2.9	2.8	0.2	1.9	1.9	3.5	1.3	1.8	0.8	2.8	2.0	2.8	2.3	2.7	1.8	2.2
	Opened coniferous forest	2.7	4.0	3.7	3.2	2.4	2.9	3.3	3.2	3.7	3.3	2.8	3.6	0.3	2.3	2.2	3.3	1.7	4.2	0.9	2.4	4.3	3.3	3.3	3.3	3.8	3.2
	Dense coniferous forest	2.6	5.0	4.1	3.7	2.3	2.1	3.3	3.0	3.9	4.3	3.6	4.2	0.2	0.7	1.3	2.8	1.8	4.7	0.8	1.7	4.4	3.0	2.0	2.9	1.8	1.9
	Deciduous forest	2.8	3.4	4.4	4.6	3.6	3.6	4.2	4.4	4.7	4.4	3.9	4.3	0.3	1.7	3.1	4.1	2.2	4.8	1.3	2.8	4.3	3.4	3.9	4.3	3.8	4.3
	Rocky habitat	2.4	0.3	0.1	0.6	1.4	1.3	1.1	0.9	0.3	0.3	0.0	1.5	0.0	0.6	0.7	1.5	1.3	0.3	0.5	1.8	0.4	4.3	4.4	4.3	3.8	3.7
	Vineyard with bare soil	2.1	1.2	1.3	1.3	0.9	1.4	1.2	1.3	1.4	0.4	0.8	1.1	5.0	0.1	0.5	1.7	0.4	1.3	0.8	1.3	0.9	3.9	2.8	2.9	1.3	1.9
	Orchards with inter-row grass strips	2.1	1.8	2.1	2.0	1.2	2.3	1.4	2.0	2.7	1.8	1.7	2.3	4.9	1.3	1.3	2.1	0.9	1.7	1.8	1.7	1.7	2.5	2.5	2.7	1.3	1.9
	Grassland	2.3	1.6	1.9	1.7	3.0	3.8	3.1	3.7	3.1	0.4	2.5	1.2	1.7	4.8	1.3	2.8	1.8	1.0	4.4	2.3	0.7	2.8	3.7	3.1	2.2	2.9
	Annual crops	1.9	3.1	1.2	1.3	0.9	1.8	0.9	1.3	1.3	0.4	1.6	1.0	4.9	1.5	0.3	2.7	1.1	1.3	3.5	1.5	1.3	1.4	1.8	1.9	0.7	1.3
		CS	2.4	2.3	2.3	1.9	2.5	1.9	2.0	2.3	2.4	2.0	2.0	2.8	2.6	2.5	2.5	1.6	2.4	1.8	1.7	2.4	2.5	2.7	2.3	2.6	2.4

Table 3: ES impacts of Life actions. Difference between the ES/EDS scores for Life+ action-related ecosystem types (before–after) Bold underlined values indicate significant differences in scores (paired t-tests, $p<0.05$). EDS = Ecosystem disservices

	EDS	Regulating Services (RS)										Provisioning Services (PS)									Cultural Services (CS)				
	Contribution to fire risks	Global climate regulation by greenhouse gas reduction	Local climate regulation and local atmospheric composition	Diesease and pest control	Pollination and seed dispersal	Maintenance of water quality	Maintenance of soil quality	Mass stabilisation and control of erosion rates	Protection against winds and storms	Protection against floods	Limitations of noise pollutions and odour and visual nuisances	Cultivated crops (including seaweed farming)	Reared animals and animals from aquaculture	Wild plants, algae, fungi and their outputs	Wild animals and their outputs	Drinking water	Materials and fibres	Secondary resources (domestic food, non-human comsuption)	Genetic and medicinal materials	Biomass-based energy sources	Emblematic and symbolic	Aesthetic	Existence and bequest	Physical and experiential interactions	Knowledge and education
	DS1	RS1	RS2	RS3	RS4	RS5	RS6	RS7	RS8	RS9	RS10	PS1	PS2	PS3	PS4	PS5	PS6	PS7	PS8	PS9	CS1	CS2	CS3	CS4	CS5
Action 1 Olive groves	**1.3**	**0.8**	**0.8**	**1.4**	**1.8**	**1.8**	**2.2**	**1.8**	-	**1.0**	**0.4**	-	**1.8**	**1.0**	**0.9**	**0.5**	0.2	0.8	**0.5**	-	0.4	0.9	0.1	0.4	0.8
Action 2 Hedgerows	**- 1.3**	0.3	**0.5**	**1.6**	**2.3**	**1.1**	**1.4**	**0.9**	-	0.5	0.3	**1.1**	**1.1**	**2.7**	**2.7**	0.8	0.4	**1.6**	**1.8**	0.2	**- 1.0**	**1.4**	0.8	0.7	**2.0**
Action 3 Garrigues	**- 1.3**	**- 0.8**	**- 0.4**	0.2	**0.6**	**- 0.3**	- 0.1	**- 0.6**	**- 1.1**	**- 0.6**	- 0.4	0.2	**2.0**	**0.8**	0.3	- 0.1	-	**0.3**	**1.0**	**- 1.2**	**1.0**	**1.5**	**1.2**	**2.1**	**1.8**
Action 4 Pine forest	**- 1.0**	- 0.4	- 0.5	0.2	0.8	-	0.2	- 0.3	- 0.9	- 0.8	- 0.6	0.2	**1.6**	**0.9**	0.5	- 0.2	- 0.5	0.2	0.8	- 0.1	0.3	**1.3**	0.3	**1.9**	**1.3**

(Step 2) The workshop was held in August 2017 with all the in-panel experts, and the course of the workshop followed the previous recommended description.

(Step 3) As the evaluation had a very specific context (assessment of Life action impacts), there was no existing matrix so we started with an empty matrix.

(Step 4) We chose a full individual fill-in to get 12 full matrices and run comparative analysis.

(Step 5) Compilation was by the mean of the 12 matrices given equal weight between experts. Adjustment by consensus was not done, as the matrix was too long to be filled in during the workshop, and technical reasons made it difficult to organize two workshops. The final matrix is the central scores and mean confidence scores for each ES/EDS and ET (Table 2). The impacts of Life actions were computed with the difference between the two linked ET states (i.e. before and after the Life actions; Table 3). The potential impact of the Life+ project was analyzed with a Student's t-test for paired data using the R software statistics package (R Development Core Team 2017) to test whether the two scores were significantly different.

(Step 6) Comparison with quantitative data or models would have been a challenge, as the application was too specific for reliable comparison against existing data. We computed two indices of inter-rater reliability, i.e. Krippendorff's alpha and ICC, using the 'irr' package in R software. For Krippendorff's alpha, we considered the scores as interval data, and for the ICC, we considered the consistency of the scoring. The index values ranged from 0.062 to 0.90 for Krippendorff's alpha and from 0.09 to 0.90 for ICC. All the ICC values were significantly different from 0, indicating some degree of agreement between the experts, but there was nevertheless strong difference of concordance values for the different ES. This indicates that some ES have a very low level of agreement of rating between the experts and this has to be further analysed. Eight ES had high ICC values (>0.6), i.e. PS1 "Cultivated crops (including seaweed farming)" (0.9), PS6 "Materials and fibres" (0.63), PS9 "Biomass-based energy sources" (0.61), RS1 "Global climate regulation by greenhouse gas reduction" (0.72), RS2 "Local climate regulation and local atmospheric composition" (0.6), RS7 "Mass stabilisation and control of erosion rates" (0.63), RS8 "Protection against winds and storms" (0.81), and RS10 "Limitations of noise pollutions and odour and visual nuisances " (0.68). DS1 "Contribution to fire risks" had an ICC value of 0.72. This indicates that for these ES and DS1, the different experts consistently scored the different ET scores in the same rank-order, which means they should be robust. Inter-rater reliability was very low on some ES, such as PS5 "Drinking water" (0.09), PS8 "Genetic and medicinal materials " (0.3) and CS3 "Existence and bequest" (0.27), indicating very low agreement between experts on the scores of the different ET. This results can mean that ES scores for these services lack reliability, or that there are diverse interpretation of the ES between experts or these services encompass different types of knowledge that require different types of expertise. Those services should be interpreted with caution and further analyses are needed to understand the cause of the disagreement between experts as helicopter interviews of experts and literature reviews.

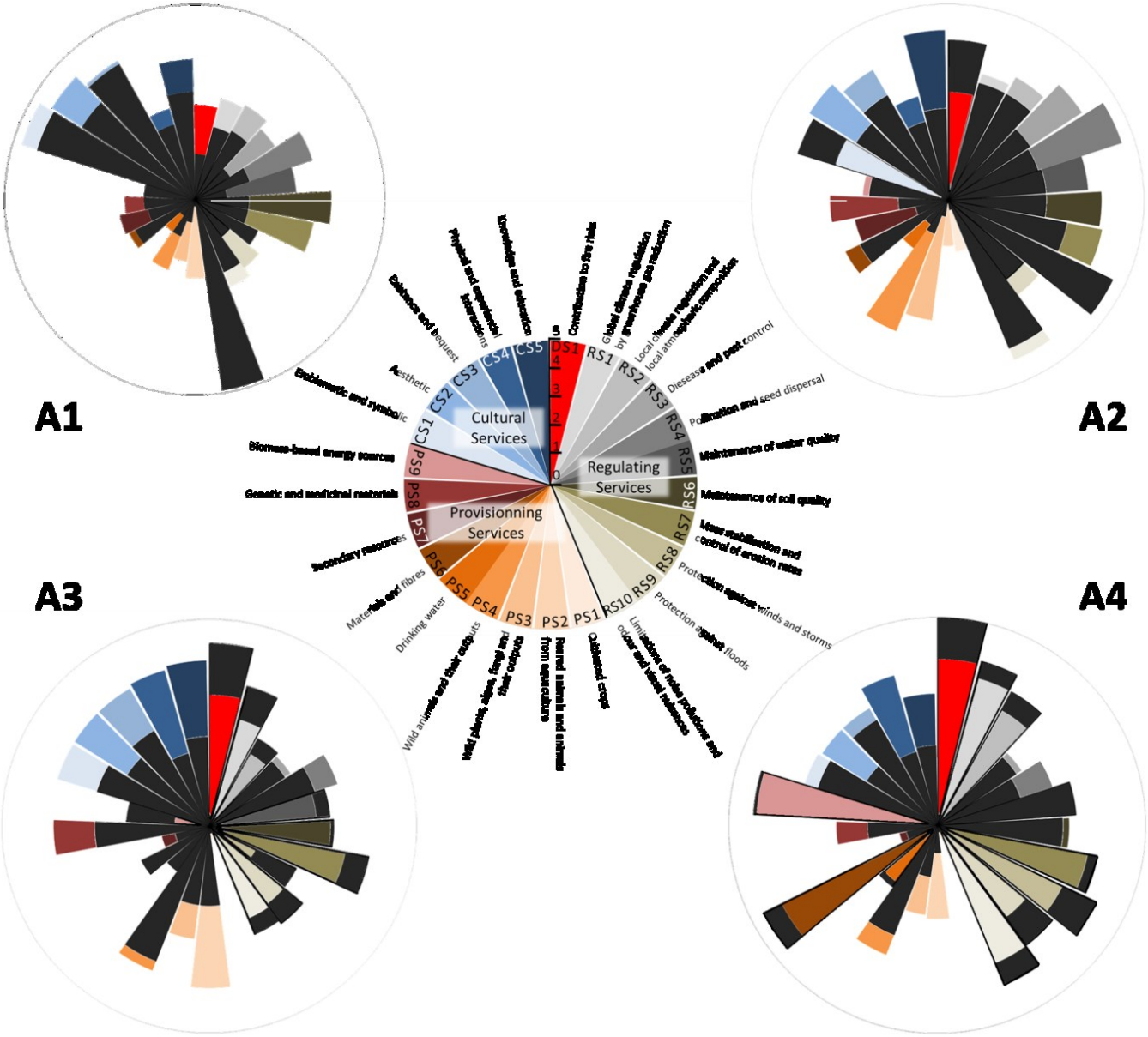


Figure 3: ES bundles of potential Life action impacts

A1: restoral of a grass layer in olive groves, A2: plantation of multispecies hedgerows, A3: creation of open areas in dense garrigue scrubs by shrub cutting, A4: implementation of good forestry practices with opened forest by shrub cutting and culling. The wedges in the chart are same-shaped: length (radius) indicates the potential capacity of the ET to generate ES, black parts indicate ES provided before the Life actions, and colour parts indicate ES provided after the Life actions. When the black part of a wedge exceeds the coloured part, it indicates that the potential is considered higher before than after the Life+ action. If the coloured part exceeds the black part, the potential is considered to be higher after than before the Life+ action.

(Step 7) To illustrate the impact of Life actions, graphs bundles of ES can be used (Figure 3). The results show that action A1 (restoral of a grass layer in olive groves) generates benefits in 21 ES including 14 ES with significant differences in the ES provided before and after the actions (t-test, $p<0.05$). There were no estimated changes for 3 ES. Provision of

DS1"Contribution to fire risks" increases significantly, associated with the increase of grass cover (Figure 3). Similar analyses can be made for the impacts of actions A2, A3 and A4.

These results need to be read in relation to the confidence scores expressed by each expert (averages shown in the margins -in grey- of Table 2) and to inter-rater reliability. Some services such as RS8 "Protection against winds and storms" and PS1 "Cultivated crops (including seaweed farming)" have both a high confidence value and high ICC. Indicating the experts are self-confident and provided concordant scoring. For some other ES such as PS5 "Drinking water", PS8 "Genetic and medicinal materials ", the confidence index are low but the ICCs are low indicating. These ES should be taken cautiously and certainly need complementary analyses or a new expert consultation. Finally some other ES such as the Cultural services have a high confidence index and low concordance. They will need also some further analysis since the expert seems to consider they have knowledge on them but they score very differently.

2.4. Discussion

We proposed a 7-step methodology for producting ES matrix based on expert eliciation protocols. The example we presented here was for the sake of demonstrating the implementation and the interest of the proposed methodology. Our methodology aims to promote cogency in the method and coherency in the matrices produced and to reduce biases linked to experts judgments. In a recently published book Burkhard (2017) proposed a 10 steps methodology for the matrix application for ES mapping. His protocol can be complementary to ours, since he focused mainly on the mapping issues and the use of spatial data, while our methodology aims to promote good practices to produce reliable expert based ES matrix and the analysis of different sources of variabilities. As stated by Choy *et al.* 2009, expert elicitation possess several key issues of relevance for ecological applications that are relevant in our context: 1. Experts opinion are an important source of information, 2. Ecological problems should be decomposed to facilitate the expert knowledge elicitation, 3. communication style is important targeting different groups, 4. technology could be used for providing more interactive environment, 5. Expert panels provide an useful mechanism for facilitating elicitation. Choy *et al.* 2009 discussion resonates with our 7-steps approach for ES matrix. ES are mainly complex and based on several interacting ecosystem functions and generally human contribution.

The expert opinion is generally based on integrating several information rather than a very specific indicator, such as necessarily used by quantitative modelling. Our recommendations for the organisation of step 1 to 5 and interactions with key stakeholders and experts are

important in order to define the objectives and to exchange with the expert panels. We insist that these steps are very important and should be overseen as mere preparatory elements. Good planning and good communication with experts are needed to ensure a reduction of many biaises that can be linked with ES scoring by experts. We preconize to use individual scoring instead of consensus methods in order to keep simpler options for statistical analysis of uncertainties (Campagne *et al.* 2017). More generally, interesting discussions on the use of the matrix approach can be found in Burkhard *et al.* (2012), Campagne *et al.* (2017), Hou *et al.* (2013), Jacobs *et al.* (2015). Burkard and Maes (2017) discuss ES mapping in general. In the following paragraphs we summarize and regroup the pros and cons of the matrix approach in general, the use of expert elicitation in particular and precised the pros and cons linked to the methodology we propose here.

Pros

Flexilibity

We agree with Schröter *et al.* (2012) by considering that Burkhard *et al.* (2012) made “an important contribution to the development of mapping supply and demand of ES”.

The matrix approach enables quick ES assessments (Hermann *et al.* 2013, Stoll *et al.* 2015) and provides readily understandable and mappable ES data (Jacobs *et al.* 2015). The flexibility of the matrix approach in terms of detailedness and levels of abstraction from rather simple to highly complex further adds to its attractiveness (see Burkhard *et al.* 2014). As stated earlier, it can be applied based on either very simple or fairly complex methods (i.e. simple or advanced matrix mapping in Harrison *et al.* 2017 and Tiers 1 to 3 in Grêt-Regamey *et al.* 2015). Moreover, other concepts can be added to the ES assessed as ecological integrity indicators (e.g. Schröter *et al.* 2012, Islam Sohel *et al.* 2015) including the notion of biodiversity and the concept of ecosystem disservices, as recommended by Stoll *et al.* (2015) and employed in our example application and analysis in Campagne *et al.* 2018.

Appropriability

The underlying ES concept, simplicity, flexibility and participatory approach with co-production of the results converge to make the final output readily understandable and appropriable by stakeholders. As in the case applied by Kopperoinen *et al.* (2014), experts and stakeholders appreciated the approach as very fruitful and interesting as it federated input from all experts working on a territory and provided output data integrating all their expertise-sets.

Cost efficiency

The matrix approach and expert elicitation are cost-efficient, as they provide a quick assessment for a large number of ES and a large number of ET (Jacobs and Burkhard 2017). Providing that rules are used and carefully applied (this paper), the results also have a quantified reliability and credibility that is not necessarily lower than more complex modelling approaches that also incorporate expert knowledge at different stages of parameterization (Jacobs and Burkhard 2017, Campagne *et al.* 2017).

Like shown in Table 1, depending and the initial matrix, the filling in and the precision of ES and ET, the time required to apply the approach varies.

Integrative

There have been fewer attempts to quantitatively assess regulating services and cultural services due to the fact that available data is scarce and relevant indicator quite complex (European Commission 2014 in Schröter *et al.* 2012). However, the matrix approach can quickly provide estimates for all types of ES. Quantitative data based on different units poses the problem of comparability of ES/EDS potentials using different metrics, the matrix-based scoring approach is more integrative and provides same-scale estimates (i.e. 0 to 5). The intrinsic complexities of estimating values linked to ES or EDS, particularly those that cannot be easily quantified (some regulation services and most cultural services), challenges the reliability of many biophysical or economic valuation approaches (Aldred 2006). In the case of economic valuation, the question of putting value on services raises many problems (for a recent synthesis, see Rey-Valette *et al.* 2017), such as the perception and identification of services by social actors or the measure of option and non-use values

<u>Cons</u>

Spatiotemporal invariance

The matrix gives an average score of ES provided by ET/ LC types. Two distant areas with the same ET will thus have the same scores without accounting for their specificity (Jacobs *et al.* 2015). Protection status, ecosystem health status, topographical, topological and other features such as socio-economic data (human population density) are not directly taken into account. Additional spatial analysis can be factored (e.g. Hermann *et al.* 2013) or spatial invariance (e.g. regional variation) can be considered in the ET lists in the matrix but this considerably increase the matrix size and time required to fill-in.

ES provision is temporarily variable (Kandziora *et al.* 2013). As stated by Turkelboom *et al.* (2017), the matrix with a “list of ES can give the impression that provisioning, regulating and

cultural ES can be met at the same time, while in most situations it is impossible to manage ecosystems in such a way that these ES are simultaneously utilized at desired levels".

Lack of consideration of spatial processes

The matrix does not take into account trade-offs and synergies between ES as they form an interaction network (Schröter *et al.* 2012), but correlation can be analyzed. Also, the matrix alone does not take into account the impact in the ES provision of the interaction between ET and landscape structure with its mosaic of patches (Syrbe *et al.* 2017)

Expert-based estimates

The results, based on expert judgments, are limited by the experts' own understanding and interpretation and by a number of cognitive and social biases. However, carefully-designed methods can reduce some of the impact of specific biases (see Drescher *et al.* 2013, Mukherjee *et al.* 2018).

Some ES and ET are more difficult to define, which may lead to different interpretations. Moreover, the distinction between the different components of ES notions (supply, capacity, uses, demand, etc.) is also debatable and may again lead to different interpretations. The workshop plays an important role in addressing this limitation, as it serves to set aside the time needed to explain all the matrix-related definitions and go back over them if needed.

An intrinsic limit of expert-based methods is the subjectivity of their estimates. By definition, they are not measurements but a plausible score based on the best knowledge of the experts mobilized (Jacobs *et al.* 2015). Expert knowledge and empirical data exists on a continuum of subjectivity and both require validation steps (Martin *et al.* 2012). Spangenberg and Settele (2010) stressed that despite an illusion of precision given by the rigorous methods used, the economic evaluation of services is based on conventional premises that preclude any claim to "objectively" calculate their value. Although the expert elicitation of ES scores contains many sources of uncertainties (Hou *et al.* 2013), it is not obvious nor easy to determine if that uncertainty is higher or lower than other empirical methods (Drescher *et al.* 2013)

Relative quantification

As the ES scoring used in the matrix approach is only semi-quantitative and expert-based, we cannot equate the scores directly to actual biophysical quantities, there is an obvious need to confront them to actual or model-based quantitative estimates in order to better define their domain of validity. Some preliminary results seem to indicate a monotone relation between expert-based ES scores and quantitative estimates but more research is needed.

2.5. Conclusion

Finally, we are convinced of the usefulness of the expert-based matrix approach and recommend a complete individual filling with an empty matrix for its fair compromise between the time requested, taking into account all expertise, analytical and statistical advantages and reasonable participatory time to avoid over solicitation. Like presented in the example we quickly obtained relevant and appropriable results for stakeholders. The flexibility of the approach allows an unlimited adaptation to contextual objectives. However, for the matrix to be with you, this flexibility should be framed in order to achieve results with high scientific standards. We recommend to adopt our explicitly structured and robust procedure, involving several steps linked with the study design, capacity building, scoring and expert accuracy and uncertainty assessment. Although, we strongly recommend that ES matrix should not only focus on ES central scores but also address the variabilities and uncertainties as part of the ES assessment.

References

Aldred J (2006) Incommensurability and monetary valuation. Land economics 82 (2): 141‐161. https://doi.org/10.3368/le.82.2.141

Anderson C, Kilduff GJ (2009) Why do dominant personalities attain influence in faceto-face groups? The competence-signaling effects of trait dominance. Journal ofpersonality and social psychology 96 (2): 491‐503. https://doi.org/10.1037/a0014201

Burkard B, Maes J (Eds) (2017) Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, 374 pp.

Burkhard B, Kroll F, Müller F (2009) Landscapes' Capacities to Provide Ecosystem Services – a Concept for Land-Cover Based Assessments. Landscape Online 1 (22): . https://doi.org/10.3097/LO.200915

Burkhard B, Opitz S, Lenhart H, Ahrendt K, Garthe S, Mendel B, Windhorst W (2011) Ecosystem based modeling and indication of ecological integrity in the German North Sea—Case study offshore wind parks. Ecological Indicators 11 (1): 168 - 174. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.07.004

Burkhard B, Kroll F, Nedkov S, Müller F (2012) Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. Ecological Indicators 21: 17‐29. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.019

Burkhard B, Kandziora M, Hou Y, Müller F (2014) Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands – Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification.

Landscape Online 1‐32. https://doi.org/10.3097/lo.201434 Burkhard B (2017) Ecosystem services matrix. In: Burkhard B, Maes J (Eds) Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, 374 pp.

Cai W, Gibbs D, Zhang L, Ferrier G, Cai Y (2017) Identifying hotspots and management of critical ecosystem services in rapidly urbanizing Yangtze River Delta Region, China. Journal of Environmental Management 191: 258‐267. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.01.003

Campagne CS, Roche P, Gosselin F, Tschanz L, Tatoni T (2017) Expert-based ecosystem services capacity matrices: Dealing with scoring variability. Ecological Indicators 79: 63 - 72. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.03.043

Campagne CS, Roche PK, Salles J (2018) Looking into Pandora's Box: ecosystem disservices assessment and correlations with ecosystem services. Ecosystem Services 30: 126‐136. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.02.005

Chaudhary S, Chettri N, Uddin K, Khatri TB, Dhakal M, Bajracharya B, Ning W (2016) Implications of land cover change on ecosystems services and people's dependency: A case study from the Koshi Tappu Wildlife Reserve, Nepal. Ecological Complexity 28: 200 - 211. https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2016.04.002

Choy SL, O'Leary R, Mengersen K (2009) Elicitation by design in ecology: using expert opinion to inform priors for Bayesian statistical models. Ecology 90 (1): 265 - 277. https://doi.org/10.1890/07-1886.1

Cottillon S (2013) Impacts of Land Cover Changes on Ecosystem Services Delivery in the Black Hills Ecoregion from 1950 to 2010. Theses and Dissertations. South Dakota State University, 162 pp.

Darvill R, Lindo Z (2015) The inclusion of stakeholders and cultural ecosystem services in land management trade-off decisions using an ecosystem services approach. Landscape Ecology 31 (3): 533‐545. https://doi.org/10.1007/s10980-015-0260-y

Depellegrin D, Pereira P, Misiunė I, Egarter-Vigl L (2016) Mapping ecosystem services potential in Lithuania. International Journal of Sustainable Development & World Ecology 23 (5): 441‐455. https://doi.org/10.1080/13504509.2016.1146176

Drescher M, Perera AH, Johnson CJ, Buse LJ, Drew CA, Burgman MA (2013) Toward rigorous use of expert knowledge in ecological research. Ecosphere 4 (7): art83. https://doi.org/10.1890/es12-00415.1

Egarter Vigl L, Depellegrin D, Pereira P, Groot R, Tappeiner U (2017) Mapping the ecosystem service delivery chain: Capacity, flow, and demand pertaining to aesthetic experiences in mountain landscapes. Science of The Total Environment 574: 422 - 436. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.209

Fazey I, Fazey JA, Salisbury JG, Lindenmayer DB, Dovers S (2006) The nature and role of experiential knowledge for environmental conservation. Environ. Conserv 33: 1 - 10. https://doi.org/10.1017/S037689290600275X

Freeman RE (1984) Strategic Management: a Stakeholder Approach. Basic Books, New York. Gardikiotis A (2017) I Think Therefore I Am (Influenced): Perceptions of Social Influence onSelf

and Others. International Review of Social Psychology 30 (1): 193. https://doi.org/10.5334/irsp.33
Geneletti D (2013) Ecosystem services in environmental impact assessment and strategic environmental assessment. Environmental Impact Assessment Review 40:1 - 2. https://doi.org/10.1016/j.eiar.2013.02.005
Grêt-Regamey A, Bebi P, Bishop I, Schmid W (2008) Linking GIS-based models to value ecosystem services in an Alpine region. Journal of Environmental Management 89 (3): 197 - 208. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.05.019
Grêt-Regamey A, Weibel B, Kienast F, Rabe S, Zulian G (2015) A tiered approach for mapping ecosystem services. Ecosystem Services 13: 16 - 27. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.10.008
Grêt-Regamey A, Weibel B, Rabe S, Burkhard B (2017) A tiered approach for ecosystem services mapping. In: Burkhard B, Maes J (Eds) Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, 374 pp.
Haines-Young R, Potschin M (2013) CICES V4.3 – Report Prepared FollowingConsultation on CICES Version 4. EEA FrameworkContract No Haines-Young R, Potschin MB (2018) Common International Classification of
Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure. EEA. URL: www.cices.eu
Harrison P, Dunford R, Barton D, Kelemen E, Martín-López B, Norton L, Termansen M, Saarikoski H, Hendriks K, Gómez-Baggethun E, Czúcz B, García-Llorente M, Howard D, Jacobs S, Karlsen M, Kopperoinen L, Madsen A, Rusch G, Eupen Mv, Verweij P, Smith R, Tuomasjukka D, Zulian G (2017) Selecting methods for ecosystem service assessment: A decision tree approach. Ecosystem Services https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.016
Hermann A, Kuttner M, Hainz-Renetzeder C, Konkoly-gyuró É, Tirászi Á, Brandenburg C, Allex B, Ziener K, Wrbka T (2013) Assessment framework for landscape services in European cultural landscapes: an Austrian Hungarian case study. Ecol. Indic 37: 229 - 240. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.01.019
Hou Y, Burkhard B, Müller F (2013) Uncertainties in landscape analysis and ecosystem service assessment. J. Environ. Manage 127: 117‐131. https://doi.org/10.1016/.jenvman.2012.12.002
Islam Sohel MS, Mukul SA, Burkhard B (2015) Landscape ‘s capacities to supply ecosystem services in Bangladesh: A mapping assessment for Lawachara National Park. Ecosystem Services 12: 128‐135. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.11.015
Jacobs S, Burkhard B, Daele TV, Staes J, Schneiders A (2015) ‘The Matrix Reloaded’: A review of expert knowledge use for mapping ecosystem services. Ecological Modelling 295: 21‐30. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.08.024
Jacobs S, Burkhard B (2017) Applying expert knowledge for ecosystem services quantification. In: Burkhard B, Maes J (Eds) Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, 374 pp.
Kaiser G, Burkhard B, Römer H, Sangkaew S, Graterol R, Haitook T, Sterr H, Sakuna- Schwartz D (2013) Mapping tsunami impacts on land cover and related ecosystem service supply in Phang Nga, Thailand. Natural Hazards and Earth System Science 13 (12): 3095 - 3111. https://doi.org/10.5194/nhess-13-3095-2013
Kandziora M, Burkhard B, Müller F (2013) Mapping provisioning ecosystem services at the local scale using data of varying spatial and temporal resolution. Ecosystem Services 4: 47 - 59. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.04.001
Kienast F, Bolliger J, Potschin M, de Groot R, Verburg P, Heller I, Wascher D, Haines- Young R (2009) Assessing Landscape Functions with Broad-Scale Environmental Data: Insights Gained from a Prototype Development for Europe. Environmental Management 44 (6): 1099‐1120. https://doi.org/10.1007/s00267-009-9384-7
Kopperoinen L, Itkonen P, Niemelä J (2014) Using expert knowledge in combininggreen infrastructure and ecosystem services in land use planning: An insight into a new place-based methodology. Landscape Ecology 29 (8): 1361‐1375. https://doi.org/10.1007/s10980-014-0014-2
Kopperoinen L, Luque S, Tenerelli P, Zulian G, Viinikka A (2017) Mapping cultural ecosystem services. In: Burkhard B, Maes J (Eds) Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, 374 pp.
Koschke L, Fürst C, Frank S, Makeschin F (2012) A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning. Ecological Indicators 21: 54‐66. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.010
Krippendorff K (1980) Content analysis: An introduction to its methodology. Sage, Beverly Hills, CA.

Kroll F, Müller F, Haase D, Fohrer N (2012) Rural–urban gradient analysis of ecosystem services supply and demand dynamics. Land Use Policy 29 (3): 521 - 535. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.07.008

Martin R, Gardikiotis A, Hewstone M (2002) Levels of consensus and majority and minority influence. European Journal of Social Psychology 32 (5): 645‐665. https://doi.org/10.1002/ejsp.113

Martin T, Burgman M, Fidler F, Kuhnert P, Low-Choy S, MCBride M, Mengersen K (2012) Eliciting Expert Knowledge in Conservation Science. Conservation Biology 26 (1): 29 - 38. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01806.x

Mukherjee N, Zabala A, Huge J, Nyumba TO, Adem Esmail B, Sutherland WJ (2018) Comparison of techniques for eliciting views and judgements in decision-making. Methods Ecol. Evol. 9: 54‐63. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12940

Müller R, Büttner P (1994) A critical discussion of intraclass correlation coefficients. Statistics in Medicine 13 (23-24): 2465‐2476. https://doi.org/10.1002/sim.4780132310

Nagendra H, Reyers B, Lavorel S (2013) Impacts of land change on biodiversity: making the link to ecosystem services. Current Opinion in Environmental Sustainability 5 (5): 503 - 508. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.05.010

Nedkov S, Burkhard B (2012) Flood regulating ecosystem services—Mapping supply and demand, in the Etropole municipality, Bulgaria. Ecological Indicators 21: 67 - 79.https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.022

Norman G (2010) Likert scales, levels of measurement and the “laws” of statistics. Advances in Health Sciences Education 15 (5): 625‐632. https://doi.org/10.1007/s10459-010-9222-y

Paudyal K, Baral H, Burkhard B, Bhandari S, Keenan R (2015) Participatory assessment and mapping of ecosystem services in a data-poor region: Case study of community-managed forests in central Nepal. Ecosystem Services 13: 81‐92. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.01.007

Posner S, McKenzie E, Ricketts T (2016) Policy impacts of ecosystem services knowledge. Proceedings of the National Academy of Sciences 113 (7): 1760 - 1765. https://doi.org/10.1073/pnas.1502452113

Priess J, Kopperoinen L (2017) Citizen science. In: Burkhard B, Maes J (Eds) Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, 374 pp.

R Development Core Team (2017) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing URL: https://www.R-project.org/

Reed MS, Graves A, Dandy N, Posthumus H, Hubacek K, Morris J, Stringer LC (2009) Who’s in and why? A typology of stakeholder analysis methods for natural resource management. Journal of Environmental Management 90 (5): 1933‐1949. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.01.001

Rey-Valette H, Mathé S, Salles JM (2017) An assessment method of ecosystem services based on stakeholders perceptions: The Rapid Ecosystem Services Participatory Appraisal (RESPA). Ecosystem Services 28: 311‐319. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.08.002

Rodríguez-Vargas A, Marburg P (2011) A Deliberative Economics of Ecosystems and Biodiversity. 9th Conference of European Society for Ecological Economics “Advancing Ecological Economics: Theory and Practice” Istanbul.

Schröter M, Remme R, Hein L (2012) How and where to map supply and demand of ecosystem services for policy-relevant outcomes? Ecological Indicators 23: 220 - 221. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.03.025

Spangenberg J, Settele J (2010) Precisely incorrect? Monetising the value of ecosystem services. Ecological Complexity 7 (3): 327‐337. https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2010.04.007

Stoll S, Frenzel M, Burkhard B, Adamescu M, Augustaitis A, Baeßler C, Bonet F, Carranza ML, Cazacu C, Cosor G, Díaz-Delgado R, Grandin U, Haase P, Hämäläinen, Loke R, Müller J, Stanisci A, Staszewski T, Müller F (2015) Assessment of ecosystem integrity and service gradients across Europe using the LTER Europe network. Ecological Modelling 295: 75‐87. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.06.019

Surun C (2017) Évaluation socio-économique du projet LIFE des Alpilles: Impacts sur l’économie de la gestion intégrée des habitats pour les oiseaux d’intérêt communautaire. Master thesis EEET-EDDEE. Université Paris-Saclay. PNR des Alpilles, Paris, 103 pp.

Syrbe R, Schröter M, Grunewald K, Walz U, Burkhard B (2017) What to map? In: Burkhard B, Maes J (Eds) Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, 374 pp.

Tao Y, Wang H, Ou W, Guo J (2018) Land Use Policy A land-cover-based approach to assessing ecosystem services supply and demand dynamics in the rapidly urbanizing Yangtze River Delta region. Land Use Policy 72 (2017): 250‐258. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.051

Turkelboom F, Leone M, Jacobs S, Kelemen E, García-Llorente M, Baró F, Termansen M, Barton D, Berry P, Stange E, Thoonen M, Kalóczkai Á, Vadineanu A, Castro A, Czúcz B, Röckmann C, Wurbs D, Odee D, Preda E, Gómez-Baggethun E, Rusch G, Pastur GM, Palomo I, Dick J, Casaer J, Dijk Jv, Priess J, Langemeyer J, Mustajoki J, Kopperoinen L, Baptist M, Peri PL, Mukhopadhyay R, Aszalós R, Roy SB, Luque S, Rusch V (2017) When we cannot have it all: Ecosystem services trade-offs in the context of spatial planning. Ecosystem Services https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.10.011

Vihervaara P, Kumpula T, Tanskanen A, Burkhard B (2010) Ecosystem services–A tool for sustainable management of human–environment systems. Case study Finnish Forest Lapland. Ecological Complexity 7 (3): 410‑420. https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.12.002

3. Expert-based scoring provides reliable estimates of ecosystem service capacity

Roche, P. K and Campagne, C. S. Expert-based scoring provides reliable estimates of ecosystem service capacity (soumis en octobre 2018)

3.1 Introduction

The concept of ecosystem services (ES), defined as the benefits humans take from nature, is being increasingly integrated into public policies, particularly those related to the environment and biodiversity, such as the Aichi Biodiversity Targets of the 2011–2020 Strategic Plan for Biodiversity of the *Convention on Biological Diversity* (CBD) or the *Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (IPBES). An increasing demand for ES assessment and mapping at local and regional levels to support biodiversity management[1,2], land use planning[3,4] or environmental impact assessment[5] creates a need for robust and scientifically sound methods for assessing ES capabilities, demands and / or preferences[6–8]. Among the different methods available to assess and map ES, capacity matrices, linking land use / land cover (LULC) types to a score of ES capacity, use, demand or other concepts, are very flexible and readily adaptable method to different data sources and modeling techniques[9].

Since its introduction in 2009[10], the matrix approach has been increasingly used this recent years[11]. In the array of methods to estimate ES scores, participatory expert elicitation has been found to provide reasonably rapid, integrative and readily-appropriable ES assessments[12,13]. Also, land managers and decision makers can appropriate methods that relate to LULC more quickly than precise ES measurements[14]. The matrix approach conveniently addresses the simplicity/complexity and precision/uncertainties trade-offs[13]. One downside of the matrix approach is spatial invariance and lack of consideration of spatial processes, because scoring is done at LULC and for each patch levels[15].

Expert knowledge is commonly used as a surrogate of empirical data in many fields of ecological research[16]. The value of expert-based ES scores has been much debated, and is often questioned by scientists who consider such scores to be subjective and therefore unreliable. Despites very large variations in the quality, precision and accuracy of models and proxy used for biophysical assessment, there is an implicit consideration that data from direct measurements or models would be better source of data than experts elicitation to estimate ES biophysical value. Experts use a combination of field observations, formal knowledge and mental models to generate quantitative information[17]. The results, based on expert knowledge, are limited by the experts' own understanding and interpretation and by a

number of cognitive and social biases[13]. Expert-based assessment has many well-known biases (subjectivity, interpretations, etc.) that some methods help to reduce[18,19]. In the matrix approach, the use of a detailed methodology can reduce several biases of expert knowledge elicitation[11]. The experts involved are asked to provide their best-knowledge estimates of the LULC - ES capacities and not individual preferences[20].

To evaluate the relevance of expert-based ES scoring, this measure needed benchmarking against more widely accepted quantitative ES proxies and model outputs. We thus compared 7 expert-based ES capacity scores with 8 biophysical ES quantitative indicators at landscape scale for the whole Hauts-de-France Region in the north of France. We used an expert-based matrix that we devised for the Hauts-de-France Region with local experts and biophysical ES quantitative indicators available for this area. The ES analyzed were: Crop production, Reared animal production, Air and climate regulation, Pest control, Pollination, Soil erosion and Recreation. Our main hypothesis was that expert elicitation would provide scores displaying a monotonic relationship with quantitative ES estimates. We also hypothesized that relationships between expert-based scores and quantitative data would be non-stationary at regional level due to the spatial invariance of the LULC - ES scores. We therefore used two types of regression to relate expert-based scores to quantitative ES indicators: linear regression to assess their global linear relationships, and geographically weighted regression to evaluate their spatial variations. We used the coefficients of determination (r^2) to estimate the strength of the relationships between expert-based scores and the quantitative ES indicators. ES hot-cold spots maps are commonly used to identify spatial priority actions[21] with the identification of higher or lower levels of ES capacity, so we produced and compared two hot-cold spots maps with all the ES assessed at regional levels.

The results show that the use of expert knowledge through the matrix approach can be as valid as the use of empirical data or biophysical indicators for ES assessment at regional level.

3.2 Results

Relationships between expert-based ES capacity and biophysical indicators

We first evaluated the relationships between the ES expert-based matrix score using a linear regression model based on a random sample of 500 points covering the whole region. The hypothesis of a linear relationship was visually assessed, and we found no specific reasons to fit a more complex non-linear regression model. All relationships were positively and significantly correlated with the biophysical indicators considered, with $p < 0.0001$ for all regressions (Table 1). The observed r^2 values ranged between 0.03 for Recreation scores and Recreation track density and 0.76 for Erosion control scores and the RUSLE C-factor.

Air and climate regulation scores and Soil erosion also showed a strong linear correlation, with r^2 = 0.63 and r^2 = 0,76 respectively. The other correlations were less close.

Table 1. Linear regressions and geographically weighted regressions (GWR) coefficients of determination between the expert-based scores and quantitative value proxy for 7 ecosystem services. Linear regressions were computed using 500 random points. GWRs were based on a regular sampling grid with 1 km interval

ES	Biophysical Indicator	Linear r^2	r^2adj (GWR)	Neighbors	Effective number	Resid. squared
ES1- Crop production	Agricultural production	0.25	0.72	659	363.0	9525.7
ES2 - Reared animal production	Reared animal production	0.35	0.68	600	377.0	1841.1
ES3 - Air and climate regulation	Forest and soil carbon stoc	0.63	0.73	138	1666.9	4511.7
	Removal of NO_2	0.46	0.61	120	1169.4	4344.6
ES4 - Pest control	Pest regulation Index	0.43	0.71	72	3004.7	2095.7
ES5 - Pollination	Relative pollination index	0.36	0.73	69	3518.5	1431.6
ES6 - Soil erosion	C Factor RUSLE	0.76	0.81	610	390.5	3635.0
ES7- Recreation	Recreation track density	0.03	0.56	98	2147.0	4899.6

We then used the geographically weighted regression model to address non-stationarity between the expert-based scores and the biophysical indicators. This was done using systematic sampling over the area with a 1 km distance between points. The regression quality was greatly increased for all models and particularly those with limited linear fit. The GWR adjusted r^2 values ranged between 0.56 for Recreation scores and Recreation track density and 0.81 for Erosion control scores and the RUSLE C-factor, but unlike the linear regression, all the models showed a close fit, with adjusted r^2 above 0.6.

The similarities between the expert-based matrix and biophysical indicators are clearly seen on the maps (Figure 1). The visual similarities of the maps concern both the linear r^2 and the adjusted GWR r^2. The geographical variations of r^2 tell us where the high and low r^2 values are located in the area (Figure 1).

The two capacity maps for Crop production present similar patterns, with low capacity on the coastline, and on the southern and eastern parts of the Region, with forest ecosystems (Figure 4). On the r^2 map, we observe a strong correlation between the matrix scores and the quantitative values at the northern border of the Region (coastline and Belgian border of the Region) and in the mid-southern part (Figure 1a).

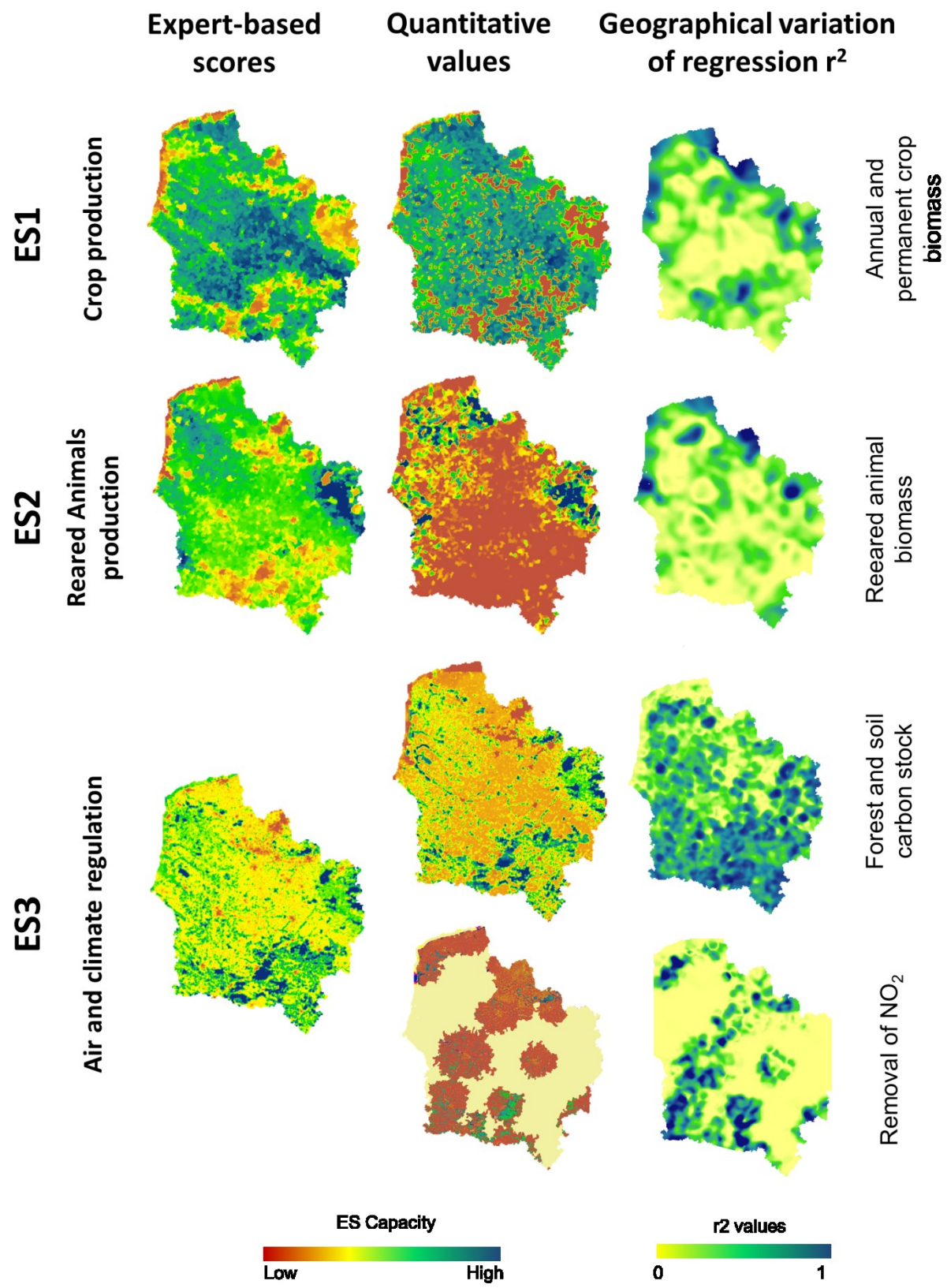


Figure 1a. Maps of expert-based scores (first column), quantitative indicators (second column) and geographical variation of regression coefficient of determination (third column). All maps have 1 km^2 resolution.

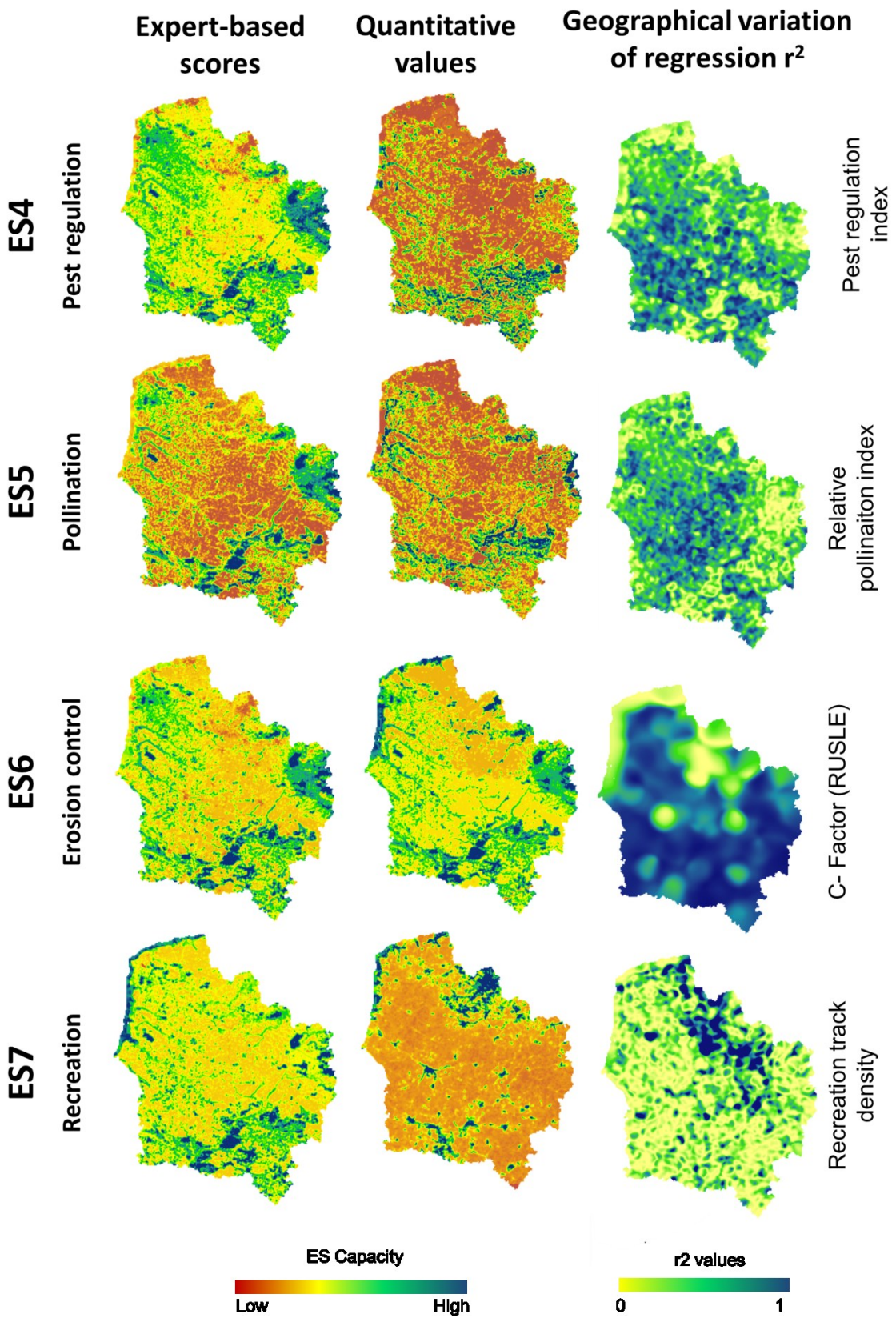


Figure 1b. Maps of expert-based scores (first column), quantitative indicators (second column) and geographical variation of regression coefficient of determination (third column). All maps have 1 km^2 resolution.

The two capacity maps of Reared animal production show a different pattern of ES capacity, with similarities for the high values of ES capacity but quite strong differences for moderate and low capacities. In particular, the expert-based ES maps indicate moderate capacity over large areas, whereas the indicator used shows nil or low capacity. The geographical variations of r^2 are quite similar to those of Crop production service (Figure 1a).

Air and climate regulation scores show strong correlations with both biophysical indicators used, i.e. Forest and soil carbon stock and Nitrogen removal capacity. The r^2 values are more evenly distributed except for predominantly agricultural areas. The patterns for nitrogen removal are incomplete since the biophysical model does not cover the whole area (Figure. 1a).

Pest control scores have a moderate linear correlation with the pest regulation index and a strong spatial correlation. Pollination scores and Relative pollination index possess a low linear correlation and a very strong spatial correlation. For both these services, the r^2 values are evenly distributed except for the north-western area; dominated by woodlands and meadows, where the capacity matrix model gives high ES capacity and the biophysical indicators lower capacities (Figure. 1b).

Soil erosion scores and the C-factor indicator are closely correlated linearly and spatially. The r^2 maps show generally high values, except on the coastline and near Lille (Figure. 1b).

Lastly, Recreation scores present a very weak linear correlation and a moderate spatial correlation with the indicator of Recreation track density. The two capacity maps show different patterns and capacities. The correlation between the two data is closer over the north-eastern part of the Region (Figure. 1b).

Relationships between expert-based scoring and biophysical indicator on ES hot-cold spots maps

Cumulated ES maps can be used to identify hot spots (areas with high ES capacity) and cold spots (areas with low ES capacity). We observe a good linear regression fit (r^2 = 0.514, p.value < 0.0001) between the two maps based on 500 randomly sampled points (Figure. 2).

The two hot-cold spots maps show very similar spatial patterns of ES mean values especially for the eastern and southern parts of the Region (Figure. 3). The GWR yielded a strong fit, with r^2 at 0.74. The geographical variation of r^2 is most evident in the densely urbanized northern area and the coastal area. This may arise from the different patterns observed for Erosion control and Recreation services. The biophysical indicators suggest lower ES

capacity in the agricultural areas and stronger close to urban areas, while the two data sets indicate similar high values for forest and meadow areas (Figure. 3).

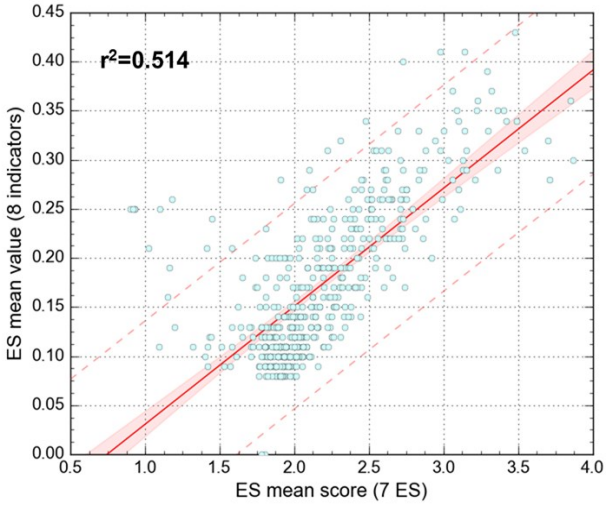


Figure 2. Linear regression between the expert-based ES scores (mean value of 7 ES) and the quantitative biophysical indicators (mean value of 8 indicators). The continuous red line is the adjusted regression model, the filled area is the confidence band of the regression (95%,) and the dotted lines delimit the prediction band (95%).

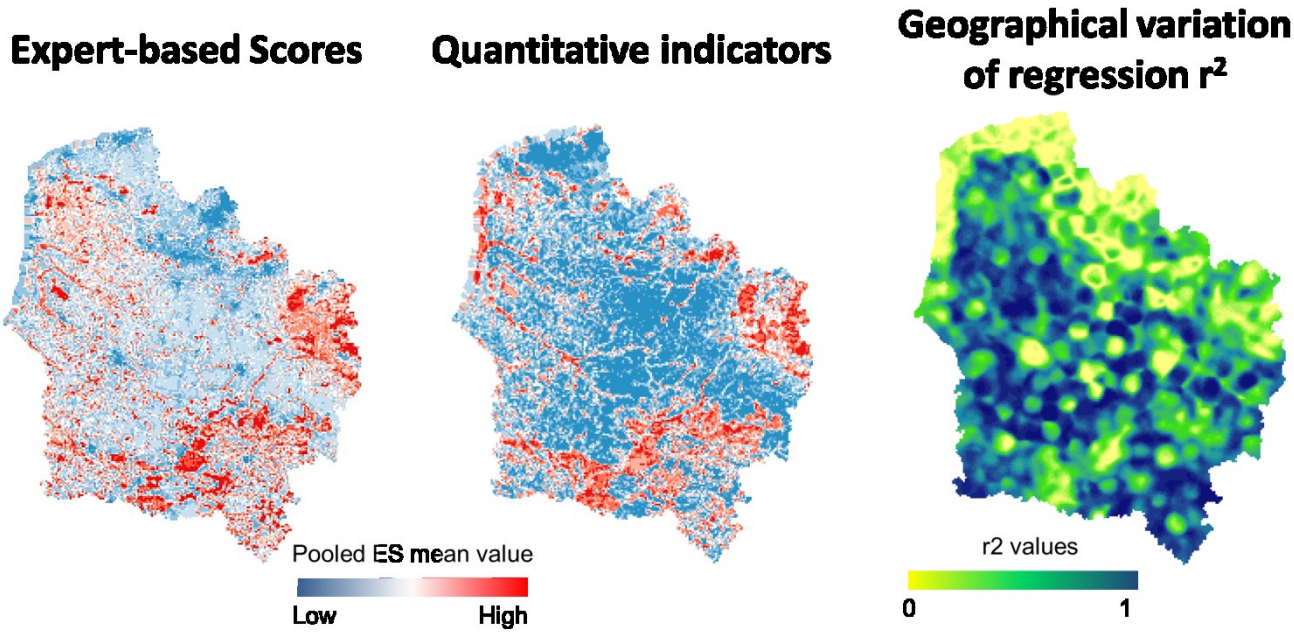


Figure 3. Hot-cold spots maps based on expert-based scores (left) and on quantitative biophysical indicators (middle), and the geographical variation of regression r^2 (right).

3.3 Discussion

Overall comparison

Our results indicate that expert-based ES scores are significantly correlated to biophysical indicators and yielded similar spatial patterns at regional level. Scores based on experts' knowledge are often regarded as weak estimates of ecosystem capacity. Quantitative biophysical indicators derived from proxies such as remote sensing and model outputs are often preferred even when evidence of the reliability of such indicators is questionable[22]. Our aim here was to compare expert-based ES capacity scores with widely-used quantitative biophysical indicators to evaluate their comparability or at least their equivalence in credibility[23]. The correlations we observed between the expert-based ES capacity and the biophysical indicators are positive and significant. In some cases, the correlation between the two datasets is very strong, such as for the Air and climate regulation scores and the Forest and soil carbon stock and Nitrogen removal capacity, or the Erosion control scores and the RUSLE C-factor, which expresses the capacity of vegetation to mitigate hydraulic soil erosion (Table 1 and Figure. 1a,b). Some others exhibit weaker correlations or more complex patterns such as recreation services and the two provisioning services considered, namely Crop production and Reared animal production (Table 1 and Figure. 1a,b).

The known strengths and weaknesses of the matrix approach have been examined elsewhere[11,13,15], including spatial invariance and lack of consideration of spatial processes. The matrix gives an average score of ES provided by LULC types. Two distant areas with the same LULC will thus have the same score with no account taken of their specific features[13]. However, our results suggest that some of these limitations can be overcome on considering landscape-scale ES capacity resulting from a spatial mix of different LULC. Landscape composition and configuration appear to have a major structuring effect on the capacity and nature of ES as already pointed out in other studies[24,25]. Spatial aggregation at landscape level renders most of the regional variations linked to geographical patterns of landscape structure and composition.

On considering individual ES we can observe different patterns. Crop production and Reared animal production are mainly located in agricultural areas (Figure. 1a and Figure. 3) as these two ES are strongly associated with active farmland management. Both the expert-based scores and production estimates render this association. However, the expert-based scores differ from biophysical indicators for high levels in some areas (north of Lille, close to the Belgian border) and low values in some others (southern part of the region for Reared animal production). Nevertheless, some of the differences between the expert-based scoring and

the biophysical indicators may not come from spatial discrepancies but from the nature of what is being estimated. In the Hauts-de-France Region matrix, expert-based scores estimate capacities (i.e. potential of service) while the data for some biophysical indicators such as Crop and Reared animal production are actual levels of services (i.e. supply), the data coming from national census of farmers at communal levels. Some data limits further blur the relationship, e.g. statistical anonymity means that when there is only one farmer in a commune the data is not available publicly. Hence in some cases, the capacity expressed by the expert-based scores is not associated with a supply, inducing limited correlations between the two estimates.

Pest control and Pollination indicators are model outputs using zonal effects models[26,27]. This means that in their computation, the distance between sources (habitats of pollinating species or predating species) and sinks (habitats needing pollination or pest control) is considered. The expert-based scores that are expressed at LUCL level do not include zonal inter-habitat effects. Accordingly, some discrepancies occur, notably for forest areas that have high expert-based ES capacity while having low pollination and pest control indices. These two services are provided to croplands and not to woodlands. Again, these fundamental differences in the nature of what is being measured tend to weaken correlations between the expert-based scores and indicators.

The highest divergence is for the cultural service of Recreation. The biophysical indicator used, Recreation track density, is an actual measure of use that is closely correlated to population density linked to proximity to urban areas (Figure 1.b and Figure 3). The expert-based scores express a capacity linked to attractiveness and capacity to provide recreational activities unrelated to actual use. This induces a very weak correlation at regional level. Even so, the GWR, which uses locally weighted regression, recovers some correlation by uncovering the spatial variations of population density. Besides, the expert-based scores for Recreation also consider a wider range of activities (recreational hunting, picnicking, berry and mushroom picking, etc.). For the other services such as Air and climate regulation and Erosion control, we can see that the correlations are strong and consistent, and mainly associated with areas of high vegetation cover (forests and meadows).

ES are mainly complex and based on several interacting ecosystem functions and generally human contribution. The expert knowledge is usually based on integrating several types of information rather than one very specific indicator, such as often used in quantitative ES assessment and mapping. A range of primary indicators can very often be used as proxy for a single ES. For example, we used two primary biophysical indicators for the Air and Climate regulation service: Carbon stock and Atmospheric nitrogen removal, although we could have

used several others, such as Tree cover, Leaf area index, Carbon sequestration, etc. All these different proxies address some part of the service that is aggregated in the expert-based scoring. The broad variety of indicators for some services limits their usefulness and clarity for decision making[22,28]. For many other services, a lack of understanding of the ecological functions interacting at different scales limits the capacity to provide credible and reliable models; data availability is also a critical issue for feeding the models[29] or for assessing the accuracy of the outputs[30].

A recent study[23] addressed the question of what key criteria define relevant indicators to inform public decision-making through three main characteristics: credibility, legitimacy and feasibility. The expert-based matrix method fulfills many key criteria. Credibility of results, in particular through values validated by experts, is attested by a growing scientific literature based on the capacity matrices. Our results showing close correlations between expert-based scoring and biophysical indicators further strengthen this credibility. Legitimacy of results is supported by the use of participatory expert elicitation protocols that are relevant and adaptable to local issues and easy to understand, which promotes acceptance and understanding by managers[3]. Feasibility is ensured by flexibility, efficiency in time and resources and the advantage of overcoming the limit of available data, which is very important in many applications: in ES quantification, the major challenge is data scarcity which has resulted, among other things, in the neglect of cultural services[31,32]. The matrix approach has been applied in many countries from Austria and Hungary[33] to China[34], the USA[35], Thailand[36], France[37] and Nepal[38], and at scales from local[39] to national[40] and continent-wide[41]. In this context of the increasing application of the matrix approach around the world, our results greatly support the use of this method as an important item in the toolbox of methods to map and assess ES[6,23].

At regional level, many land planning and assessments aim to provide an identification of areas with high and low levels of ES capacity either for conservation planning or to determine areas for the management of ES synergies and conflict[21]. Our results suggest that at regional level, expert-based scoring can provide identification of hot-cold ES spots very similar to results obtained using biophysical indicators (Figure 2). Some marginal discrepancies occur locally, without either method being demonstrably more accurate in the absence of actual measured ES[30]. The next step in our study will be to relate the expert-based scores and biophysical indicators with other data sources such as biodiversity and / or pressure indicators to analyze the factors associated with ES capacity.

Conclusion

The expert-based matrix approach offers several qualities: it is integrative and provides estimates on a similar scale[11].The intrinsic complexities of estimating scores linked to ES, particularly those that cannot be easily quantified (some regulation services and most cultural services) question the reliability of many biophysical or economic valuation approaches[42]. It could be argued that the possibilities of biophysical quantification of ES are still limited and, above all, that the results are expressed in different units, making their aggregation difficult and sometimes even meaningless. Expert-based estimates are therefore an efficient way to obtain a comprehensive ES assessment at regional level.

Our results clearly indicate (as reported elsewhere[16]) that provided a rigorous method is used and that explicit steps in the process are followed, the use of expert knowledge in research can be as valid as the use of empirical data or biophysical indicators. Expert-based ES estimates is thus a reliable way to bypass some of the major limitations of quantitative data, including the low availability of primary data in data-scarce regions.

3.4 Methods

Case study site

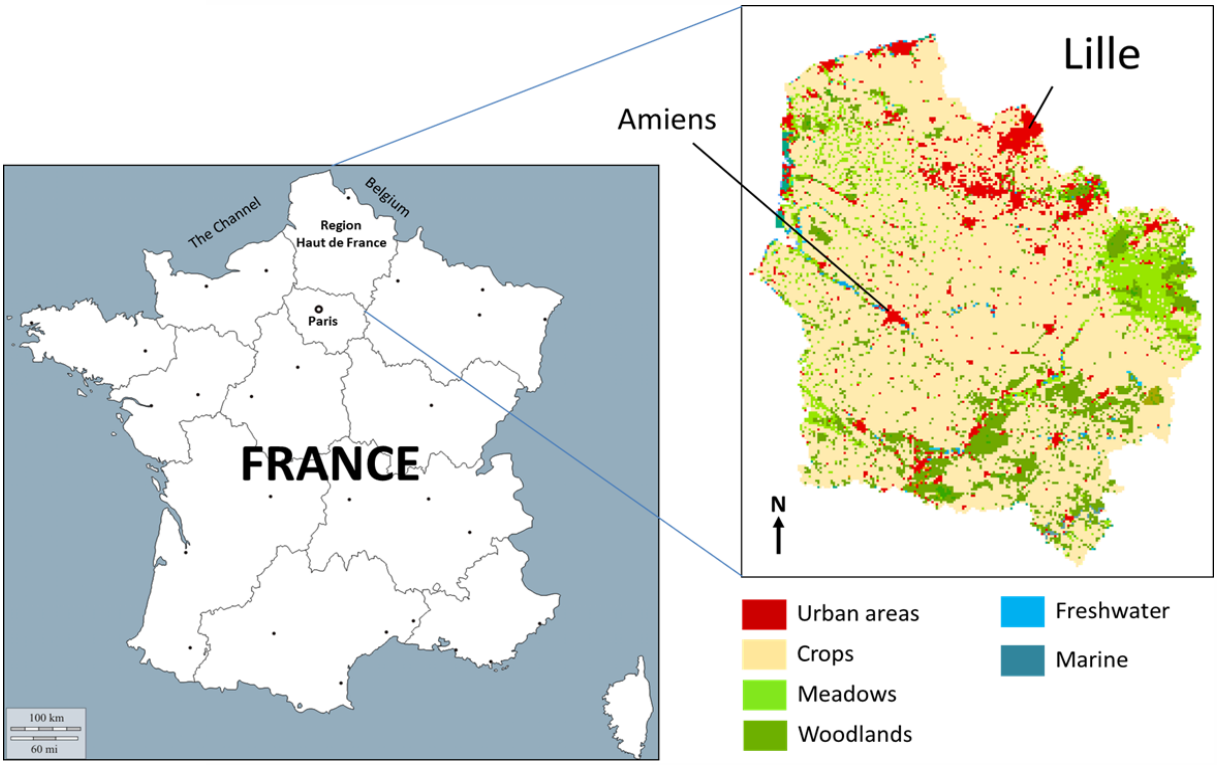


Figure 4. Localization of the Hauts-de-France Region

Hauts-de-France is an administrative region in northern France created in 2014 after a territorial reform. It merges the former Nord-Pas-de-Calais and Picardy Regions and covers 31,813 km^2. The region borders the Paris region to the south, Normandy to the west and the Grand-Est to the east. It borders Belgium throughout its north-eastern part and is bordered by the English Channel and the North Sea to the west and north.

The region is dominated by agricultural ecosystems (76.4%), followed by deciduous forests and urban ecosystems as the two other main habitats in the area. Nevertheless, a broad diversity of environments and landscapes is present (wet meadows, calcareous grasslands, large agricultural plains, coastal marshes, hedgerows, etc.). Wetlands of high emblematic importance mark the regional territory, with alkaline peat bogs, marshes and coastal rivers.

Capacity matrix

Matrix method

We followed our seven-step methodology[11] to produce an ES matrix based on expert knowledge in the Hauts-de-France Region area. A full description is presented in Supplementary Materials (Annexe 1.3-2 – Matrix method).

The LULC typology derives from the ORB (Observatoire Régional de la Biodiversité) 2016 mapping typology. It is a LULC map typology based on the ARCH maps (www.archnature.fr) in the Nord-Pas-de-Calais Region and the OsPic map in the Picardy Region. In concertation with local experts and people for the ORB, we defined 45 LULC in 5 main habitat categories: aquatic (7), agricultural (11), forest (7) built-up (9) and marine and coastal (11). With the same concertation process and based on the CICES, we listed 25 ES for the matrix. The capacity matrix of the Hauts-de-France Region consisted of 25 ES and 45 LULC – 1125 scores. The scoring was on a 0–5 scale (0 = no or very low relevant capacity/use, 1 = low relevant capacity/use, 2 = relevant capacity/use, 3 = moderate relevant capacity/use, 4 = high relevant capacity/use, and 5 = very high relevant capacity/use).

A total of 30 matrices were formed by 33 local experts with different expertise in ecology (of the 5 groups of LULC). The panel of experts included researchers with expertise in ecology and/or ES, project or site managers, engineers working in environmental or ecological fields, and heads of territorial organizations.

The final capacity matrix scores are bootstrap means of all expert scores. Ref. 11 show that the number of experts needed to obtain a capacity matrix with robust scores requires a

minimum of 15 participants to reach the lowest variability of the mean score. With 30 participants, the necessary number of experts is reached.

We based this analysis on seven of these ES: Crop production, Reared animal production, Air and climate regulation, Pest control, Pollination, Erosion control, Soil erosion and Recreation.

Capacity score maps

The capacity matrix provides, for each LULC, a quantitative score for each ES considered. The expert-based scores are expressed using a continuous distribution between 0 and 5. Using a LULC GIS vector layer we linked each polygon to the score value associated with its LULC. The capacity matrix and the maps used the same typology produced for the Hauts-de-France region and produced by the ORB. For each ES considered, we then created a raster layer at 20 m^2 resolution, using the polygon-to-raster function and center value attribution rule. Using a 1 km^2 resolution vector layer covering the whole region and the zonal statistics function, we computed the expert-based scores at 1 km^2 resolution based on an area-weighted mean for the areas of the different LULC present within the 1 km^2 cell. Using the polygon-to-raster function and central value attribution rule, we then created capacity expert-based score layers at 1 km^2 resolution for the 7 ES considered.

Quantitative data

For Crop production and Reared animal production, we used indicators of agricultural production and reared animal production at communal levels from the French National database, which takes a census of all farms at communal level. The data for reared animal production was number of animals, which we multiplied by the mean weight of each type of animal. As these databases are linked to communal levels (LAU - Local Administrative Units in European Eurostat nomenclature), vector layers of quantities were created at LAU level.

We used two indicators for Air and climate regulation, namely Forest and soil carbon stock and Removal of NO2. For Forest and soil carbon stock, two sources were used. First the French National Inventory provides annual geolocated sampling plots following an annual systematic sampling grid of 10 km, each successive year being shifted by 1 km. Accordingly, over 10 years of data a roughly 1 km grid is obtained. We used the data for 2006–2016. Based on allometric equations, wood densities and a wood-to-carbon conversion factor (0.5 t of carbon for 1 t of dry wood), we computed Forest carbon stock for each point, interpolated using a simple Bayesian krigging function in ArcGIS and filtered using the forest cover layer (100 m^2) available from the Copernicus website (https://land.copernicus.eu/pan-

european/high-resolution-layers/forests/tree-cover-density/view) to remove areas with less than 10% forest cover, producing a final raster GIS layer at 1 km^2 resolution. This layer was combined with the raster layer of soil organic carbon content produced by the ESDAC to produce a carbon stock layer at 1 km^2. (https://esdac.jrc.ec.europa.eu/content/topsoil-soil-organic-carbon-lucas-eu25). Nitrogen removal capacity was calculated by multiplying the deposition velocity of NO^2 on green urban areas with the resultant NO^2 concentration map[43].

Table 2. ES biophysical quantitative indicators

Ecosystem Services	Indicators	Units	Source Data Scale	Mapping Scale	Year	Source	Remarks	References
ES1- Crop production	Agricultural production	$t.ha^{-1}.y^{-1}$	communal	communal	2010	French Ministry of Agriculture, Agreste Database		Rabe *et al.* 2016; Mouchet *et al.* 2017; Vannier *et al.* 2017
ES2 - Reared animal production	Reared animal production	$t.ha^{-1}.y^{-1}$	communal	communal	2010	French Ministry of Agriculture, Agreste Database		Vannier *et al.* 2017
ES3 - Air and climate regulation	Forest and soil carbon stock	$t.ha^{-1}$	Point Data	1km	2006-2016	French National Forest Inventory (2006-2016)	Data points krigged at 100m resolution + ESDAC soil Carbon map 1km2	Lousteau, 2004; Meersmans *et al.* 2012; Vannier *et al* . 2017
	Removal of NO_2	t.ha-1.y-1	100m	1km		JRC MAES - Zulian et al. (2013)		Burkhard *et al.* 2014; Crouzat *et al.* 2015; Vannier *et al.* 2017
ES4 - Pest control	Pest regulation Index	I-100 (unitless	100m	1km	2018	Rega *et al.* 2018	No marine habitats	Civantos et al. 2012; Rega et al. 2018
ES5 - Pollination	Relative pollination index	0-1 (unitless)	100 m	1km	2016	JRC MAES - Zulian et al. (2013)		Zulian, Maes and Paracchini 2013; Crouzat et al. 2015; Mouchet et al. 2017
ES6 - Soil erosion	C Factor RUSLE	0-1 (unitless)	100 m	1km	-	ESDAC (https://esdac.jrc.ec.europa.eu)	C factor is the capacity of vegetation to limit soil erosion	Fu et al. 2001; Bangash et al. 2013; Steinhoff-Knopp and Burkhard, 2018
ES7- Recreation	Recreation track density	$nbtrack.ha^{-1}$	200 m	1km	2017	StravaLabs Inc.	Actual use of landscape for Outdoor sport activities. Decorrelated for road density.	Santos et al. 2016; Kulyk and Sossa, 2018

For pest control, pollination, atmospheric nitrogen removal, C-factor erosion control and recreation track density data were available as raster layers at a resolution of 100 m^2 to 1 km^2. Recreation track density covered running and biking tracks.

All biophysical raster layers were processed using the zonal statistics function and the same 1 km^2 vector grid to produce 1 km^2 raster layers of mean biophysical quantitative estimates for the 8 indicators (two indicators were used for the Climate and atmospheric regulation service).

Hot-cold ES spots maps

To produce hot-cold spots maps of ES we computed a mean score layer based on the 7 ES capacity score layers. For biophysical layers, since they had different units, we first rescaled them on a 0-1 continuous scale by dividing all values by the maximum value observed, before computing a mean value layer based on the 8 biophysical ES indicator layers. Accordingly, the capacity score ES spots map has values between 0 and 5, while the ES biophysical quantitative value spots map has values between 0 and 1.

Statistics of comparison of expert-based scores with biophysical quantitative data

We used two types of regression to assess the degree of association between the expert-based capacity scores and the quantitative proxies. As most of the quantitative proxies were available as GIS layers and not as estimates per habitat, we focused our analyses on the regional level using maps as described in the previous section.

Using the 1 km^2 scale regional maps of ES estimated, the capacity matrix and the same ES estimated and biophysical proxies and model outputs, we used two different regression methods.

a. Using random sampling, we created a layer of 500 points, extracted the ES expert-based scores and quantitative values from each layer and used a linear regression model to evaluate the linear relationships between them. The coefficient of determination r^2 was used as a measure of strength of correlation. A visual assessment of the biplots was systematically done to look for evidence of non-linear relationships. For the Crop production, the biophysical quantities were log-transformed before computing the regression.

b. Using systematic sampling based on a 1 km^2 grid with points located at the center of 1 km2 pixels of the data layers. We extracted the ES expert-based scores and quantitative values from each layer in order and used a geographically weighted regression to assess the intensity of relation when considering non-stationarity. Geographically weighted regression (GWR) is one of the methods used to account for spatial non-stationarity[44] and spatial autocorrelation[45]. The GWR basically estimates the spatial variation of linear regressions by computing local regressions based on a subset of data points determined by a bandwidth function (here the Akaike Information Criterion[46] comparison (AICc) method was used in the ArcGIS function) and weighting each point according to the distance to the focal points. Accordingly, multiple regressions were computed in space to estimate the variation in space of regression models and to estimate non-stationarity. Using a distance-weighted interpolation (IDW), we computed a 1 km resolution GIS layer of adjusted r^2 for each regression model. A GWR primer is retrievable at http://www.nuim.ie/ncg/GWR/primer.htm, or in 47.

References

1. Nagendra, H., Reyers, B. & Lavorel, S. Impacts of land change on biodiversity: making the link to ecosystem services. Curr. Opin. Environ. Sustain. 5, 503–508 (2013).
2. Posner, S. M., McKenzie, E. & Ricketts, T. H. Policy impacts of ecosystem services knowledge. Proc. Natl. Acad. Sci. 113, 201502452 (2016).
3. Kopperoinen, L., Itkonen, P. & Niemelä, J. Using expert knowledge in combining green infrastructure and ecosystem services in land use planning: An insight into a new place-based methodology. Landsc. Ecol. 29, 1361–1375 (2014).
4. Zoe, R. D. et al. The inclusion of stakeholders and cultural ecosystem services in land management trade-off decisions using an ecosystem services approach. Landsc. Ecol. 31, 533–545 (2016).
5. Geneletti, D. Ecosystem services in environmental impact assessment and strategic environmental assessment. Environ. Impact Assess. Rev. 40, 1–2 (2013).
6. Harrison, P. A. et al. Selecting methods for ecosystem service assessment: A decision tree approach. Ecosyst. Serv. submitted, 21–23 (2017).
7. Martinez-Harms, M. J., Balvanera, P., Martnez-Harms, M. J. & Balvanera, P. Methods for mapping ecosystem service supply: a review. Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag. 8, 17–25 (2012).
8. Willemen, L., Burkhard, B., Crossman, N., Drakou, E. G. & Palomo, I. Editorial: Best practices for mapping ecosystem services. Ecosyst. Serv. 13, 1–5 (2015).
9. Burkhard, B. in Burkhard, B., Maes, J. (Eds) Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia 374 (2017).
10. Burkhard, B., Kroll, F. & Müller, F. Landscapes‘ Capacities to Provide Ecosystem Services – a Concept for Land-Cover Based Assessments. Landsc. Online 1–22 (2009). doi:10.3097/LO.200915
11. Campagne, C. S. & Roche, P. May the matrix be with you! Guidelines for the application of expert-based matrix approach for ecosystem services assessment and mapping. One Ecosyst. 3, e24134 (2018).
12. Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S. & Müller, F. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. Ecol. Indic. 21, 17–29 (2012).
13. Jacobs, S., Burkhard, B., Van Daele, T., Staes, J. & Schneiders, A. ‘The Matrix Reloaded’: A review of expert knowledge use for mapping ecosystem services. Ecol. Modell. 295, 21–30 (2014).
14. Grêt-Regamey, A., Bebi, P., Bishop, I. D. & Schmid, W. a. Linking GIS-based models to value ecosystem services in an Alpine region. J. Environ. Manage. 89, 197–208 (2008).
15. Hou, Y., Burkhard, B. & Müller, F. Uncertainties in landscape analysis and ecosystem service assessment. J. Environ. Manage. 127, S117-31 (2012).
16. Drescher, M. et al. Toward rigorous use of expert knowledge in ecological research. Ecosphere 4, 1–26 (2013).
17. Fazey, I., Fazey, J. A., Salisbury, J. G., Lindenmayer, D. B. & Dovers, S. The nature and role of experiential knowledge for environmental conservation. Environ. Conserv. 33, 1–10 (2006).
18. Martin, T. G. et al. Eliciting Expert Knowledge in Conservation Science. Conserv. Biol. 26, 29–38 (2012).
19. Mukherjee, N. et al. Comparison of techniques for eliciting views and judgements in decision-making. Methods Ecol. Evol. 9, 54–63 (2018).
20. Kopperoinen, L., Luque, S., Tenerelli, P., G, Z. & Viinikka, A. in Burkhard B, Maes J (Eds) Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia 374 (2017).
21. Hou, Y., Li, B., Müller, F., Fu, Q. & Chen, W. A conservation decision-making framework based on ecosystem service hotspot and interaction analyses on multiple scales. Sci. Total Environ. 643, 277–291 (2018).
22. Lavorel, S. et al. Pathways to bridge the biophysical realism gap in ecosystem services mapping approaches. Ecol. Indic. 74, 241–260 (2017).
23. van Oudenhoven, A. P. E. et al. Key criteria for developing ecosystem service indicators to inform decision making. Ecol. Indic. 21–27 (2018). doi:10.1016/j.ecolind.2018.06.020
24. Mouchet, M. A. et al. Ecosystem service supply by European landscapes under alternative land-use and environmental policies. Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag. 0, 1–13 (2017).
25. Laterra, P., Orúe, M. E. & Booman, G. C. Spatial complexity and ecosystem services in rural landscapes. Agric. Ecosyst. Environ. 154, 56–67 (2012).
26. Rega, C. et al. A pan-European model of landscape potential to support natural pest control services. Ecol. Indic. 90, 653–664 (2018).

27. Zulian, G., Maes, J. & Paracchini, M. L. Assessment of Pollination Services in Europe. 472–492 (2013). doi:10.3390/land2030472
28. Egoh, B., Drakou, E. G., Dunbar, M. B. & Maes, J. Indicators for mapping ecosystem services : a review. (2012). doi:10.2788/41823
29. Andrew, M. E., Wulder, M. A., Nelson, T. A. & Coops, N. C. Spatial data, analysis approaches, and information needs for spatial ecosystem service assessments: a review. GISci. Remote Sens. 52, 344–373 (2015).
30. Schröter, M., Remme, R. P., Sumarga, E., Barton, D. N. & Hein, L. Lessons learned for spatial modelling of ecosystem services in support of ecosystem accounting. Ecosyst. Serv. 13, 64–69 (2015).
31. Baveye, P. C. Quantification of ecosystem services: Beyond all the 'guesstimates', how do we get real data? Ecosyst. Serv. 24, 47–49 (2017).
32. Pandeya, B. et al. A comparative analysis of ecosystem services valuation approaches for application at the local scale and in data scarce regions. Ecosyst. Serv. 22, 250–259 (2016).
33. Hermann, A. et al. Assessment framework for landscape services in European cultural landscapes: An Austrian Hungarian case study. Ecol. Indic. 37, 229–240 (2014).
34. Cai, W., Gibbs, D., Zhang, L., Ferrier, G. & Cai, Y. Identifying hotspots and management of critical ecosystem services in rapidly urbanizing Yangtze River Delta Region, China. J. Environ. Manage. 191, 258–267 (2017).
35. Cottillon, S. Impacts of Land Cover Changes on Ecosystem Services Delivery in the Black Hills Ecoregion from 1950 to 2010. Theses and Dissertations. South Dakota State University (2013).
36. Kaiser, G. et al. Mapping tsunami impacts on land cover and related ecosystem service supply in Phang Nga, Thailand. Nat. Hazards Earth Syst. Sci. 13, 3095–3111 (2013).
37. Campagne, C. S., Roche, P., Gosselin, F., Tschanz, L. & Tatoni, T. Expert-based ecosystem services capacity matrices: Dealing with scoring variability. Ecol. Indic. 79, 63–72 (2017).
38. Paudyal, K., Baral, H., Burkhard, B., Bhandari, S. P. & Keenan, R. J. Participatory assessment and mapping of ecosystem services in a data-poor region: Case study of community-managed forests in central Nepal. Ecosyst. Serv. 13, 81–92 (2015).
39. Nedkov, S. & Burkhard, B. Flood regulating ecosystem services—Mapping supply and demand, in the Etropole municipality, Bulgaria. Ecol. Indic. 21, 67–79 (2012).
40. Depellegrin, D., Pereira, P., Misiunė, I. & Egarter-Vigl, L. Mapping ecosystem services potential in Lithuania. Int. J. Sustain. Dev. World Ecol. 4509, 1–15 (2016).
41. Stoll, S. et al. Assessment of ecosystem integrity and service gradients across Europe using the LTER Europe network. Ecol. Modell. 295, 13 (2014).
42. Aldred J. Incommensurability and monetary valuation. Land Econ. 82, 141‑161 (2006).
43. Zulian, G., Maes, J. & Paracchini, M. Linking Land Cover Data and Crop Yields for Mapping and Assessment of Pollination Services in Europe. Land 2, 472–492 (2013).
44. Huang, Y. & Leung, Y. Analyzing regional industrialization in Jiangsu province using geographically weighted regression. J. Geogr. Syst. 233–249 (2002).
45. Zhang, L. & Wang, H. Planning an ecological network of Xiamen Island (China) using landscape metrics and network analysis. Landsc. Urban Plan. 78, 449–456 (2006).
46. Akaike, H. A new look at the statistical model identification. IEEE Trans. Automat. Contr. 19, 716–723 (1974).
47. Fotheringham, A., Brunsdon, C. & Charlton, M. Geographically weighted regression: the analysis of spatially varying relationships. Wiley, Chichester (2002).

PARTIE 2

Partie 2 : Évaluation des services écosystémiques à l'échelle territoriale

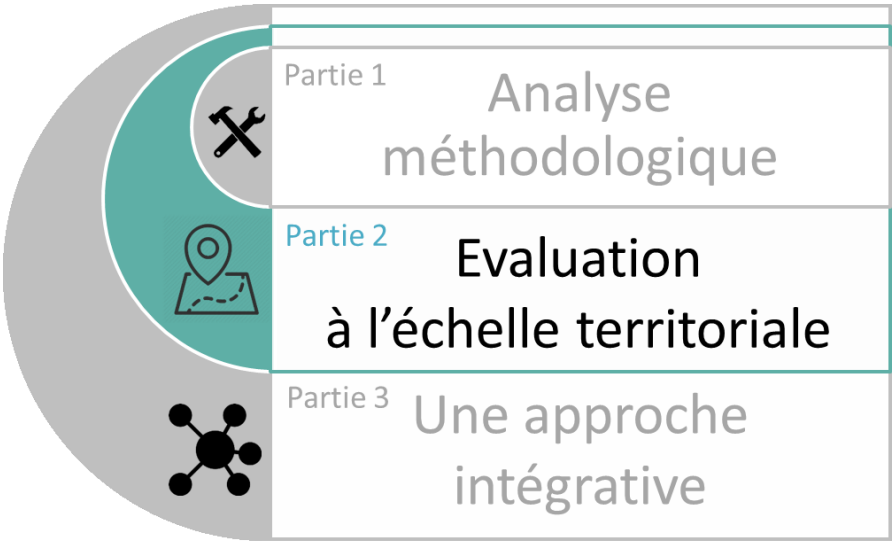


Figure 1 : Partie 2 dans la structure générale de la thèse

À partir de la première partie permettant de faire le point sur une bonne application de la méthode, nous avons appliqué cette méthode à la Région Hauts-de-France et au Parc Naturel Régional Scarpe-Escaut (Figure 1).

Sur la Région Hauts-de-France, en partenariat avec la DREAL Hauts-de-France, nous avons, dans un premier temps, effectué une évaluation de la capacité de l'ensemble des écosystèmes de la Région Hauts-de-France à produire des services écosystémiques. Dans un deuxième temps, nous avons testé l'utilisation des résultats dans des études d'impacts. Nous présentons ici une première approche de la méthodologie d'intégration de services écosystémiques dans les études d'impacts et les résultats préliminaires.

En collaboration avec le Parc Naturel Régional Scarpe-Escaut, nous avons développé et testé une méthode d'évaluation la durabilité de l'usage en services écosystémiques. Nous considérons que la durabilité des usages des écosystèmes peut être évaluée par le bilan entre la capacité et l'usage des services d'une part et d'autre part avec leur relation par rapport aux indicateurs de l'intégrité écologique. Dans ce but, nous avons élaboré une matrice des capacités, une matrice des usages et une validation des résultats du bilan capacité/usage lors d'un atelier de restitution ainsi qu'une enquête en ligne.

1. Évaluation de la capacité en services écosystémiques à l'échelle du territoire de la Région Hauts-de-France

Campagne et Roche (2018) Évaluation de la capacité des écosystèmes de la Région Haut-de-France à produire des services écosystémiques – Rapport d'étude Scientifique et Technique IRSTEA - partenariat avec la DREAL Hauts-de-France avec Coline Grabinski et Frédéric Bince (En cours de finalisation – diffusion prévue pour fin 2018)[1]

1.1. Introduction

La loi pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages de 2016[2] a introduit la nécessité de prendre en compte les services produits par la biodiversité ou services écosystémiques. Cependant à l'heure actuelle, cette thématique est quasiment absente des évaluations environnementales et des projets d'aménagement du territoire. En France, plusieurs projets ont été initiés afin d'évaluer et de cartographier les services écosystémiques. Ce qui permet de répondre à l'initiative européenne d'évaluation des écosystèmes et de leurs services écosystémiques (MAES[3]), ainsi que de contribuer aux activités de l'IPBES (la plateforme intergouvernementale sur la biodiversité et les services écosystémiques). C'est notamment le cas de l'Évaluation Française des Écosystèmes et des Services Écosystémiques (EFESE[4]) qui fait actuellement l'état des lieux des services produits au niveau national.

Il existe de nombreuses méthodes d'évaluations des services écosystémiques classées en tant que méthodes d'évaluations économiques, sociales et biophysiques (Burkhard et Maes, 2017). La complexité du fonctionnement des écosystèmes nécessite une grande quantité de données pertinentes disponibles à différentes échelles spatiales et temporelles. Dans de nombreux cas, obtenir des données quantitatives sur l'ensemble des services écosystémiques sur de larges régions géographiques est très difficile. Il faut alors se recentrer sur quelques services ou se reporter sur des protocoles d'échantillonnages, l'utilisation de modèles ou la mobilisation d'expertises territoriales ou sectorielles. En vue de mobiliser les services écosystémiques pour favoriser la prise de conscience et les actions de préservation de la biodiversité, un effort pédagogique est nécessaire. Ceci « afin de mobiliser les parties prenantes en amont des débats sur les projets de territoire, notamment

[1] Ce texte est une adaptation du rapport d'étude scientifique et technique. En effet, pour éviter les répétitions au sein de la thèse, la partie sur les notions de services écosystémiques et la description de la Région Hauts-de-France n'ont pas été ajoutés ici car ils sont présentés en version plus détaillés dans l'introduction de la thèse. Le rapport d'étude présente la méthode, la matrice et présente comment interpréter ses résultats sous différents outils à travers des recommandations d'interprétations.

[2] https://www.legifrance.gouv.fr/eli/loi/2016/8/8/2016-1087/jo/texte

[3] http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/ecosystem_assessment/index_en.htm

[4] http://www.fondationbiodiversite.fr/fr/societe/avec-la-societe/appui-a-la-decision/appui-a-l-evaluation/efese.html

lors des étapes de consultation ou de concertation » et « il semble essentiel d'impliquer le public au sein de ces processus pour la compréhension et l'acceptation des décisions en les sensibilisant à la contribution des services écosystémiques au bien-être humain » (Bierry *et al.*, 2015)

Afin de développer l'application des connaissances sur les services écosystémiques dans les actions territoriales, il est nécessaire de disposer d'un cadre souple, cohérent et instructif qui tient compte des différences spatio-temporelles dans la façon dont les services écosystémiques sont produits et rendus (de Groot *et al.*, 2010) (Chan *et al.*, 2012). Ainsi, ce cadre doit faire une distinction entre la capacité de fourniture des services, l'usage et la demande en services (Geijzendorffer, Martín-López, et Roche, 2015). De plus, il doit être applicable dans un large éventail d'écosystèmes et de services (e.g. Burkhard *et al.* 2014; Burkhard *et al.* 2009, Hermann *et al.* 2013; Jacobs *et al.* 2014; Kandziora *et al.* 2013; Potschin et Haines-Young 2012).

L'approche via la mobilisation d'expertises territoriales ou sectorielles a prouvé sa pertinence pour construire des matrices d'indicateurs semi-quantitatifs reliant les écosystèmes et les services écosystémiques à dire d'experts et/ou de bénéficiaires de services (e.g. Burkhard *et al.*, 2009; Campagne *et al.*, 2017; Stoll *et al.*, 2015; Vihervaara *et al.*, 2010). L'utilisation d'expertises est courante dans les études de conservation, d'écologie et d'évaluation biophysique (Jacobs *et al.*, 2014). D'autant que l'approche par les écosystèmes lors d'une évaluation des écosystèmes est l'une des stratégies d'analyse les plus fréquentes dans la littérature, c'est d'ailleurs celle du Millenium Ecosystem Assessment (Potschin et Haines-Young, 2012). Ces matrices qui condensent l'expertise disponible concernant la capacité des écosystèmes à produire différents services écosystémiques, appelées Matrices de Capacité, peuvent aisément être exprimées spatialement sous forme cartographique. Elles permettent ainsi de cibler les priorités et sont, par leur simplicité et leur flexibilité, un outil de communication pédagogique pour les décideurs publics. Il s'agit d'une méthode d'évaluation des services écosystémiques à « dire d'expert » utilisant une table pivot entre les services écosystémiques et les modes d'occupation du sol qui les fournissent. Chaque cellule de la matrice est remplie avec un score (de 0 à 5) reflétant la capacité à produire un service écosystémique donné. L'utilisation de matrice permet une évaluation rapide des services écosystémiques et donne un grand aperçu des tendances des services produits à l'échelle du paysage (Hermann *et al.* 2013).

Quelles sont les objectifs et les perspectives de l'étude ?

Le Service Eau et Nature de la DREAL Hauts-de-France cherche à développer des outils permettant une meilleure prise en compte des services écosystémiques dans les évaluations environnementales. L'expertise de l'IRSTEA a été sollicitée pour évaluer les services écosystémiques et créer un document d'interprétation et d'exploitation des résultats de l'évaluation des services écosystémiques de la région Hauts-de-France.

À long terme, le but est de produire une méthode aux bureaux d'études et à l'Autorité Environnementale pour qu'ils puissent intégrer les résultats de l'évaluation des services écosystémiques dans les études d'impacts et ensuite décliner localement l'analyse de ces services.

L'évaluation des services écosystémiques fournis par la région Hauts-de-France a été effectuée avec l'approche des matrices de capacités, afin de prendre en compte tous les différents types d'écosystèmes et de services dans une approche participative, qui intègre la connaissance des acteurs du territoire. Tout d'abord la méthode, appliquée avec les listes de services écosystémiques et les écosystèmes, est détaillée. Ensuite, les résultats sont présentés avec le détail de l'atelier et la présentation de la matrice des écosystèmes. Nous avons ensuite fait une analyse des corrélations avec les services écosystémiques pour mettre en avant les compromis et les synergies entre les services. Les interactions entre les services peuvent être visualisées avec des bouquets de services. Nous avons pondéré les scores de la matrice des écosystèmes pour avoir une représentation régionale des scores via une matrice régionale. À partir des résultats de la matrice des écosystèmes, des cartes de services peuvent être réalisées à différentes échelles. Ainsi, nous introduisons deux modes de représentations possibles des résultats : les bouquets et les cartes qui sont, avec les matrices finales, les outils d'aide à la décision les plus utilisés à partir d'une approche par matrice (Campagne *et al.* 2018). Finalement, nous avons fait une comparaison de la matrice des écosystèmes de la Région avec celle faite sur le Parc Naturel Régional Scarpe-Escaut en 2016. In fine, l'étude permet de voir si les résultats sont différents entre ces deux applications de la méthode qui sont à deux échelles différentes chevauchantes et d'émettre des hypothèses sur les raisons des proximités ou divergences. Nous concluons sur une discussion des résultats, des limites et une présentation des perspectives de cette étude.

1.2. Matériel et méthode

a) La matrice des capacités

La méthode utilisée dans l'étude pour évaluer la capacité des écosystèmes à produire des services écosystémiques via l'évaluation des capacités de fournitures par le dire d'expert est la construction d'une matrice des capacités. Une matrice des capacités est une table de correspondance qui relie les types de couverture terrestre (c'est-à-dire les types d'écosystèmes et les modes d'occupation du sol) aux services écosystémiques (Burkhard *et al.*, 2009) (Figure 2).

L'approche utilisant des matrices de capacité a été introduite par Burkhard *et al.* en 2009. Depuis, l'utilisation d'une notation semi-quantitative de la capacité en services écosystémiques a été développée et appliquée dans de nombreuses études (par exemple, Hermann *et al.*, 2014; Kroll *et al.* 2012; Stoll *et al.*, 2015; Vihervaara *et al.* 2010), dans de nombreux pays (par exemple en Autriche et en Hongrie par Hermann *et al.*, 2014, en Chine par Cai *et al.* 2017, aux USA par Cotillon, 2013, en Thaïlande par Kaiser *et al.*, 2013) et à différentes échelles (par exemple échelle locale dans Nedkov *et al.* 2014, échelle nationale dans Depellegrin, Pereira, Misiunė, et Egarter-Vigl, 2016 et échelle européenne dans Stoll *et al.*, 2015). Certaines limites de cette méthode ont été soulignées dans Hou, Burkhard, et Müller, (2012) et Jacobs *et al.*, (2014), telles que le manque de transparence méthodologique, de reproductibilité et les limites liées à l'incertitude. Des solutions ont récemment été proposées pour prendre en compte les différentes sources de variabilités lors de l'évaluation des scores de capacités (Campagne *et al.*, 2017).

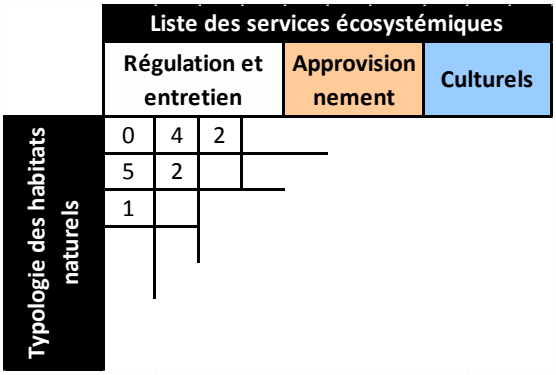


Figure 2 : Schéma d'une matrice des capacités

La matrice des capacités comprend en colonne la liste des services écosystémiques et en ligne la typologie des écosystèmes (détaillées dans les paragraphes suivants). Pour chaque type d'écosystème ou d'occupation du sol **un score** de 0 à 5 est attribué. Ce score exprime la capacité à produire un service écosystémique donné (de 0 lorsqu'il a un faible potentiel à

le rendre à 5 lorsque l'écosystème a un fort potentiel à rendre le service). Les scores reflètent une potentialité actuelle moyenne au cours de l'année. Dans notre approche, les scores sont établis suite au recueil d'évaluations individuelles de spécialistes et/ou des gestionnaires généralistes des territoires concernés.

Tableau 1 : Liste des services écosystémiques

Services écosystémiques			*Code*
Services d'approvisionnement	Nutrition	Production végétale alimentaire cultivée	SA1
		Production animale alimentaire élevée	SA2
		Ressource végétale et fongique alimentaire sauvage	SA3
		Ressource animale alimentaire sauvage	SA4
		Eau douce	SA5
	Matériaux	Matériaux et fibres	SA6
		Ressource secondaire pour l'agriculture/ alimentation indirecte	SA7
		Composées et matériel génétique des êtres vivants	SA8
		Biomasse à vocation énergétique	SA9
Services de régulation	Maintien des conditions biologiques, physiques et chimiques	Régulation du climat et de la composition atmosphérique	SR1
		Régulation des animaux vecteurs de maladies pour l'homme	SR2
		Régulation des ravageurs	SR3
		Offre d'habitat, de refuge et de nurserie	SR4
		Pollinisation et dispersion des graines	SR5
		Maintien de la qualité des eaux	SR6
		Maintien de la qualité du sol	SR7
	Médiation des flux	Contrôle de l'érosion	SR8
		Protection contre les tempêtes	SR9
		Régulation des inondations et des crues	SR10
	Réduction des nuisances	Limitation des nuisances visuelles, olfactives et sonores	SR11
Services culturels	REPRESENTATIONS	Emblème ou symbole	SC1
		Héritage (passé et futur) et existence	SC2
		Esthétique	SC3
	USAGES	Activités récréatives	SC4
		Connaissance et éducation	SC5

Afin de prendre en compte l'aisance des personnes mobilisées pour évaluer les scores, nous avons proposé aux participants de produire **un indice de confiance** par type d'écosystème et par service écosystémique. Ainsi les participants qui remplissent la matrice peuvent exprimer leur aisance et confiance dans leur notation. L'indice de confiance va de 1 : « Je ne me sens pas à l'aise pour mes notations » à 3 : « Je me sens à l'aise dans mes notations ». Au cours des ateliers ou des rendez-vous individuels, l'approche, la méthode et les définitions des services écosystémiques ont été discutées avec les participants, ainsi qu'une présentation détaillée des écosystèmes. Ensuite les matrices ont été remplies entièrement par chacun d'eux. Dans la matrice finale, les scores de capacité de fourniture des services écosystémiques sont produits en utilisant la moyenne de toutes les matrices individuelles. Une étude de la variabilité et des méthodes à utiliser pour calculer les scores finaux nous a

permis de montrer qu'à partir de 15 participants, les scores finaux et leurs variabilités sont stabilisés (Campagne *et al.*, 2017).

b) *La liste des services écosystémiques*

La liste des services écosystémiques, présentée dans le Tableau 1 a été déterminée avec la DREAL Hauts-de-France et des experts régionaux à partir du liste proposée par l'IRSTEA inspirée du CICES (*Common International Classification of Ecosystem Services, Haines-young et Potschin, 2013)*. La liste des services écosystémiques est adaptée au territoire de la région Hauts-de-France. Pour cette adaptation, quatre réunions et échanges ont eu lieu au cours des mois d'avril, mai, juin et septembre 2017 avec la DREAL Hauts-de-France, l'IRSTEA, Écosphère, le Conservatoire Botanique de Bailleul, l'Observatoire régional de la Biodiversité, le conservatoire d'espace naturel et la Région Hauts-de-France. Les détails des définitions sont disponibles en Annexe 2.1-1.

c) *Les écosystèmes retenus en région Haut-de-France*

La liste d'écosystèmes de l'étude a été déterminée à partir des deux occupations du sol des ex-régions Nord-Pas-de-Calais **ARCH** et Picardie : **OSPic**. Les données d'occupation des sols de Picardie utilisées sont issues des données OSPic 2010 réalisées par photo-interprétation et modifié pour le SRCE en 2013. Elles couvrent les trois départements de l'ancienne Région Picardie : la Somme, l'Oise et l'Aisne à l'échelle de 1/25 000 ème.

Les données ARCH (Assessing Regional Habitat Change, http://www.archnature.eu/) sont issues d'une coopération transfrontalière entre l'ancienne Région Nord-Pas-de-Calais et le Comté du Kent (Angleterre) dans un programme Interreg. Cette cartographie des écosystèmes naturels couvre l'ensemble du territoire des 2 régions partenaires à l'échelle du 1/5 000ème pour l'ancienne région Nord-Pas-de-Calais et 1/1 000ème pour le Kent et utilise une nomenclature des écosystèmes naturels adaptée de CORINE biotopes[5].

Pour le versant Nord-Pas de Calais, la cartographie a été réalisée par photo-interprétation d'images aériennes couleurs et infrarouge couleurs en 2009 et en 2012-2013 pour la dernière version, sous la supervision scientifique du Conservatoire botanique national de Bailleul. Les données ARCH comprennent 64 écosystèmes pour l'ancienne région Nord-Pas-de-Calais. Dans le cadre de l'utilisation des données ARCH, toutes leurs limites et biais intrinsèques sont à prendre en considération. Par exemple, les limites d'interprétation quant aux écosystèmes identifiés liées à la compréhension de la typologie ARCH ou aux limites de l'identification par photo-interprétation (ARCH, 2012).

---

[5] Informations prises sur le site internet : https://inpn.mnhn.fr/habitat/cd_typo/22

Tableau 2 : Liste des écosystèmes

Écosystèmes aquatiques	Eaux douces	H1
	Fonds ou rivages des plans d'eau non végétalisés	H2
	Végétations aquatiques	H3
	Eaux courantes	H4
	Végétations immergées	H5
	Végétations de ceinture des bords des eaux	H6
	Bas marais, tourbières de transition, sources	H7
Écosystèmes agricoles	Steppes et prairies calcaires sèches	H8
	Prairies acides et dunes fossiles	H9
	Lisières humides à grandes herbes	H10
	Prairies humides	H11
	Prairies mésophiles	H12
	Prairies à fourrage des plaines	H13
	Prairies améliorés	H14
	Cultures	H15
	Bandes enherbées	H16
	Vergers	H17a
	Vignobles	H17b
Écosystèmes forestiers	Landes	H18
	Fourrés	H19
	Forêts caducifoliées	H20
	Forêts riveraines, forêts et fourrés très humides	H21
	Plantations de feuillus et indéterminées	H22
	Plantations de conifères	H23
	Haies, alignements d'arbres	H24
Écosystèmes urbains	Parcs urbains et grands jardins	H25
	Prairies à métaux lourds	H26
	Espaces bâtis et urbains diffus	H27
	Carrières en activité	H28
	Carrières abandonnées	H29
	Terrils	H30
	Voies de chemin de fer, friches et abords de voies de communication	H31
	Lagunes et réservoirs industriels	H32
	Réseaux routiers et ferroviaires	H33
Écosystèmes marins et littoraux	Mers et océans - Graveleux	H34a
	Mers et océans - Sableux	H34b
	Récifs	H34c
	Estuaires, fleuves et rivières soumis à marées (colonne d'eau)	H35
	Écosystèmes côtiers soumis à marées	H36
	Dépressions humides dunaires	H37
	Plages de sables	H38
	Plages de galets	H39
	Côtes rocheuses et falaises	H40
	Dunes blanches et grises	H41
	Dunes arbustives et arborées	H42

À partir de ces deux typologie d'occupations du sol, en concertation avec la DREAL et des experts locaux, la liste d'écosystèmes, présentée en Tableau 2 a été utilisée pour l'évaluation des services écosystémiques. Les définitions et les correspondances avec les occupations du sol sont disponibles en Annexe 2.1-2.

d) La méthodologie

La méthodologie de l'étude suit la méthodologie de Campagne et Roche (2018) et se divise en 7 points, présentés dans la Figure 3.

1) Objectif et préparation

La DREAL a lancé cette évaluation afin d'estimer les services écosystémiques à l'échelle de la région Hauts-de-France à partir du dire d'experts en mobilisant des différentes expertises et spécialités en écologie et dans la gestion des milieux. Les listes ont été déterminées par l'IRSTEA et la DREAL. Les listes ont été validées en septembre 2017 en interaction avec le Conservatoire Botanique National de Bailleul, Écosphère et l'Observatoire Régional de la Biodiversité.

2) L'atelier

L'atelier est une réunion du panel d'expert qui permet d'aller vers une compréhension partagée de la méthode, des services écosystémiques et des écosystèmes. Le matin a été consacré à la présentation générale de l'étude mais aussi de la liste des SE et des écosystèmes. L'après-midi de l'atelier a été consacré au remplissage d'une partie de la matrice pour ouvrir la discussion sur la méthode de remplissage et sur les avis liés aux scores. Dans tous les cas, les scores sont restés individuels et lors des discussions autour des scores, nous avons respecté les règles de bienséance de liberté d'expression, de respect des divergences d'opinions et de la possibilité de faire des critiques constructives.
L'atelier a été préparé par l'IRSTEA et la DREAL avec l'élaboration de la liste des experts invités et la préparation méthodologique de l'étude.

3-4) La matrice initiale et le processus de remplissage

La matrice des capacités peut être remplie de différentes façons (Campagne et Roche, 2018). La matrice initiale peut être pré-remplie (avec des données issues de la littérature ou par groupe restreint de personnes) ou vide. Le processus de remplissage peut être en consensus avec tous les participants lors de réunions et chaque score est déterminé après une discussion commune ou en remplissage individuel par chaque participant avec un remplissage partiel ou complet de la matrice.
Chaque méthode de remplissage a ses avantages et ses inconvénients (Campagne et Roche, 2018). Pour l'application régionale de cette méthode, nous avons choisi d'utiliser le **remplissage individuel complet** des matrices. Même si cette méthode demande un temps non négligeable de la part des participants, le remplissage individuel permet d'avoir toutes les données pour effectuer de nombreuses analyses statistiques demandées par la DREAL et de disposer d'une grande robustesse statistique (Campagne *et al.*, 2017).

Les participants remplissent individuellement l'intégralité de la matrice avec des scores de 0 à 5 ainsi que l'indice de confiance de 1 à 3 pour chaque écosystéme et chaque service écosystémique. De plus, nous recueillons, des informations sur le profil des participants pour analyser ultérieurement l'influence éventuelle de leurs genres, expertises et domaines d'activité sur les scores.

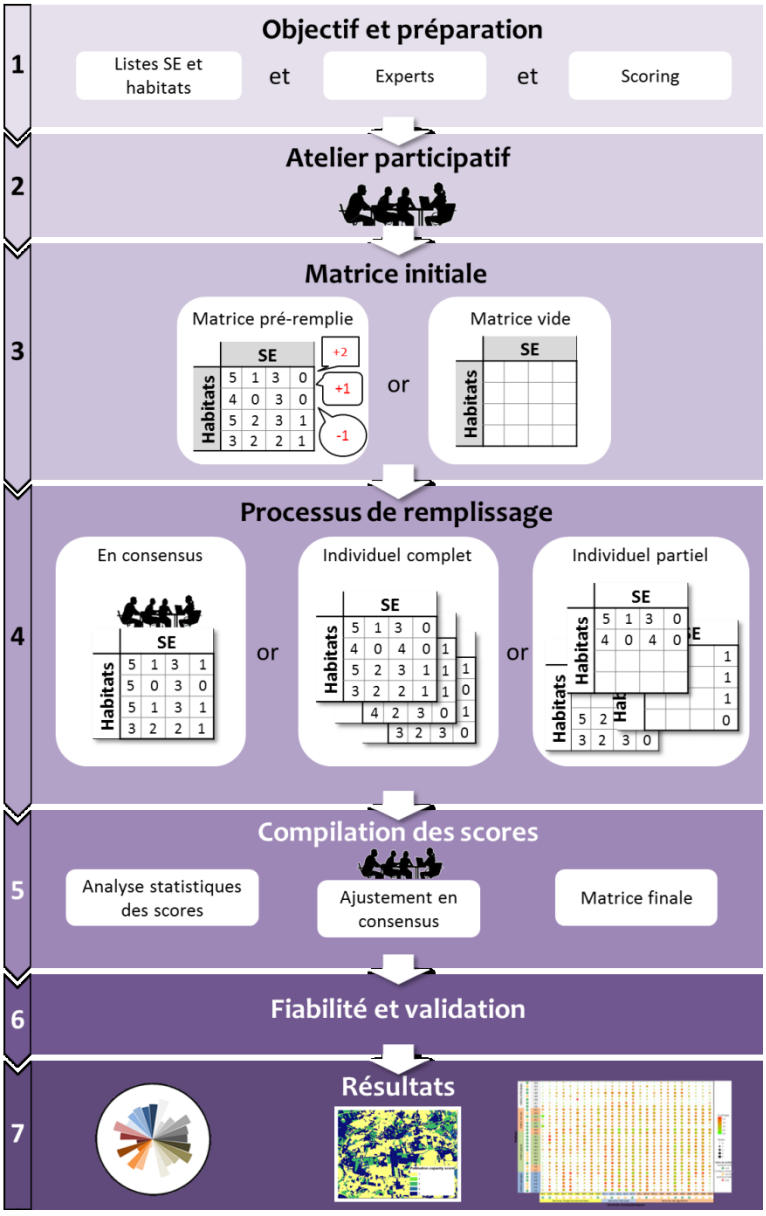


Figure 3 : Méthodologie pour l'application de la matrice des capacités

5-6) La compilation des scores

Les scores représentent les capacités des écosystèmes à produire les services écosystémiques. Il convient cependant de prendre également en compte l'erreur standard,

l'indice de confiance et l'indice de consensus qui sont des données complémentaires aux scores qu'il faut considérer lors des analyses et interprétations des résultats. L'erreur standard d'un score illustre la variabilité des scores entre les différents participants soit la divergence de représentation de la capacité. L'indice de confiance est l'aisance du participant dans son score. L'erreur standard est une estimation de la variabilité entre les participants et l'indice de confiance de la variabilité au sein de chaque participant. De plus, pour évaluer le degré d'accord entre les experts (Jacobs *et al.* 2015), nous utilisons un indice d'accord inter-évaluateurs (ICC pour *intra-class correlation statistics*) à partir de statistiques de corrélation intra-classes (Müller et Büttner 1994). Notre indice donne une représentation de la cohérence soit la mesure dans laquelle les experts classent les capacités des écosystèmes pour produire des SE dans le même ordre, mais pas nécessairement avec les mêmes scores.

L'ICC est généralement interprété via les classes déterminées par Cicchetti (1994) :

- Moins de 0,40 = accord faible
- Entre 0,40 et 0,59 = accord moyen
- Entre 0,60 et 0,74 = accord bon
- Entre 0,75 et 1,00 = accord excellent

La matrice finale des écosystèmes de la région Hauts-de-France est issue de la moyenne bootstrapée des matrices de tous les participants sans poids en fonction de leurs caractéristiques. Le bootstrap est une méthode statistique de rééchantillonnage des données qui permet, par un processus itératif de retirage des scores, de simuler un grand nombre d'échantillons avec une composition aléatoire des notateurs de bases. Cette méthode est largement utilisée en statistique pour améliorer la robustesse des estimations statistiques. Notamment dans le cas où les variables considérées présentent un risque de non ajustement au modèle statistique Normal de référence. « Boostrappé(e) » est un terme de jargon statistique pour indiquer que le paramètre a été calculé en utilisant la méthode du bootstrap.

La matrice finale présente les écosystèmes et leur capacité à produire des services sans considération de leur représentation sur le territoire. Pour avoir une représentation des services produits par les écosystèmes à l'échelle de la région nous créons une matrice pondérée que l'on nomme « **Matrice régionale** » par distinction avec la « Matrice des écosystèmes de la Région ». En effet, les scores sont définis au niveau des écosystèmes. En supposant une relation linéaire entre l'aire de l'écosystème et sa capacité en service écosystémique, nous avons multiplié le score moyen du service Sx de l'écosystème Hx par

le pourcentage de la surface de chaque écosystème sur la Région (surface de l'écosystème Hx en ha dans la Région divisé par la surface total de la Région en ha) en utilisant la formule (1).

$$(1) \quad ((Scores_{Sx\text{-}Hx}) \times (Surface_{Hx} / Surface_{Région}) \times 100) = ScoreP_{Sx\text{-}Hx}$$

Les pourcentages d'occupation du sol proviennent de la cartographie de l'ORB HdF 2018 (décrite ci-après).

Depuis la création de la matrice des capacités (juin 2017), une nouvelle cartographie de la Région Hauts-de-France a été faite par l'ORB. Ainsi, certains écosystèmes de la matrice des écosystèmes ne sont plus dans la nouvelle cartographie. Par exemple les écosystèmes de la matrice des écosystèmes « Cultures » H15, « Bandes enherbées » H16 et « Haies, alignements d'arbres » H24 sont, dans la cartographie de l'ORB 2018, regroupés dans l'écosystème cartographié « Cultures » 82. Pour calculer la part de H15, H16 et H24 dans le score de l'écosystème cartographique « Cultures » 82, nous nous sommes basés sur des surfaces d'occupation du sol d'ancienne cartographie dont les surfaces respectives sont H15 : 1848807,15 ha ; H16 : 3287,88 ha et H24 : 200,00 ha. Par exemple, avec les scores respectifs de SR1 (H15 – 1,6 ; H16 - 2,1 et H24 - 3,3), le score non pondéré de « Cultures » 82 a été calculé avec la formule (2).

$$(2) \quad ((Surface_{H15} * Score_{SR1\text{-}H15}) + (Surface_{H16} * Score_{SR1\text{-}H15}) + (Surface_{H24} * Score_{SR1\text{-}H15})) / (Surface_{H15} + Surface_{H16} + Surface_{H24}) = Score_{SR1\text{-}82}$$

Ensuite la formule (1) est appliquée pour avoir le score pondéré de « Cultures » 82.

7) Les résultats

Les résultats sont généralement utilisés sous trois formes : les matrices, les cartes et les bouquets. Les scores peuvent être directement utilisés pour des analyses précises. Des cartes à différentes échelles sont possibles et des bouquets de services ou d'écosystèmes peuvent être utilisés pour leur visualisation claire et compréhensible des résultats.

Les cartes présentées ici ont été faites à partir de la cartographie de l'ORB 2018 Cartographie des écosystèmes Hauts-de-France, échelle 1/25 000ème, d'après ARCH 2012 et OS_FinalV4 2013 (ORB HdF 2018 : Guillaume Bertho, Observatoire de la biodiversité des Hauts-de-France, version du 07/06/2018 pour les cartes récentes). Ces cartographies sont basées sur des données géographiques des écosystèmes naturels des Hauts-de-France

entre 2010 (Pic) et 2013 (NPdC) selon une typologie en 43 postes basées sur Corine Biotope.

Analyse et logiciel

Les moyennes des scores des participants sont calculées par moyenne bootstrapée avec le logiciel R 3.4.1 (R Development Core Team 2018) et le package « boot ». Le Tableau 5 présente la matrice régionale sous forme graphique, réalisé avec le logiciel R 3.4.1, le package et la fonction « ggplot2 ». Le calcul de l'ICC ont été fait grâce au package « Irr ». Les cartes ont été faites avec le logiciel QGis 2.18.

Les analyses de corrélation ont été effectuées à l'aide de la statistique rho de Spearman qui évaluer le degré de corrélation entre deux variables liées de façon monotone mais pas nécessairement linéaire. Elles ont été faites avec la fonction « rcorr » du package « Hmisc » du logiciel R en utilisant le coefficient de corrélation de Spearman et les probabilités par paire corrigées par l'inférence multiple à l'aide de la méthode de Holm (Seep.adjust). La représentation graphique de la matrice des corrélations a été faite avec le package « corrplot ».

Le test de comparaison de moyenne entre la matrice des écosystèmes du PNR Scarpe-Escaut et celle de la Région Hauts-de-France ont été fait en utilisant le package « Deducer » 0.7-9 du logiciel R et avec la P. value du test perm.t.test (car données non appariées non normales avec des variances homogènes). Les tests ont été effectués sur l'ensemble des données soit les 30 matrices des participants de la Région Hauts-de-France et les 17 matrices des participants du PNR-SE.

1.3. Résultats

a) L'atelier

L'atelier a eu lieu le 21 septembre 2017 au Centre de formation du Paraclet, à Fouencamps (Figure 4). Il a été animé par Sylvie Campagne et Philip Roche de l'IRSTEA et Coline Grabinski de la DREAL Hauts-de-France.

L'atelier s'est déroulé sur la journée entière. Le matin a été consacré aux présentations des définitions, de l'étude, de la méthode et de la liste des services écosystémiques et des écosystèmes. Durant l'après-midi, les participants ont eu l'opportunité de commencer le remplissage individuel de la matrice et d'échanger sur les questions, problèmes et limites mises en avant.

Tableau 3 : Détails des 30 participants

	Organisme	Fonction	Sexe	Département(s) d'expertises					Écosystèmes d'expertises					Types d'expertises*			
				Aisne (02)	Nord (59)	Oise (60)	Pas-de-Calais (62)	Somme (80)	Écosystèmes marins et littoraux	Écosystèmes agricoles	Écosystèmes aquatiques	Écosystèmes forestiers	Écosystèmes urbains	Décisionnaires	Gestionnaires	Experts naturalistes	Bureau étude
P1	DREAL Hauts-de-France	Instructrice CITES	Femme					X	X	X	X	X	X	X			
P2	CSRPN	Membre - Ornithologue	Homme		X		X		X	X	X	X				X	
P3	ORB HdF	Chargé de mission scientifique	Homme	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				X
P4	CEN Picardie	Directeur adjoint – responsable scientifique	Homme	X		X		X	X	X	X	X			X		
P5	DREAL Hauts-de-France	Chargé de mission eaux souterraines, captages, pollutions diffuses, SAGE, sécheresse	Homme	X	X	X	X				X				X		
P6	CPIE Val d'Authie	Responsable secteur "études et accompagnement des territoires : aménagements et attractivité	Femme		X		X			X	X	X	X		X		X
P7	Écosphère	Chargé d'études flore et phyto-écologie	Femme	X	X	X	X	X		X	X	X	X		X	X	X
P8	Écosphère	Directeur Qualité et Développement	Homme	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X
P9	DREAL Hauts-de-France	Réfèrent Assainissement - Gestionnaire de données Eaux	Homme	X	X	X	X	X			X				X		
P10	BS3V, futur PNR Baie de Somme Picardie Maritime	Chargé de mission Biodiversité, Agriculture, Eau	Homme			X		X		X						X	
P11	Picardie Nature	Chargée d'études faune	Femme	X		X		X		X		X				X	
P12	CBNBL	Chargé de mission	Homme		X		X		X	X	X	X	X			X	
P13	EPTB Somme Ameva	Chargée d'études de programmation de travaux sur les cours d'eau	Femme	X		X		X			X						X
P14	CNPF	Ingénieur forestier	Femme	X	X	X	X	X				X		X			
P15	DREAL Hauts-de-France	Chargé de mission stratégie foncière	Homme	X	X	X	X	X				X		X			
P16	DREAL Hauts-de-France	Chargé de mission TVB et planification	Femme			X		X			X	X			X		
P17	Parc naturel régional de l'Avesnois	Chargé de mission "Patrimoine naturel et biodiversité"	Homme		X					X	X	X	X			X	
P18	Fédération régionale des chasseurs des Hauts de France	Chargé de mission	Femme				X	X	X	X	X				X	X	
P19	ONF	Responsable du service Environnement et Accueil du public	Femme	X		X		X				X			X		
P20	FDAAPPMA 80	Chargé d'études	Homme					X			X					X	
P21	Picardie Nature	Chargé d'études faune	Homme	X				X		X		X	X			X	
P22	DREAL Hauts-de-France	Chargé de mission Natura 2000	Homme	X	X	X	X	X	X			X		X	X		
P23	Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage	Chargée d'Études et de développement	Femme	X	X	X	X	X	X	X		X				X	
P24	AR HDF et UFBAP *	Coordinatrice territoriale	Femme	X	X	X	X	X			X				X		
P25	Conseil Régional des Hauts-de-France	Chargé de Mission	Homme		X		X			X	X	X	X	X		X	
P26	DREAL Hauts-de-France	Chargée de mission protection de la biodiversité	Femme		X	X	X	X		X		X	X	X			
P27	GON	Président, Directeur et Chargé d'étude	Homme		X		X		X	X	X	X	X			X	
P28	DREAL Hauts-de-France	Chargée de mission des risques littoraux	Femme				X		X						X		
P29	AFB	Technicienne Appui Technique aux politiques de l'Eau	Femme	X	X	X	X	X			X			X			
P30	DDT 60	Chargé de mission Nature et Biodiversité	Homme			X				X	X	X	X	X			
			Total	**16**	**18**	**19**	**19**	**21**	**11**	**18**	**20**	**21**	**12**	**11**	**8**	**13**	**5**

* AR HDF = Association Régionale des fédérations départementales pour la pêche et la protection des milieux aquatiques des Hauts-De-France UFBAP = Union des Fédérations départementales pour la pêche et la protection des milieux aquatiques du Bassin Artois-Picardie

Figure 4 : Photographie prise lors de l'atelier à Fouencamps le 21 septembre 2017

L'atelier a réuni 35 participants de divers organismes (Tableau 3). Pour les personnes n'ayant pas pu assister à l'atelier, des entretiens individuels ont eu lieu avec les mêmes présentations que l'atelier.

b) Matrice des écosystèmes

La matrice est constituée de 25 services écosystémiques et de 45 écosystèmes définis soit de 1125 scores. En tout 30 matrices ont été constituées par 33 personnes. D'après le retour des personnes, le temps nécessaire pour remplir la matrice est d'environ 3-4 heures. La matrice P13 a été remplie par 2 personnes et la matrice P27 a été remplie par 3 personnes. Les caractéristiques des personnes ayant rempli les mêmes matrices sont similaires et comme ces 2 matrices ont été remplies en consensus, nous considérons donc 30 matrices et parlerons dans la suite du rapport de 30 participants. Les informations des participants sont présentées dans le Tableau 3.

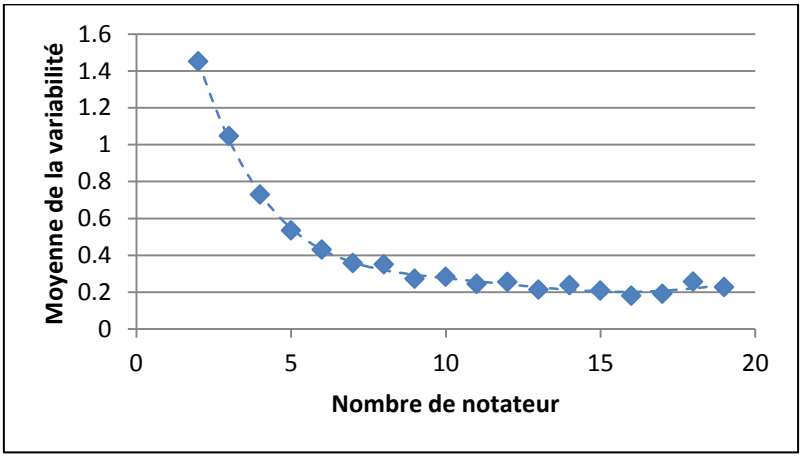


Figure 5 : Effet de la taille du panel d'experts (nombre de participants) sur la variation (écart-type) des moyennes des scores moyens de la matrice des écosystèmes Hauts-de-France (par réechantillonnage statistique du tableau de données).

Les résultats issus d'une autre étude réalisée en 2017 ont permis de montrer que le nombre d'experts nécessaire pour obtenir une matrice de capacité avec des scores de capacité robustes nécessite un minimum de 10 personnes et préférablement 15 (Campagne *et al.*

2017). Dans l'étude régionale, avec 30 participants, le nombre d'experts nécessaire est atteint comme nous le confirme la Figure 5 dont on remarque que le plateau de moyenne basse de la variabilité est atteint à partir de 15 participants.

Dans le panel d'experts, l'égalité homme-femme est assez bien représentée avec 46% de femmes. Les expertises liées aux différents départements sont représentées avec entre 16 et 21 experts ayant une expertise par département et 10 avec une expertise à l'échelle de la région.

Les expertises liées aux grands types d'écosystèmes sont sous-représentées pour les écosystèmes marins et littoraux ainsi que pour les écosystèmes urbains avec respectivement 11 et 12 experts alors que les autres grands types écosystèmes sont appréhendés en moyenne par 19,5 experts. Dans les expertises liées aux grands types d'écosystèmes, 6 participants se placent comme experts généralistes de tous les grands types d'écosystèmes. Les types d'activité des experts mobilisés sont diverses avec 11 décisionnaires, 8 gestionnaires, 13 experts naturalistes et 5 participants de bureaux d'études.

La matrice des capacités de la Région Hauts-de-France est présentée dans le Tableau 4 avec les scores moyens bootstrappés et avec le Tableau 5 qui présente sous forme graphique les scores médians (la taille des points), les erreurs standards (valeurs en Annexe 2.1-3 et la couleur des points dans le Tableau 5) et la moyenne des indices de confiance (présentée pour chaque écosystème et chaque service par des ronds vert, jaune ou rouge dans le Tableau 5). Les ICC sont présentés en Annexe 2.1-4.

Comment interpréter exhaustivement les résultats de la matrice ?

Il faut considérer plusieurs éléments : **les scores, l'erreur standard, l'indice de confiance et l'indice d'accord inter-évaluateurs (ICC).**

Les scores représentent la capacité de l'écosystème à produire le service écosystémique ; ce sont les valeurs dans le Tableau 4 et la taille des points dans le Tableau 5. Les scores sont les résultats principaux. Les autres valeurs sont des données complémentaires aux scores qu'il convient de considérer lors des analyses et interprétations des résultats.

L'erreur standard d'un score illustre la variabilité des scores entre les différents participants soit la divergence de représentation de la capacité. Elle est illustrée par la couleur des points dans le Tableau 5. L'indice de confiance est l'aisance du participant dans son score et est présentée pour chaque écosystème et chaque service par des ronds vert, jaune ou rouge dans le Tableau 5. L'erreur standard est une estimation de la variabilité entre les participants et l'indice de confiance de la variabilité au sein de chaque participant.

L'ICC complète la variabilité des scores en identifiant les SE sur lesquels les différents experts ne sont pas d'accord. Les indices d' accord inter-évaluateurs permettent d'identifier les SE qui nécessiteront plus d'attention.

Les résultats sur la Région Hauts-de-France donnent un score moyen de tous les écosystèmes pour tous les services de 1,93 (sur une échelle de 0 à 5), une erreur standard moyenne de 0,23, un indice de confiance moyen à 2,03 (« plutôt à l'aise ») et un ICC moyen à 0,37 soit un accord général faible. Les erreurs standards sont majoritairement homogènes entre les écosystèmes et les services. Des valeurs légèrement plus faibles sont présentes pour les écosystèmes urbains et une valeur forte pour « Cultures » H15 et « Maintien de la qualité du sol » SR7 à 1,06. Les indices de confiance sont hétérogènes entre les types d'écosystèmes et les types de services en variant entre 1,33 et 2,50. Les ICC sont les plus faibles pour « Ressource secondaire pour l'agriculture/ alimentation indirecte » SA7 et « Composées et matériel génétique des êtres vivants » SA8 avec respectivement 0.026 et 0.186 et avec un maximum pour « Régulation du climat et de la composition atmosphérique » SR1 à 0.514.

Les écosystèmes

D'après les résultats à dire d'experts, l'ensemble des écosystèmes de la région Hauts-de-France ont une capacité modérée à rendre des services d'approvisionnement (moyenne de tous les SA à 2.0), une capacité faible à rendre des services de régulation (moyenne de tous les SR à 1.5) et une capacité moyenne à rendre des services culturels (moyenne de tous les SC à 2.7). Ce sont les écosystèmes forestiers qui rendent le plus de services et les écosystèmes urbains le moins.

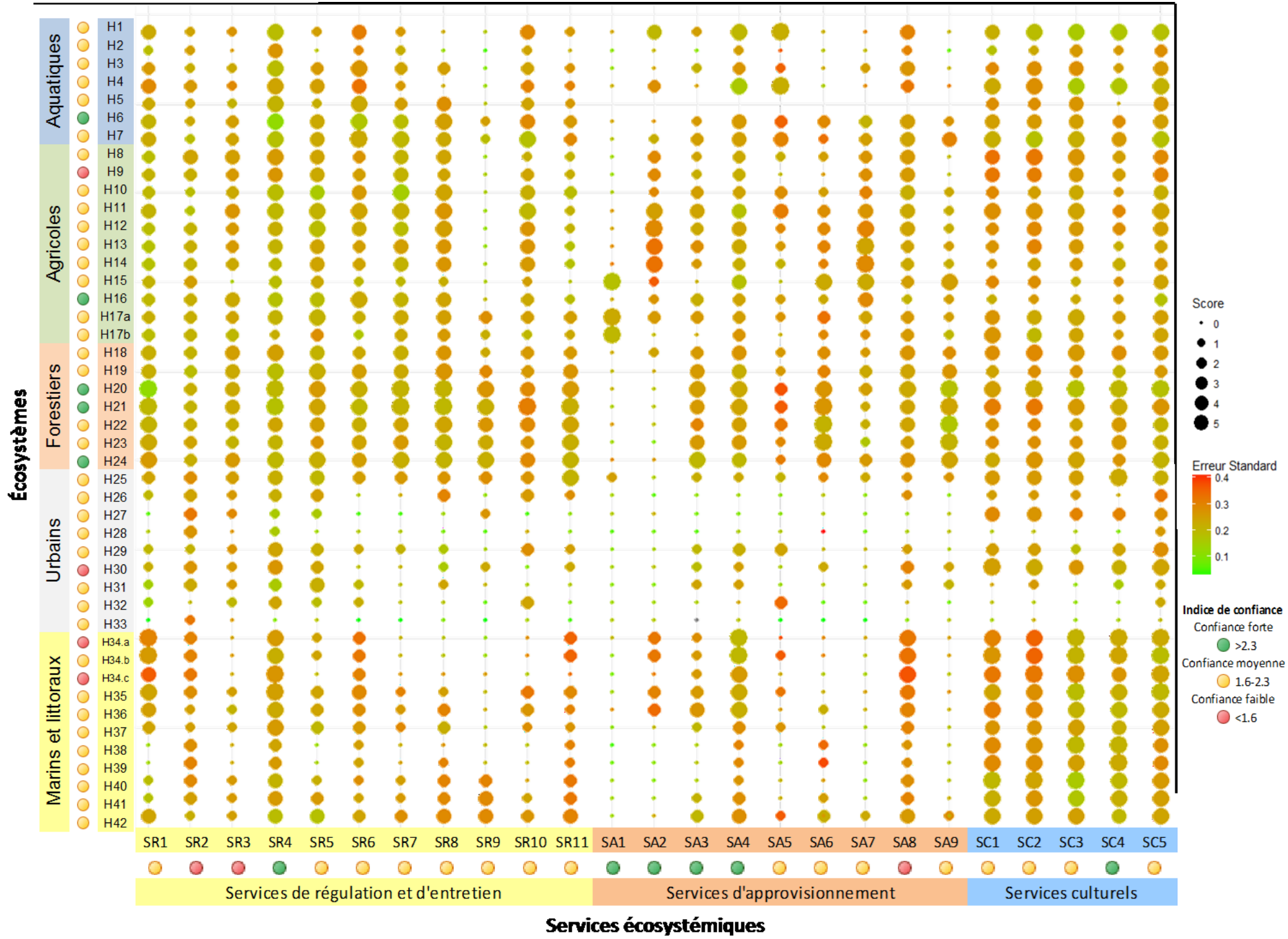
Les écosystèmes aquatiques ont une capacité plus élevée à rendre des services culturels (moyenne des SC pour les écosystèmes aquatiques de 2,8), son score le plus élevé est pour SR4 à 3,7 et ses scores les plus faibles sont pour SR9 à 0,4 et SA1 à 0,5. Les écosystèmes agricoles ont des scores moyens modérés (des moyennes pour SA, SR et SC à 2,1 ; 1,9 et 2,4). Le score le plus faible des écosystèmes agricoles est pour SR9 à 0,7 et le plus fort est à SR5 avec 3,0. Les écosystèmes forestiers sont les écosystèmes rendant le plus de service avec des capacités à rendre les SR, SA et SC à 3,1 ; 2,2 et 2,9. Les scores les plus élevés pour les écosystèmes forestiers sont pour SR4 à 3,7 et SR8 à 3,8. Les scores les plus faibles sont pour SA1 à 0,6 et SA2 à 0,8. Les écosystèmes urbains sont les écosystèmes rendant le moins de services, particulièrement les services de régulation (moyenne des SR à 0,6). Les écosystèmes marins et littoraux sont les écosystèmes rendant le plus de services culturels (moyenne des SC à 3,7). Ils ont une forte capacité à rendre SR4 (score à 3.3) et des capacités faibles à rendre SR3 (à 0,9), SA1 (à 0,3), SA5 (0,9), SA7 (à 0,6) et SA9 (à 0,6).

Tableau 4 : Matrice des capacités en services écosystémiques de la région Hauts-de-France. Valeurs moyennes bootstrappées.

			Services de régulation et d'entretien											Services d'approvisionnement									Services culturels				
			Régulation du climat et de la composition atmosphérique	Régulation des animaux vecteurs de maladies pour l'homme	Régulation des ravageurs	Offre d'habitat, de refuge et de nursery	Pollinisation et dispersion des graines	Maintien de la qualité des eaux	Maintien de la qualité du sol	Contrôle de l'érosion	Protection contre les tempêtes	Régulation des inondations et des crues	Limitation des nuisances visuelles, olfactives et sonores	Production végétale alimentaire cultivée	Production animale alimentaire élevée	Ressource végétale et fongique alimentaire sauvage	Ressource animale alimentaire sauvage	Eau douce	Matériaux et fibres	Ressource secondaire pour l'agriculture/ alimentation indirecte	Composées et matériel génétique des êtres vivants	Biomasse à vocation énergétique	Emblème ou symbole	Héritage (passé et futur) et existence	Esthétique	Activités récréatives	Connaissance et éducation
	Code	Écosystème	SR1	SR2	SR3	SR4	SR5	SR6	SR7	SR8	SR9	SR10	SR11	SA1	SA2	SA3	SA4	SA5	SA6	SA7	SA8	SA9	SC1	SC2	SC3	SC4	SC5
Écosystèmes aquatiques	H01	Eaux douces	2.8	1.4	1.4	4.0	1.7	2.2	1.3	0.8	0.3	2.7	1.4	0.7	2.7	1.2	4.0	4.4	0.5	1.1	2.4	0.4	3.4	3.8	3.9	4.2	3.8
	H02	Fonds ou rivages des plans d'eau non végétalisés	0.9	1.2	1.0	2.5	0.6	1.8	1.0	0.4	0.1	1.0	0.6	0.2	0.7	0.2	1.3	1.6	0.4	0.4	1.4	0.1	0.9	1.4	1.6	1.3	1.9
	H03	Végétations aquatiques	2.2	1.2	1.2	4.0	1.7	3.5	2.1	1.8	0.2	1.6	1.5	0.2	0.7	0.9	2.2	1.7	1.0	1.1	2.7	0.8	1.9	2.3	3.0	1.3	2.8
	H04	Eaux courantes	2.7	2.1	1.6	3.5	3.0	2.9	1.3	0.6	0.3	2.0	1.7	0.7	2.0	0.9	4.0	4.5	0.3	1.0	2.1	0.9	3.6	3.7	4.1	4.2	3.8
	H05	Végétations immergées	2.2	1.3	1.3	3.9	1.4	3.6	2.2	2.0	0.4	1.6	1.4	0.3	0.7	0.8	2.3	1.7	1.1	1.0	2.6	0.8	1.7	2.2	2.2	0.9	2.7
	H06	Végétations de ceinture des bords des eaux	2.7	1.3	1.7	4.3	2.8	4.1	3.3	3.8	1.1	3.0	2.2	0.6	0.9	1.3	2.4	1.9	2.0	1.6	2.6	1.6	2.7	2.9	3.3	1.7	3.1
	H07	Bas marais, tourbières de transition, sources	3.0	0.9	1.6	4.1	2.8	4.0	3.6	3.0	0.8	4.1	1.9	0.7	1.1	1.6	2.7	3.1	1.8	1.8	3.2	2.6	3.5	4.1	3.7	2.5	3.9
Écosystèmes agricoles	H08	Steppes et prairies calcaires sèches	1.7	2.4	2.5	3.2	3.3	2.0	2.8	2.6	0.5	1.4	1.2	0.4	2.1	1.3	1.9	1.0	1.2	2.0	2.7	0.8	2.9	3.1	3.4	2.0	3.1
	H09	Prairies acides et dunes fossiles	1.6	2.1	2.2	2.8	2.8	2.1	2.7	2.5	0.5	1.5	1.5	0.3	1.7	1.3	2.0	0.9	1.1	1.7	2.3	0.8	2.4	2.9	2.9	1.7	2.8
	H10	Lisières humides à grandes herbes	2.5	1.3	2.3	3.9	3.4	3.2	3.7	3.3	0.6	3.2	1.6	0.6	1.6	1.7	2.3	1.8	1.5	2.3	2.7	1.1	2.1	2.2	2.5	1.3	2.5
	H11	Prairies humides	2.8	1.4	2.4	3.8	3.4	3.9	3.7	3.4	0.5	4.0	1.4	0.9	3.5	2.3	2.6	2.3	1.7	3.1	3.1	1.2	3.2	3.5	3.5	2.1	3.4
	H12	Prairies mésophiles	2.3	1.9	2.3	3.1	3.3	2.9	3.2	3.3	0.4	2.6	1.3	0.8	3.8	2.2	2.4	1.6	1.7	3.5	2.6	1.0	2.0	2.4	2.7	1.9	2.5
	H13	Prairies à fourrage des plaines	2.2	2.0	2.3	2.8	3.0	2.3	2.9	3.1	0.4	2.3	1.1	1.1	3.5	1.8	2.6	1.4	1.8	4.3	2.1	1.5	2.2	2.3	2.5	1.5	2.2
	H14	Prairies améliorés	2.0	1.9	2.0	2.3	2.8	1.9	2.4	3.0	0.5	2.2	1.0	1.1	3.5	1.4	2.3	0.9	1.7	3.8	1.7	1.3	1.5	1.5	1.8	1.5	1.9
	H15	Cultures	1.6	1.9	0.6	2.1	1.9	0.8	1.1	1.3	0.5	1.5	0.7	4.8	1.7	0.6	2.8	0.7	3.6	4.0	1.8	3.5	2.2	1.8	1.6	1.6	2.4
	H16	Bandes enherbées	2.1	1.9	2.7	2.7	3.1	3.2	3.1	3.0	0.6	2.3	1.3	0.6	1.1	1.3	2.3	1.3	1.2	2.6	1.3	1.1	1.2	1.7	1.4	1.4	2.4
	H17a	Vergers	2.3	1.8	1.9	2.9	3.5	1.7	2.6	2.9	1.8	1.7	2.1	4.3	1.7	1.6	2.3	1.2	1.8	1.8	2.3	1.6	2.8	3.3	3.3	1.7	3.0
	H17b	Vignobles	1.6	1.7	1.5	1.5	2.1	1.0	1.6	1.8	1.1	1.1	1.5	4.5	0.5	0.8	1.7	0.7	1.4	1.4	1.8	1.1	3.3	3.3	3.0	1.5	2.8
Écosystèmes forestiers	H18	Landes	2.4	2.1	2.7	3.4	3.2	2.5	2.9	3.2	1.5	2.0	2.0	0.5	1.2	1.9	2.4	1.0	1.7	1.5	2.6	1.6	2.8	3.2	3.3	2.5	2.8
	H19	Fourrés	2.8	1.9	2.7	3.9	3.2	2.7	3.2	3.5	2.1	2.3	2.5	0.6	1.0	2.6	3.0	1.2	2.1	1.5	2.7	2.5	1.6	1.8	2.1	1.7	2.2
	H20	Forêts caducifoliées	4.6	1.6	2.6	4.4	3.3	3.6	4.2	4.3	3.7	3.1	4.0	0.5	0.6	3.8	3.8	2.0	3.9	1.7	3.7	4.5	3.9	4.1	4.2	4.3	4.2
	H21	Forêts riveraines, forêts et fourrés très humides	4.4	1.6	2.5	4.4	3.4	4.0	4.1	4.3	3.7	4.0	4.2	0.4	0.6	3.2	3.5	2.1	3.9	1.3	3.3	4.1	3.1	3.6	3.8	3.6	3.6

	H22	Plantations de feuillus et indéterminées	4.1	1.6	2.0	3.2	3.0	3.2	3.4	3.9	3.0	2.6	3.9	0.7	0.7	2.7	3.3	1.8	4.2	1.3	2.6	4.4	2.0	2.2	2.2	2.9	2.7
	H23	Plantations de conifères	3.8	1.8	2.0	2.9	2.6	2.7	2.7	3.6	3.1	2.5	3.8	0.3	0.3	2.5	2.7	1.5	4.2	0.9	2.5	4.3	1.9	1.9	2.3	3.1	2.7
	H24	Haies, alignements d'arbres	3.3	2.1	3.1	3.9	3.9	3.2	3.6	3.9	3.6	2.9	4.0	1.2	0.9	3.5	3.3	1.4	3.1	1.6	2.6	3.6	3.2	3.7	3.6	2.5	3.6
Écosystèmes urbains	H25	Parcs urbains et grands jardins	2.4	2.0	1.8	2.8	3.2	2.1	2.5	2.2	2.0	1.7	3.7	1.5	0.6	1.4	0.9	1.1	1.4	1.0	1.5	1.5	2.9	3.3	3.3	4.3	3.0
	H26	Prairies à métaux lourds	1.5	1.8	1.4	1.8	2.3	0.6	0.8	2.1	0.3	1.8	1.3	0.3	0.1	0.2	0.4	0.3	0.7	0.4	1.2	0.2	1.1	1.2	1.2	0.7	2.0
	H27	Espaces bâtis et urbains diffus	0.1	2.1	1.3	1.4	0.8	0.1	0.1	0.3	1.1	0.1	0.3	0.5	0.5	0.2	0.3	0.2	0.3	0.2	0.3	0.4	2.4	2.2	2.3	2.3	1.8
	H28	Carrières en activité	0.3	1.6	1.0	0.9	0.6	0.3	0.3	0.2	0.1	0.8	0.2	0.1	0.1	0.1	0.4	0.4	1.6	0.2	0.4	0.3	0.6	0.6	0.4	0.2	1.4
	H29	Carrières abandonnées	1.4	1.4	1.6	2.9	2.1	1.3	1.1	1.1	0.5	1.7	1.5	0.2	0.3	1.2	1.7	1.5	0.7	0.7	1.3	0.6	1.6	1.7	1.5	1.8	2.5
	H30	Terrils	1.1	1.6	1.5	2.6	2.2	0.5	0.7	0.8	0.9	0.3	1.1	0.3	0.4	0.8	1.3	0.4	1.0	0.7	1.7	1.1	4.0	3.9	2.8	2.7	3.5
	H31	Voies de chemin de fer, friches et abords de voies de communication	0.9	1.6	1.6	2.0	2.3	0.8	0.6	1.2	0.7	0.5	0.7	0.2	0.2	1.2	1.1	0.3	0.7	0.6	1.1	1.1	0.9	1.1	0.4	0.7	1.2
	H32	Lagunes et réservoirs industriels	0.8	0.8	0.9	1.8	1.0	0.9	0.5	0.7	0.2	1.8	0.4	0.2	0.2	0.4	0.9	2.0	0.2	0.2	0.7	0.2	0.7	0.7	0.4	0.4	1.2
	H33	Réseaux routiers et ferroviaires	0.0	1.6	0.8	0.3	0.7	0.0	0.0	0.2	0.0	0.3	0.1	0.2	0.2	-	0.3	0.0	0.0	0.0	0.2	0.3	0.4	0.6	0.3	0.6	0.7
Écosystèmes marins et littoraux	H34a	Mers et océans - Graveleux	3.7	1.7	0.7	3.4	1.0	2.2	0.6	0.6	0.2	0.9	1.8	0.4	2.2	1.6	4.3	1.4	1.0	0.8	3.2	0.9	3.7	3.4	4.3	4.2	4.0
	H34b	Mers et océans - Sableux	4.0	1.8	0.9	3.5	1.1	2.2	0.6	0.6	0.3	1.0	2.0	0.2	2.3	1.5	4.3	1.6	1.1	0.6	3.2	0.8	3.9	3.4	4.3	4.3	4.1
	H34c	Récifs	2.5	1.9	0.6	4.0	0.6	2.1	0.8	1.1	1.1	0.3	1.3	0.2	1.1	1.3	3.7	0.4	0.5	0.3	3.1	0.3	3.6	3.7	4.1	3.2	4.2
	H35	Estuaires, fleuves et rivières soumis à marées (colonne d'eau)	3.3	1.7	1.1	4.0	2.0	2.5	1.5	1.1	0.6	1.7	1.6	0.4	1.6	1.7	4.0	1.5	0.8	1.0	2.9	0.8	3.9	3.7	4.3	3.8	4.1
	H36	Écosystèmes côtiers soumis à marées	2.4	1.5	1.0	3.9	2.1	2.4	1.8	1.9	0.9	1.5	1.5	0.9	1.9	2.5	3.9	0.8	1.1	0.9	2.8	0.6	3.4	3.6	4.1	3.9	4.0
	H37	Dépressions humides dunaires	1.9	1.3	1.1	3.4	1.8	2.3	1.5	1.6	0.5	1.7	1.4	0.3	0.6	1.1	2.0	1.3	0.6	0.5	2.3	0.4	3.0	2.9	3.4	2.7	3.3
	H38	Plages de sables	0.5	1.8	0.7	2.2	0.6	1.4	0.8	1.0	0.6	0.5	1.3	0.1	0.2	0.5	1.6	0.2	1.6	0.3	1.3	0.4	3.6	3.8	4.1	4.5	3.0
	H39	Plages de galets	0.5	1.8	0.6	2.2	0.7	1.2	0.9	1.3	0.6	0.6	1.3	0.1	0.2	0.5	1.5	0.2	1.8	0.2	1.3	0.3	3.4	3.6	4.0	4.2	3.0
	H40	Côtes rocheuses et falaises	0.9	1.9	0.9	3.4	1.5	1.3	1.0	1.6	2.2	0.7	1.9	0.2	0.2	0.6	1.7	0.6	1.1	0.3	1.9	0.3	4.2	4.1	4.6	3.5	3.5
	H41	Dunes blanches et grises	1.0	1.7	1.2	2.9	1.9	1.5	1.4	2.1	2.5	1.3	2.2	0.3	0.4	1.0	1.8	0.6	1.0	0.4	1.9	0.6	3.7	3.7	4.1	3.5	3.5
	H42	Dunes arbustives et arborées	2.7	1.4	1.5	3.4	2.6	2.1	2.1	2.7	3.0	1.7	2.9	0.5	0.6	1.5	2.1	0.8	1.6	1.0	2.1	1.5	3.4	3.5	3.7	3.0	3.2
			SR1	**SR2**	**SR3**	**SR4**	**SR5**	**SR6**	**SR7**	**SR8**	**SR9**	**SR10**	**SR11**	**SA1**	**SA2**	**SA3**	**SA4**	**SA5**	**SA6**	**SA7**	**SA8**	**SA9**	**SC1**	**SC2**	**SC3**	**SC4**	**SC5**

Tableau 5 : Résultats de la matrice avec les scores moyens, l'écart type et les indices de confiance



Les services

Les résultats qui viennent d'être présentés pour les écosystèmes ne prennent en compte que le score final de la matrice des écosystèmes. Cependant, nous avons recommandé de prendre aussi en compte les autres valeurs associées aux scores soit l'erreur standard, l'indice de confiance et l'ICC. La matrice faisant 1125 scores, nous présentons ici les résultats détaillées pour 8 services écosystémiques sélectionnés par la DREAL en fonction de leur intérêt. Le service « Maintien qualité eaux » SR6 présente un ICC faible (0,35) et un indice de confiance moyen à 2,3. Avec une erreur standard de 0.23, son score moyen est de 2,1 et a des scores forts pour les écosystèmes aquatiques (scores moyens à 3,2) et forestiers (scores moyens à 3,1). Le service « Contrôle de l'érosion » SR8 présente un ICC faible (0,24) et un indice de confiance moyen avec 2,2. Avec une erreur standard de 0.23, son score moyen est de 2,1 et a des scores forts pour les écosystèmes forestiers (scores moyens à 3,8). Le service « Régulation des inondations » SR10 présente un ICC faible (0,34) et un indice de confiance moyen avec 2,3. Avec une erreur standard de 0.24, son score moyen est de 1,8 et ses scores les plus forts sont pour les écosystèmes forestiers (scores moyens à 2,8). Le service « Eau douce » SA5 présente un ICC faible (0,34) et un indice de confiance moyen avec 2,2. Avec une erreur standard de 0.25, son score moyen est de 1,3 et ses scores les plus forts sont pour les écosystèmes aquatiques (scores moyens à 2,7). Le service « Biomasse » SA9 présente un ICC faible (0,39) et un indice de confiance moyen avec 1,9. Avec une erreur standard de 0.22, son score moyen est de 1,3 et ses scores les plus forts sont pour les écosystèmes forestiers (scores moyens à 3,6). Le service « Pollinisation» SR5 présente un ICC faible (0,29) et un indice de confiance moyen avec 2,1. Avec une erreur standard de 0.22, son score moyen est de 2,2 et ses scores sont forts pour les écosystèmes forestiers et agricoles (scores moyens à 3,2 et 3,0 respectivement). Le service « Offre d'habitats» SR4 présente un ICC faible (0,42) et un indice de confiance moyen avec 2,4. Avec une erreur standard de 0.23, son score moyen est de 3,0 et ses scores sont forts pour les écosystèmes forestiers et aquatiques (scores moyens à 3,7 pour les deux types d'écosystèmes). Le service « Activités récréatives» SC4 présente un ICC faible (0,46) et un indice de confiance moyen avec 2,4. Avec une erreur standard de 0.23, son score moyen est de 2,4 et ses scores sont forts pour les écosystèmes marins et littoraux (scores moyens à 2,4)

c) Corrélation entre les services

Les services écosystémiques sont basés sur des processus et des fonctions faisant partie d'un écosystème global avec toutes ses fonctions et services en interaction. Posséder des connaissances sur les interactions entre services est primordial pour la gestion des milieux afin de pouvoir observer les effets directs et indirects des options de gestion et

d'aménagement lors des prises de décisions. Les services écosystémiques sont en association dans l'espace et dans le temps au sein d'un territoire (Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010). Il existe plusieurs types d'interactions. Les compromis sont des interactions antagonistes où l'augmentation d'un ou plusieurs services entraine la réduction d'un autre service ou plusieurs autres services (Mouchet *et al.*, 2014b). Inversement, les synergies sont des associations positives de deux ou plusieurs services. Pour visualiser ces interactions, il faut représenter simultanément plusieurs services écosystémiques. Dans l'idéal , il est souhaitable que l'évaluation de chacun des services provienne d'une même approche ou qu'ils soient évalués avec la même méthode ce qui est le cas avec la matrice des capacités (Campagne, 2018). Pour analyser les interactions entre les services nous avons fait une analyse des corrélations.

Comment interpréter les corrélations entre services écosystémiques ?

Le coefficient de corrélation de Spearman indique la force de la corrélation entre deux éléments. Les valeurs positives signifient une corrélation positive soit une synergie alors que les valeurs négatives signifient une corrélation négative soit un compromis. Les coefficients de corrélation sont généralement interpréter selon l'échelle suivante : 0 à 0,19 "très faible" ; 0,20 à 0, 39 "faible" ; 0,40 à 0,59 "modéré" ; 0,60 à 0,79 "fort" et 0,80 à 1,0 "très fort". Les résultats de l'analyse des corrélations entre les services de la matrice des écosystèmes sont présentés en Figure 6 avec en bleu les corrélations positives et en rouge les corrélations négatives et la taille des points est en fonction de la valeur absolue des coefficients de corrélation correspondants (plus la corrélation est proche de 0, plus le point et petit). Le Tableau 6 présente les valeurs des coefficients de corrélation de Spearman et les P-value de corrélation corrigé avec la méthode de Holm. Les cellules des corrélations (parties basses de la matrice) tendent vers la couleur bleue lorsque la valeur du coefficient tendant vers 1 et vers le rouge lorsque la valeur tend vers -1. Ces résultats sont significatifs lorsque la P-value est supérieure à 0,05. Les cellules des P-values (parties hautes de la matrice dans le Tableau 6) sont en couleur pâle lorsque la valeur est inférieure à 0,05 soit significative.

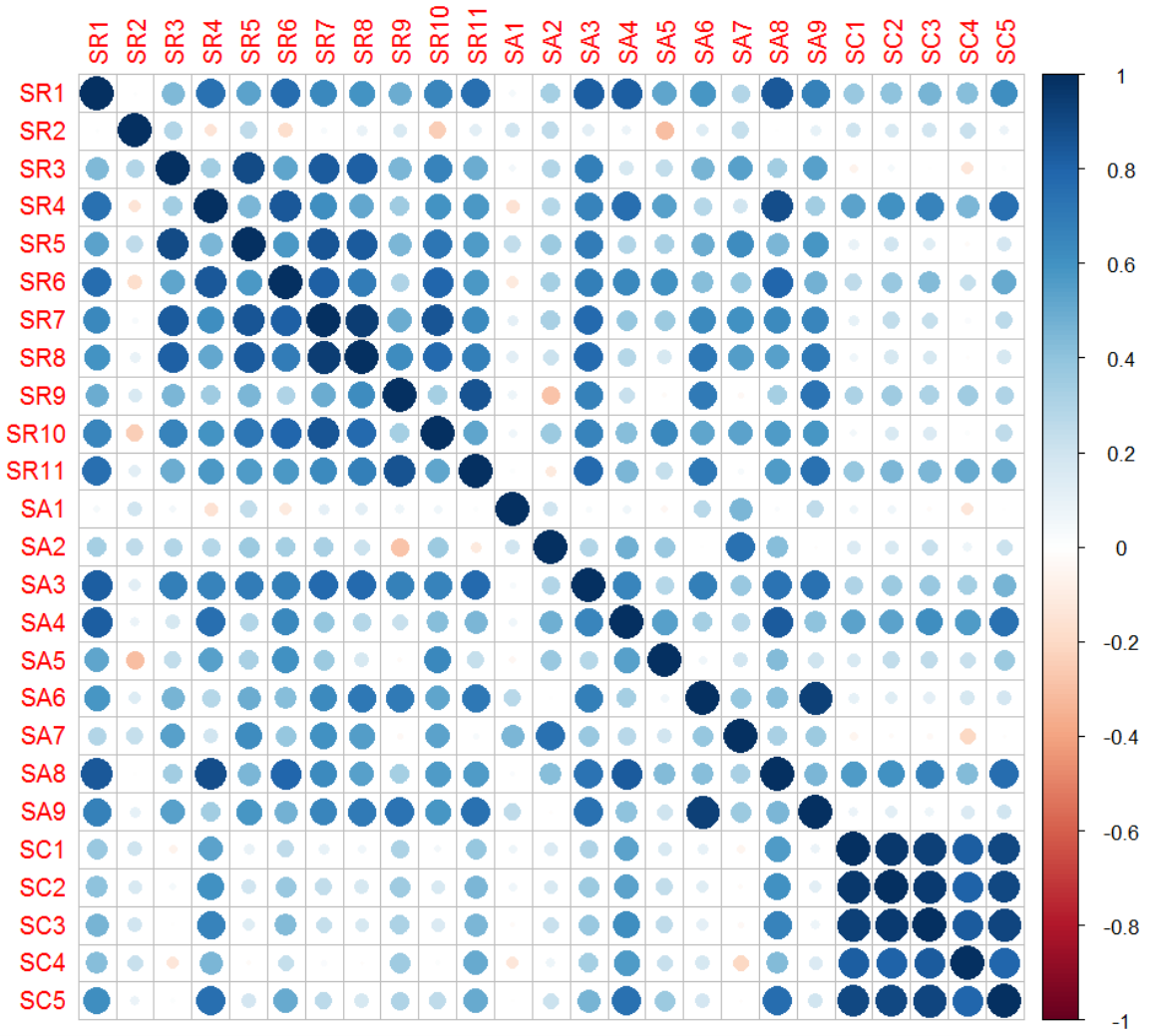


Figure 6 : Matrice des corrélations entre les services avec en bleu les corrélations positives et en rouge les corrélations négatives. La taille des points est en fonction de la valeur absolue des coefficients de corrélation correspondants (plus la corrélation est proche de 0, plus le point et petit)

On peut observer des interactions majoritairement positives entre les services soit des synergies entre services. Les synergies sont très fortes (>0,80) et significatives au sein des services culturels. Des synergies modérées à très fortes sont présentes au sein des services de régulation (associées à une significativité) sauf pour « Régulation des animaux vecteurs de maladies pour l'homme » SR2 qui montre, majoritairement, des corrélations très faibles ou faibles (<0,30) sans significativité avec l'ensemble des services. De même « Protection contre les tempêtes » SR9 montre majoritairement des corrélations faibles ou modérées (<0,60) avec l'ensemble des services. Les tendances dans les corrélations et leurs significativités sont ensuite spécifiques à un service et non à un type de services. Par exemple, on observe des synergies très fortes et significatives entre « Régulation du climat et de la composition atmosphérique » SR1 et les services de production sauvage

« Ressource végétale et fongique alimentaire sauvage » SA3 et « Ressource animale alimentaire sauvage » SA4.

Tableau 6 : Matrice des corrélations avec en bas les coefficients de corrélation de Spearman et en haut les P-value de corrélation corrigé avec la méthode de Holm.

Les cellules des corrélations tendent vers la couleur bleue lorsque la valeur tend vers 1 et vers le rouge lorsque la valeur tend vers -1 et les cellules des P-values sont en couleur pâle lorsque la valeur est inférieure à 0,05 soit significative.

	Services de régulation et d'entretien											Services d'approvisionnement									Services culturels				
	Régulation du climat et de la composition atmosphérique	Régulation des animaux vecteurs de maladies pour l'homme	Régulation des ravageurs	Offre habitat, de refuge et de nursery	Pollinisation et dispersion des graines	Maintien de la qualité des eaux	Maintien de la qualité du sol	Contrôle de l'érosion	Protection contre les tempêtes	Régulation des inondations et des crues	Limitation des nuisances visuelles, olfactives et sonores	Production végétale alimentaire cultivée	Production animale alimentaire élevée	Ressource végétale et fongique alimentaire sauvage	Ressource animale alimentaire sauvage	Eau douce	Matériaux et fibres	Ressource secondaire pour l'agriculture/ alimentation indirecte	Composées et matériel génétique des êtres vivants	Biomasse à vocation énergétique	Emblème ou symbole	Héritage (passé et futur) et existence	Esthétique	Activités récréatives	Connaissance et éducation
	SR1	SR2	SR3	SR4	SR5	SR6	SR7	SR8	SR9	SR10	SR11	SA1	SA2	SA3	SA4	SA5	SA6	SA7	SA8	SA9	SC1	SC2	SC3	SC4	SC5
SR1		1.00	0.39	<.0001	0.04	<.0001	0.00	0.01	1.00	0.00	<.0001	0.43	0.04	<.0001	<.0001	0.00	0.20	0.14	<.0001	0.00	1.00	1.00	0.35	0.35	0.00
SR2	0.01		1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
SR3	0.45	0.30		1.00	<.0001	0.03	<.0001	<.0001	0.60	<.0001	0.76	0.04	1.00	0.00	1.00	1.00	0.04	<.0001	1.00	<.0001	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
SR4	0.75	-0.14	0.35		1.00	<.0001	0.01	0.27	1.00	0.03	0.00	1.00	0.58	0.00	<.0001	0.00	1.00	1.00	<.0001	1.00	0.29	0.02	0.00	0.88	<.0001
SR5	0.54	0.25	0.89	0.45		0.02	<.0001	<.0001	0.26	<.0001	0.08	0.00	0.49	<.0001	1.00	0.94	0.01	<.0001	1.00	<.0001	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
SR6	0.77	-0.18	0.53	0.85	0.57		<.0001	0.00	1.00	<.0001	0.00	1.00	0.11	<.0001	<.0001	<.0001	0.35	0.01	<.0001	0.02	1.00	1.00	1.00	1.00	0.56
SR7	0.64	0.03	0.84	0.62	0.85	0.82		<.0001	0.17	<.0001	0.01	0.00	0.34	<.0001	0.37	0.01	<.0001	<.0001	0.01	<.0001	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
SR8	0.59	0.10	0.81	0.51	0.84	0.69	0.94		0.00	<.0001	0.00	0.08	1.00	<.0001	1.00	1.00	<.0001	<.0001	0.23	<.0001	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
SR9	0.49	0.16	0.45	0.35	0.46	0.30	0.50	0.63		1.00	0.00	1.00	1.00	0.07	1.00	1.00	0.01	1.00	1.00	0.00	1.00	0.57	1.00	0.78	1.00
SR10	0.66	-0.24	0.66	0.59	0.73	0.79	0.85	0.78	0.34		0.08	0.01	0.93	0.00	0.14	<.0001	0.04	0.00	0.44	0.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
SR11	0.76	0.13	0.50	0.57	0.56	0.58	0.64	0.68	0.87	0.52		1.00	1.00	0.00	0.05	0.94	0.11	1.00	0.01	0.01	0.50	0.22	0.07	0.05	0.01
SA1	0.05	0.19	0.05	-0.16	0.25	-0.12	0.11	0.12	0.07	0.06	0.02		0.00	0.14	0.99	1.00	0.44	<.0001	1.00	0.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
SA2	0.34	0.25	0.29	0.29	0.36	0.34	0.33	0.22	-0.29	0.37	-0.12	0.20		0.02	<.0001	0.27	1.00	<.0001	0.01	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
SA3	0.82	0.13	0.69	0.66	0.70	0.68	0.78	0.77	0.67	0.67	0.77	0.03	0.30		<.0001	0.22	0.00	0.00	<.0001	<.0001	1.00	1.00	1.00	1.00	0.84
SA4	0.83	0.08	0.18	0.76	0.29	0.65	0.38	0.29	0.23	0.43	0.46	0.06	0.49	0.66		0.01	1.00	0.20	<.0001	0.17	0.44	0.51	0.05	0.23	0.00
SA5	0.52	-0.30	0.24	0.54	0.32	0.61	0.37	0.17	-0.02	0.65	0.24	-0.04	0.37	0.29	0.55		1.00	0.35	0.02	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
SA6	0.58	0.14	0.46	0.28	0.49	0.43	0.63	0.71	0.71	0.53	0.71	0.27	-0.00	0.68	0.34	0.07		0.00	1.00	<.0001	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
SA7	0.30	0.24	0.54	0.20	0.62	0.39	0.60	0.55	-0.04	0.54	0.04	0.46	0.75	0.38	0.28	0.20	0.38		0.35	<.0001	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
SA8	0.85	-0.01	0.35	0.89	0.46	0.79	0.63	0.54	0.33	0.56	0.57	0.02	0.42	0.73	0.83	0.44	0.42	0.32		0.50	0.18	0.09	0.00	0.99	<.0001
SA9	0.67	0.10	0.54	0.34	0.58	0.47	0.65	0.70	0.74	0.58	0.75	0.26	-0.01	0.74	0.40	0.21	0.93	0.37	0.46		1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
SC1	0.37	0.20	-0.07	0.53	0.10	0.26	0.11	0.07	0.31	0.05	0.39	0.07	0.15	0.30	0.53	0.17	0.11	-0.06	0.56	0.09		<.0001	<.0001	<.0001	<.0001
SC2	0.41	0.17	0.05	0.61	0.19	0.37	0.25	0.18	0.36	0.16	0.45	0.06	0.16	0.37	0.53	0.24	0.14	-0.02	0.61	0.13	0.97		<.0001	<.0001	<.0001
SC3	0.46	0.19	-0.01	0.66	0.13	0.44	0.24	0.17	0.32	0.16	0.46	-0.02	0.23	0.37	0.61	0.26	0.12	-0.03	0.67	0.08	0.94	0.95		<.0001	<.0001
SC4	0.43	0.22	-0.13	0.45	-0.02	0.23	0.03	-0.01	0.36	0.02	0.50	-0.14	0.08	0.34	0.56	0.22	0.17	-0.21	0.44	0.16	0.82	0.80	0.84		<.0001
SC5	0.62	0.09	0.02	0.76	0.19	0.51	0.26	0.18	0.31	0.25	0.50	-0.00	0.22	0.47	0.74	0.36	0.18	-0.01	0.77	0.19	0.91	0.91	0.92	0.79	

De nombreuses corrélations spécifiques peuvent être observées dans la Figure 6 et le Tableau 7. Par exemple, nous observons une forte et significative synergie entre « Production animale alimentaire élevée » SA2 et « Ressource secondaire pour l'agriculture/ alimentation indirecte » SA7 que l'on peut interpréter due à la présence d'animaux sauvage dans les liés de productions non intensives mais secondaires pour l'homme (lié aux espèces cultivés pour le fourrage par exemple).

d) Bouquets de services et d'écosystèmes

La notion de bouquet de service regroupe l'association dans l'espace et dans le temps de différents services écosystémiques, mais fait également référence à un mode de représentation des services écosystémiques. Les bouquets de services écosystémiques (comme mode de représentation) permettent une représentation visuelle rapidement

compréhensible pour un large public, même en l'absence de connaissances sur les services écosystémiques. En effet, contrairement à la matrice et ces valeurs numériques, les bouquets permettent une représentation visuelle simple des résultats. De plus, les bouquets de services permettent également de visualiser simplement les interactions entre les services écosystémiques.

Nous représentons les bouquets de services écosystémiques via un diagramme en fleur, c'est-à-dire, un graphique combiné de type 'camembert' et 'radar' comme présenté dans la Figure 8 avec la correspondance couleur en Figure 7.

Comment interpréter les bouquets de services écosystémiques ?

Dans chaque bouquet de services écosystémiques, chaque part ou 'pétale' (différenciées par des couleurs différentes) est un service écosystémique. La correspondance entre les couleurs et les services est présentée en Figure 7. La longueur des parts correspondant au rayon, indique le niveau de fourniture du service écosystémique soit le score de la matrice. Le cercle externe du bouquet signifie une fourniture de 5 et le centre du bouquet signifie une fourniture à 0.

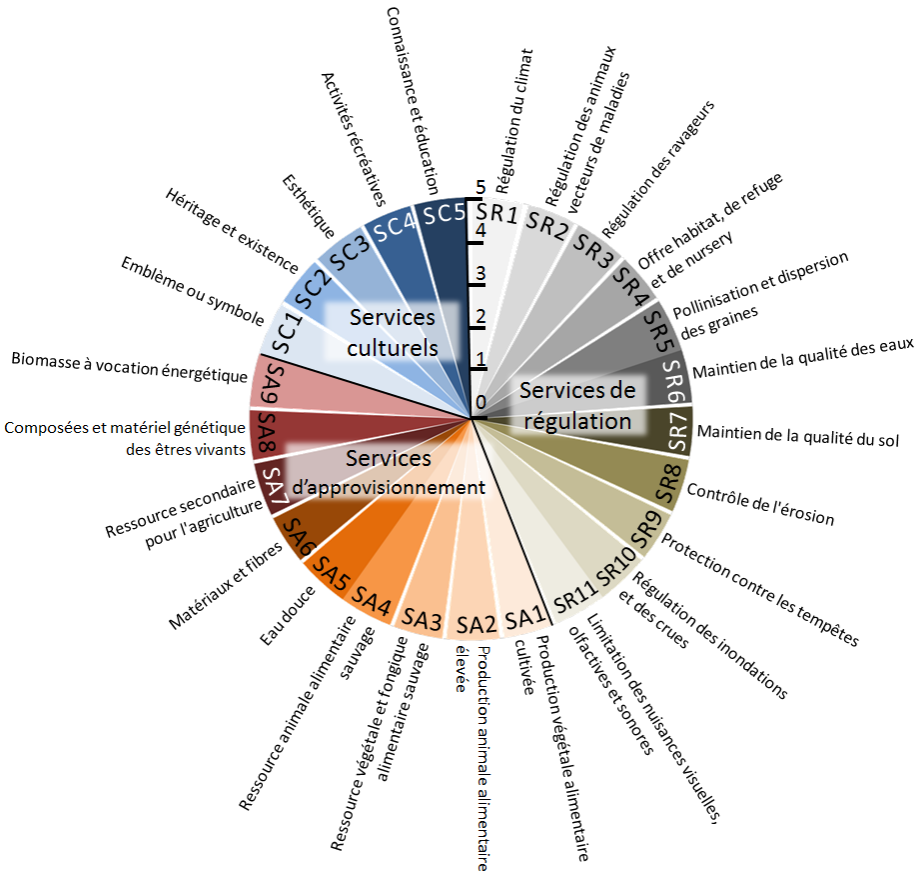


Figure 7 : Correspondance des couleurs des bouquets de services écosystémiques

Figure 8 : Bouquets de services écosystémiques produits par les écosystèmes agricoles, forestiers, aquatiques, marins et urbains

La Figure 8 présente les bouquets de services produits par les grands types d'écosystèmes à l'échelle de la Région. Une approche par les écosystèmes, soit par les différents types de milieux, constitue l'entrée privilégiée afin de mettre en avant les enjeux de gestion liés au changement d'occupation du sol sur un territoire (Couvet *et al.* 2015). Avec ces 5 bouquets, on retrouve les tendances issues de la matrice. On peut facilement observer la différence entre la forte capacité des écosystèmes forestiers à produire des services et la faible capacité des écosystèmes urbains. La forte capacité des écosystèmes marins et littoraux à produire des services culturels est aussi observable (parts dans les nuances de bleu dans les bouquets, Figure 8).

Il est aussi possible de faire des bouquets de services à différentes échelles (entité, communes, départements, etc.) et de faire des bouquets d'écosystèmes. C'est-à-dire, représenter pour un écosystème donné, la capacité à produire les différents services écosystémiques. Selon les objectifs de gestion, les actions peuvent être orientées vers un service écosystémique particulier, ainsi savoir quel écosystème est important par sa réalisation. Cependant, il est important de noter que les services sont en interaction et qu'un service ne peut être pris en compte individuellement. Ainsi les bouquets d'écosystèmes sont à compléter avec des bouquets de services.

La DREAL porte un intérêt particulier pour huit services écosystémiques par rapport à différentes actions de gestion sur la Région. Il est ainsi important d'avoir une représentation de la capacité des écosystèmes produisant le plus ces services. La Figure 9 présente les scores de la capacité de tous les écosystèmes à produire les services : « Offre d'habitats » SR4, « Pollinisation » SR5, « Maintien de la qualité de l'eau » SR6, « Contrôle de l'érosion » SR8, « Régulation inondations » SR10, « Eau douce » SA5, « Biomasse » SA9 et « Activités récréatives » SC4. Par exemple, pour augmenter la capacité d'une zone telle qu'un quartier, une ville ou une autre zone géographique à produire « Contrôle de l'érosion » SR8, il faudra privilégier les écosystèmes forestiers et agricoles alors que pour favoriser le service d' « offre d'habitats » SR4.

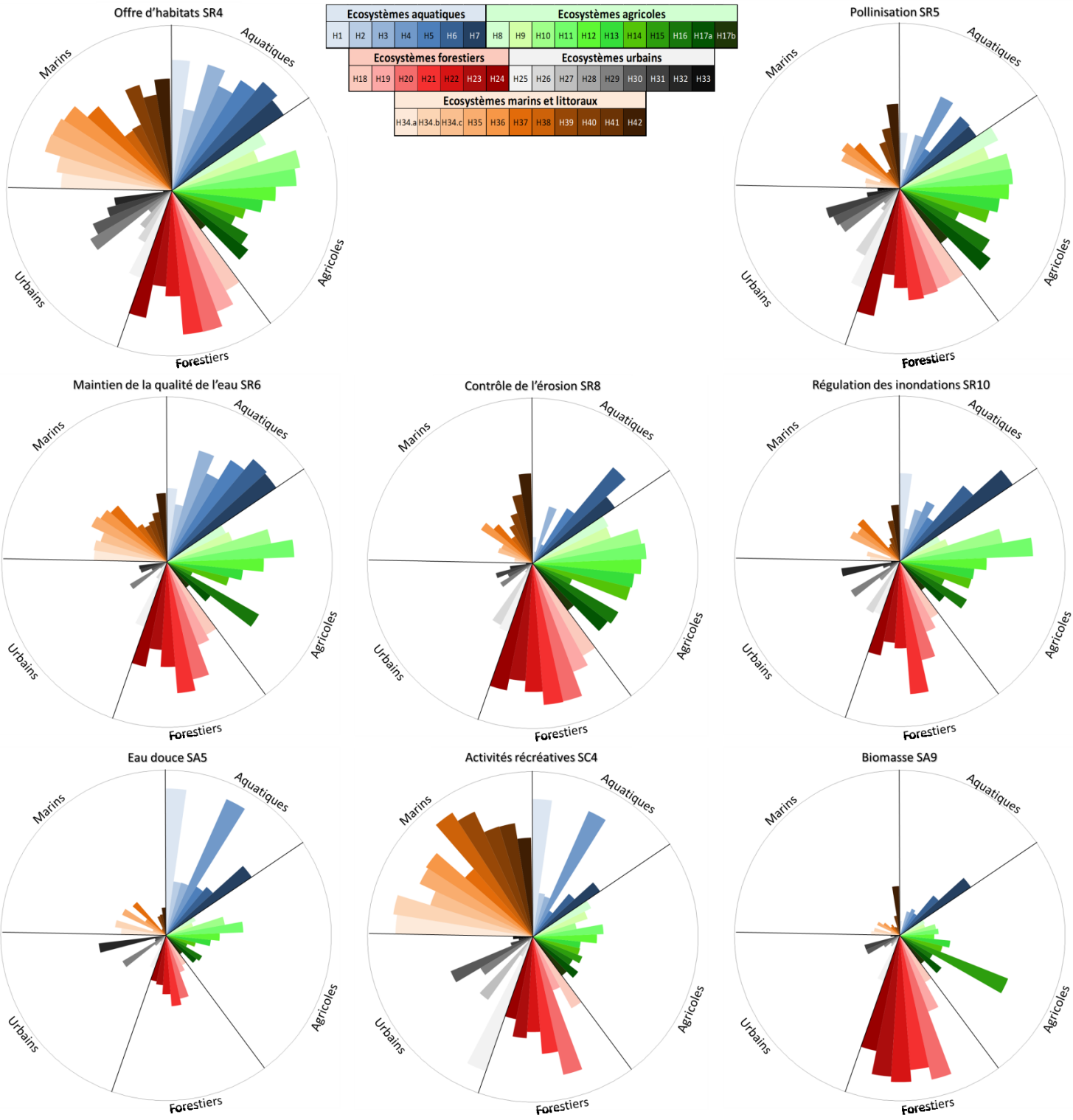


Figure 9 : Bouquets des écosystèmes pour 8 services écosystémiques

.

Tableau 7 : Matrice régionale : score pondérée par la surface des écosystèmes

Code Carto	Nom Carto	Aire Région (ha)	% Région	Code Matrice	SR1	SR2	SR3	SR4	SR5	SR6	SR7	SR8	SR9	SR10	SR11	SA1	SA2	SA3	SA4	SA5	SA6	SA7	SA8	SA9	SC1	SC2	SC3	SC4	SC5
11	Mers et océans	36054.9	1.11	H34a ; H3Ab	4.3	2.0	0.9	3.8	1.2	2.5	0.7	0.6	0.3	1.1	2.1	0.3	2.5	1.7	4.7	1.6	1.2	0.8	3.6	0.9	4.2	3.8	4.7	4.7	4.5
14	Vasières et bancs de sable sans végétation	16675.7	0.51	H36	1.2	0.8	0.5	2.0	1.1	1.2	0.9	1.0	0.5	0.8	0.8	0.5	1.0	1.3	2.0	0.4	0.5	0.5	1.4	0.3	1.7	1.9	2.1	2.0	2.0
15	Marais salés, prés salés (schorres), steppes et fourrés sur gypse	2769.1	0.09	H36	0.2	0.1	0.1	0.3	0.2	0.2	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	0.3	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1	0.3	0.3	0.4	0.3	0.3
131	Fleuves et rivières soumis à marées	96.5	0.00	H35	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
132	Estuaires	579.0	0.02	H35	0.1	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
23	Eaux saumâtres ou salées	284.1	0.01	H35	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
18	Côtes rocheuses et falaises maritimes	189.1	0.01	H40	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
161	Plages de sables	269.0	0.01	H38	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
162	Dunes	2656.7	0.08	H41 ; H37	0.1	0.1	0.1	0.3	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0	0.1	0.2	0.1	0.1	0.0	0.2	0.0	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3
171	Plages de galets sans végétation	148.7	0.00	H39	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
175	Plages de galets végétalisées	108.3	0.00	H39	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
16291	Feuillus sur dunes	2992.2	0.09	H42	0.2	0.1	0.1	0.3	0.2	0.2	0.2	0.3	0.3	0.2	0.3	0.0	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3
16292	Conifères sur dunes	1865.7	0.06	H42	0.2	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	0.1	0.2	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
162A	Dunes avec fourrés, bosquets	3692.3	0.11	H42	0.3	0.2	0.2	0.4	0.3	0.2	0.2	0.3	0.3	0.2	0.3	0.1	0.1	0.2	0.2	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.4	0.4	0.3	0.4
54	Bas marais, tourbières de transition, sources	4778.4	0.15	H7	0.4	0.1	0.2	0.6	0.4	0.6	0.5	0.4	0.1	0.6	0.3	0.1	0.2	0.2	0.4	0.5	0.3	0.3	0.5	0.4	0.5	0.6	0.5	0.4	0.6
2	Milieux aquatiques non marins	361.7	0.01	H01	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
221	Eaux douces	21713.0	0.67	H1 ; H2; H3 ; H5 ; H6	0.7	0.8	0.7	1.8	0.5	1.3	0.8	0.4	0.1	0.8	0.5	0.2	0.5	0.2	1.0	1.1	0.3	0.3	1.0	0.1	0.7	1.0	1.2	0.9	1.3
24	Eaux courantes	7700.1	0.24	H4	0.6	0.5	0.4	0.8	0.7	0.7	0.3	0.1	0.1	0.5	0.4	0.2	0.5	0.2	0.9	1.1	0.1	0.2	0.5	0.2	0.9	0.9	1.0	1.0	0.9
34	Steppes et prairies calcaires sèches	8686.4	0.27	H8	0.4	0.6	0.7	0.8	0.9	0.5	0.7	0.7	0.1	0.4	0.3	0.1	0.6	0.4	0.5	0.3	0.3	0.5	0.7	0.2	0.8	0.8	0.9	0.5	0.8
35	Prairies siliceuses sèches	20.9	0.00	H9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

37	Prairies humides et mégaphorbiaies	66225.6	2.03	H10 ; H11	5.5	2.9	4.9	7.7	7.0	7.7	7.6	7.0	1.1	8.1	2.8	1.9	6.8	4.6	5.3	4.7	3.3	6.2	6.2	2.4	6.3	7.0	6.9	4.2	6.8
38	Prairies mésophiles	332006.3	10.19	H12 ; H13 ; H14	23.4	19.2	23.5	31.7	33.4	29.2	32.3	33.3	4.4	26.4	13.0	8.0	38.5	22.0	24.5	16.3	17.2	36.2	26.4	11.1	20.9	24.2	27.6	19.3	25.1
82	Cultures	1852110.7	56.87	H15; H16; H24	92.9	110.0	36.3	117.6	109.7	47.3	60.5	73.2	31.2	82.8	38.0	271.4	95.7	36.3	157.9	39.6	201.7	225.7	104.4	200.2	123.0	102.6	88.4	91.6	138.1
83V	Vergers	5660.6	0.17	H17a	0.4	0.3	0.3	0.5	0.6	0.3	0.4	0.5	0.3	0.3	0.4	0.8	0.3	0.3	0.4	0.2	0.3	0.3	0.4	0.3	0.5	0.6	0.6	0.3	0.5
8321	Vignobles	3526.3	0.11	H17b	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.1	0.2	0.2	0.1	0.1	0.2	0.5	0.1	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.2	0.1	0.4	0.4	0.3	0.2	0.3
311	Landes humides	606.1	0.02	H18	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	0.0	0.1
312	Landes sèches	2484.2	0.08	H18	0.2	0.2	0.2	0.3	0.2	0.2	0.2	0.2	0.1	0.1	0.2	0.0	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.3	0.2	0.2
318	Fourrés	28424.9	0.87	H19	2.5	1.6	2.4	3.4	2.8	2.3	2.8	3.1	1.8	2.0	2.2	0.5	0.8	2.3	2.6	1.0	1.8	1.3	2.3	2.1	1.4	1.6	1.8	1.5	2.0
41	Forêts caducifoliées	364653.1	11.20	H20	51.5	17.8	28.9	48.9	37.1	40.7	46.7	47.9	41.2	34.2	44.9	6.0	7.2	42.9	42.9	21.9	43.5	18.5	41.2	50.0	43.2	45.5	47.3	47.8	47.0
44	Forêts riveraines, forêts et fourrés très humides	57914.0	1.78	H21	7.8	2.8	4.5	7.8	6.0	7.1	7.2	7.6	6.5	7.2	7.5	0.8	1.1	5.7	6.2	3.8	6.9	2.4	5.9	7.2	5.4	6.5	6.8	6.3	6.5
833	Plantations indéterminées	34118.2	1.05	H22	4.3	1.7	2.1	3.3	3.2	3.3	3.6	4.1	3.1	2.8	4.1	0.7	0.7	2.9	3.4	1.9	4.4	1.3	2.7	4.6	2.1	2.3	2.3	3.0	2.8
8331	Plantations de conifères	15860.6	0.49	H23	1.8	0.9	1.0	1.4	1.3	1.3	1.3	1.7	1.5	1.2	1.9	0.1	0.1	1.2	1.3	0.7	2.1	0.4	1.2	2.1	0.9	0.9	1.1	1.5	1.3
85	Parcs urbains et grands jardins	16199.6	0.50	H25	1.2	1.0	0.9	1.4	1.6	1.0	1.2	1.1	1.0	0.8	1.9	0.7	0.3	0.7	0.5	0.5	0.7	0.5	0.7	0.7	1.4	1.7	1.7	2.1	1.5
342	Prairies à métaux lourds	10.4	0.00	H26	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
86	Villes, villages et sites industriels	259058.3	7.95	H27	1.0	16.3	10.1	11.1	6.5	0.5	0.6	2.7	9.0	0.5	2.7	3.6	4.3	1.6	2.2	1.9	2.2	1.3	2.4	3.2	19.3	17.6	18.3	18.6	14.2
863C	Carrières en activité	3406.1	0.10	H28	0.0	0.2	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.1
8641	Carrières abandonnées	574.1	0.02	H29	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
87	Friches	20927.4	0.64	H31	0.6	1.0	1.0	1.3	1.5	0.5	0.4	0.7	0.5	0.3	0.5	0.1	0.1	0.8	0.7	0.2	0.4	0.4	0.7	0.7	0.6	0.7	0.2	0.4	0.8
89	Lagunes et réservoirs industriels	1280.1	0.04	H32	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
8642A	Terrils, crassiers et autres tas de détritus	1224.4	0.04	H30	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1
8642B	Terrils boisés	1653.9	0.05	H30	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0	0.1	0.1	0.2	0.2	0.1	0.1	0.2
991	Réseaux routiers	72443.1	2.22	H33	0.4	3.5	2.1	1.3	2.2	0.4	0.3	0.9	0.4	0.7	0.4	0.4	0.4	0.5	1.0	0.2	0.4	0.3	0.8	1.0	1.1	1.6	0.8	1.4	1.7
992	Réseaux ferrés	4990.4	0.15	H33	0.0	0.2	0.1	0.1	0.2	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1

e) Matrice régionale

La matrice régionale est présentée en Tableau 7 avec les scores de la matrice des écosystèmes pondérés par les pourcentages d'occupation du sol des écosystèmes. 86,05 % du territoire est occupé par 4 écosystèmes : les prairies mésophiles – code carto 38 ; les Cultures – code carto 82 ; les forêts caducifoliées – code carto 41 – et les villes, villages et sites industriels – code carto 86 avec une représentation sur le territoire de la région de respectivement 10,1% ; 56,8% ; 11,2% et 7,95%. Ainsi les services écosystémiques produits par le territoire de la Région Hauts-de-France sont principalement produits par ces quatre écosystèmes dont plus de la moitié par les cultures.

La matrice régionale montre des scores faibles pour les écosystèmes rares et des scores forts pour les 8 écosystèmes présents sur le territoire. Ce sont les « Cultures » 82 qui rendent le plus de services par rapport à leur superficie représentant 56,8% du territoire. Cela signifie que les services produits par les écosystèmes de la Région Hauts-de-France sont majoritairement ceux produits par l'écosystème Culture.

À titre illustratif sur les tendances des services produits à l'échelle de toute la région, la Figure 10 présente les sommes des scores des services écosystémiques produits par tous les écosystèmes de la région Hauts-de-France.

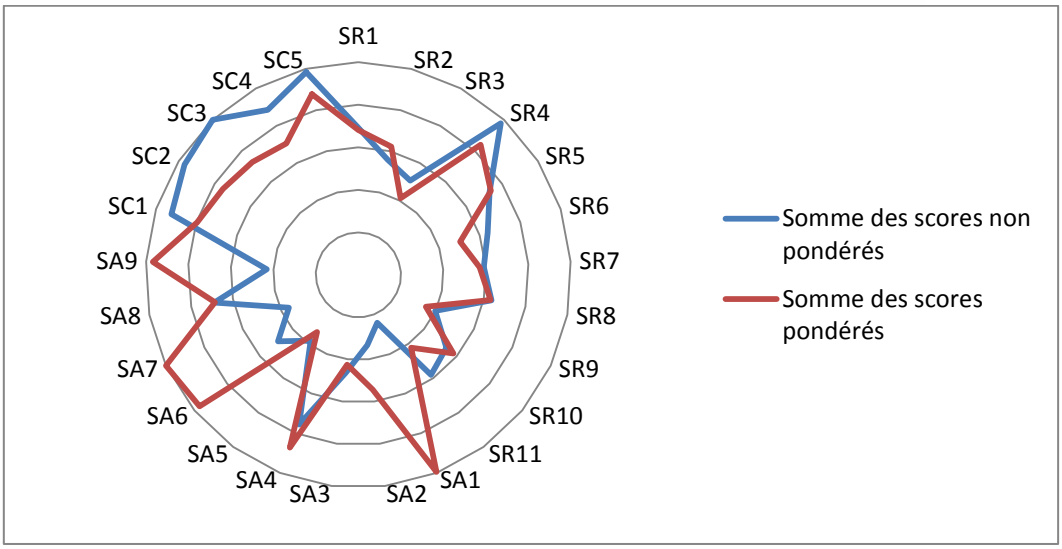


Figure 10 : Sommes des scores des services écosystémiques produits par tous les écosystèmes de la région Hauts-de-France, sans pondérations surfaciques en bleu et avec en rouge. Les sommes des scores ont été normées entre 0 et 1 par rapport à la valeur maximale de la série de données pour qu'elles soient sur la même échelle et qu'on puisse observer les profils des séries.

Sans pondération surfacique (en bleu dans la Figure 10), on peut observer que les services les plus fortement produits sont les services culturels et le service SR4 « Offre habitat, de refuge et de nursery ». Ces tendances changent avec la pondération surfacique (en rouge dans la Figure 10), avec les services les plus fortement produits pour les services d'approvisionnement SA1 « Production végétale alimentaire cultivée », SA6 « Matériaux et fibres », SA7 « Ressource secondaire pour l'agriculture/ alimentation indirecte », SA9 « Biomasse à vocation énergétique » et pour le service culturel SC5 « Connaissance et éducation ». En effet, on peut noter l'importance de la fourniture des services d'approvisionnement liée à la dominance de Cultures et à leur capacité à produire des services.

Il est important de noter la pertinence de la prise en compte de la superficie pour l'évaluation régionale des services d'approvisionnement et de régulation de l'hypothèse de proportionnalité, entre la surface d'écosystème et la quantité de service produites. Néanmoins, pour certains services culturels tels que la valeur patrimoniale ou les valeurs esthétiques, l'hypothèse de proportionnalité n'est pas forcément raisonnable : un écosystème rare ou un écosystème répandu dans une région peuvent être considérée comme symboliques et/ou beaux.

f) Cartes de services écosystémiques

La cartographie des résultats de la matrice des capacités repose sur l'hypothèse que l'occupation du sol est le seul facteur déterminant de la fourniture des services. La création de carte de services écosystémiques à partir de l'approche des matrices est une de celle qui nécessite le moins de compétences lourdes et de données précises (Lavorel *et al.*, 2017). De plus, cette approche ne prend pas en compte les hétérogénéités spatiales au sein des types d'occupations du sol (Eigenbrod *et al.*, 2010).

La matrice des écosystèmes et les cartes faites à partir des scores permettent de mettre en avant les tendances à l'échelle de la Région. Cependant, la représentation par cartographie d'un seul service écosystémique limite la prise en compte de la multifonctionnalité des systèmes écologiques (Seppelt *et al.*, 2011). Même si beaucoup d'évaluations de services écosystémiques se concentrent majoritairement sur un nombre restreint de services, il est possible de prendre en compte les synergies entre services écosystémiques et de rechercher ce que l'on appelle des bouquets de services écosystémiques produit par un écosystème ou un territoire. Les bouquets peuvent être représentés soit sous forme de cartographie les délimitant soit sous forme de graphiques (ex. Figure 9). Les services écosystémiques sont déterminés par des fonctions écologiques et des facteurs de contrôle

commun entre les services. Il est de ce fait important de prendre en compte plusieurs services écosystémiques, leurs corrélations et de croiser l'analyse de plusieurs cartes de services écosystémiques.

De plus les cartes des services écosystémiques sont à interpréter avec des données complémentaires, telles que les indices de biodiversité ou des données socio-économiques, afin de prendre en compte tous les enjeux pour l'élaboration d'outils d'aide à la décision.

Comment interpréter les cartes ?

Pour une bonne interprétation et compréhension des cartes il est important de considérer :

- L'**échelle des services écosystémiques** : par définition, les services écosystémiques évalués ont une échelle qui peut varier et qui influence les résultats et leurs interprétations. En se basant sur la littérature, nous recommandons d'exploiter les résultats de la matrice avec des cartes respectant les échelles présentées dans le Tableau 8 en fonction des services écosystémiques.

- L'**échelle de la cartographie d'occupation du sol** : la cartographie des services écosystémiques s'appuie sur une couche cartographique de base qui contient les modes d'occupation du sol, les écosystèmes ou les écosystèmes. La résolution de cette couche cartographique détermine l'échelle la plus fine. Dans notre travail sur la région des Hauts de France, la cartographie utilisée se base sur deux types de données (ARCH et OSPic) avec initialement des échelles différentes et issues de photo-interprétations à des années différentes. La résolution cartographique obtenue est de l'ordre de 100m^2.

- **L'échelle de la restitution cartographique** : à partir de la cartographie de base, il est possible de produire des cartographies de services écosystémiques à différentes échelles en agrégeant les scores de services des différents écosystèmes présents au sein d'une fenêtre correspondant à l'échelle souhaitée. Ainsi pour la comparaison avec des données biophysiques externes il est préférable de faire des cartes de SE à la résolution de 1km^2. Ici nous avons projeté avec les échelles de la cartographie d'occupation du sol de la Région.

Les cartes en Figure 11 et en Figure 12 sont des exemples qui mettent en avant des tendances générales régionales, ainsi qu'à une échelle plus fine (de nombreuses autres cartes sont possibles en fonction des objectifs). Pour prendre en compte la mosaïque des écosystèmes, il est possible en partant de l'échelle la plus fine, de procéder à des changements d'échelle, en agrégeant les valeurs de différents écosystèmes et en calculant

des scores pondérés par surface relative de chacun des écosystèmes à l'échelle supérieure, comme cela a été fait dans l'étude en 2015 sur le Parc naturel régional Scarpe-Escaut (Campagne, 2015).

Tableau 8 : suggestion d'échelle d'analyse des services écosystémiques

Croix en noir issue de (Geijzendorffer et Roche, 2013)			Entité	Commune/ intercommunalité	Région	Directionnelle	Zonale
Services de régulation	Régulation du climat et de la composition atmosphérique	SR1		x	x		x
	Régulation des animaux vecteurs de maladies pour l'homme	SR2	x	x			x
	Régulation des ravageurs	SR3	x	x			x
	Offre d'habitat, de refuge et de nursery	SR4	x	x			
	Pollinisation et dispersion des graines	SR5	x	x			x
	Maintien de la qualité des eaux	SR6	x	x		x	
	Maintien de la qualité du sol	SR7	x	x			
	Contrôle de l'érosion	SR8	x	x		x	
	Protection contre les tempêtes	SR9	x	x		x	x
	Régulation des inondations et des crues	SR10	x	x		x	x
	Limitation des nuisances visuelles, olfactives et sonores	SR11	x	x			x
Services d'approvisionnement	Production végétale alimentaire cultivée	SA1	x	x			
	Production animale alimentaire élevée	SA2	x	x			
	Ressource végétale et fongique alimentaire sauvage	SA3	x	x			
	Ressource animale alimentaire sauvage	SA4	x	x	x		
	Eau douce	SA5	x	x	x	x	
	Matériaux et fibres	SA6	x	x			
	Ressource secondaire pour l'agriculture/ alimentation indirecte	SA7	x	x			
	Composées et matériel génétique des êtres vivants	SA8	x	x	x		
	Biomasse à vocation énergétique	SA9	x	x	x		
Services culturels	Emblème ou symbole	SC1	x	x	x	x	x
	Héritage (passé et futur) et existence	SC2	x	x	x		
	Esthétique	SC3	x	x	x		x
	Activités récréatives	SC4	x	x	x		x
	Connaissance et éducation	SC5		x	x		

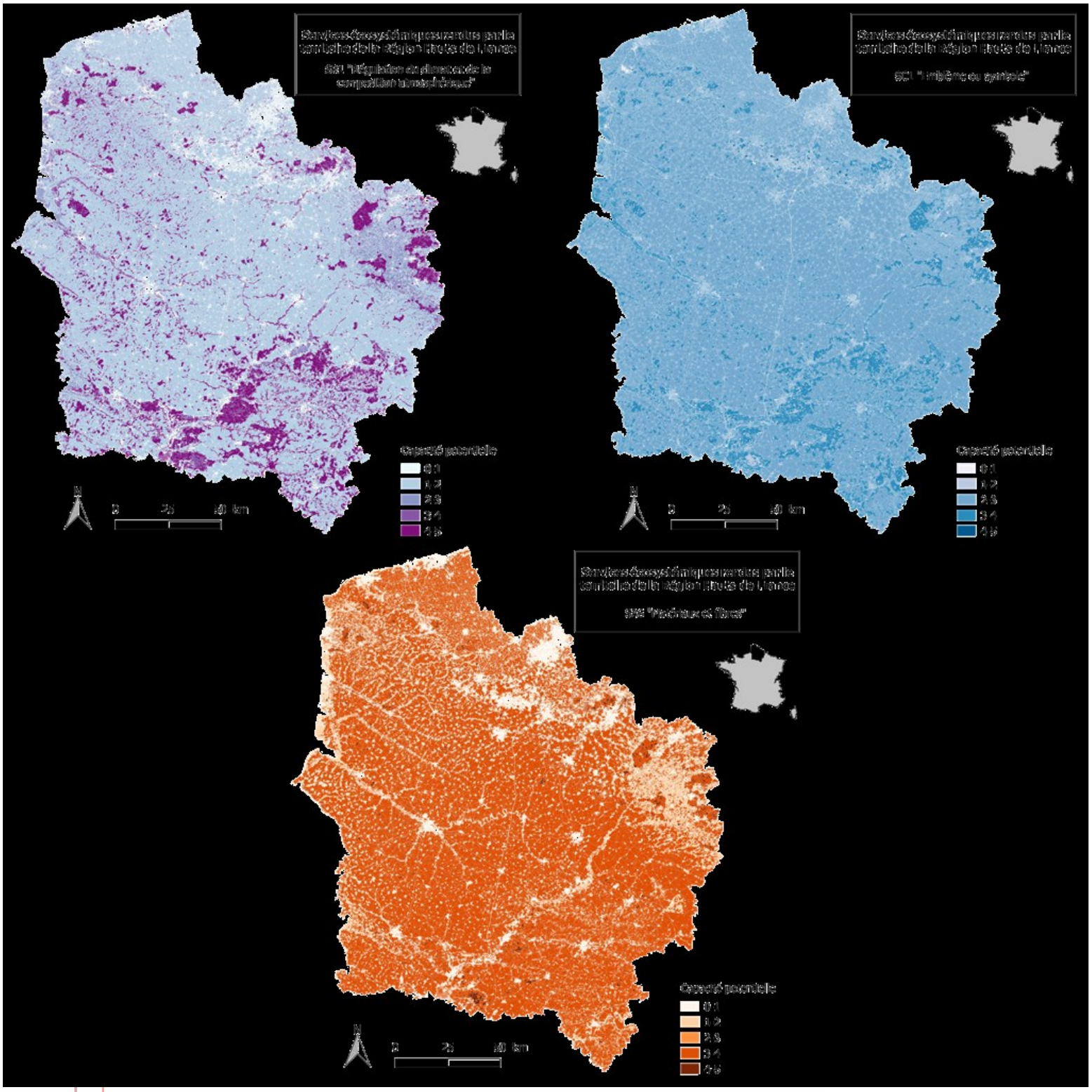


Figure 11 : Cartes des services écosystémiques de Régulation du climat SR1, d'Emblème ou symbole SC1 et de Matériaux et fibres SA6 à l'échelle de la région Hauts-de-France Cartographie des écosystèmes Hauts-de-France, ORB HdF 2017 d'après ARCH 2012 et OS_FinalV4 2013

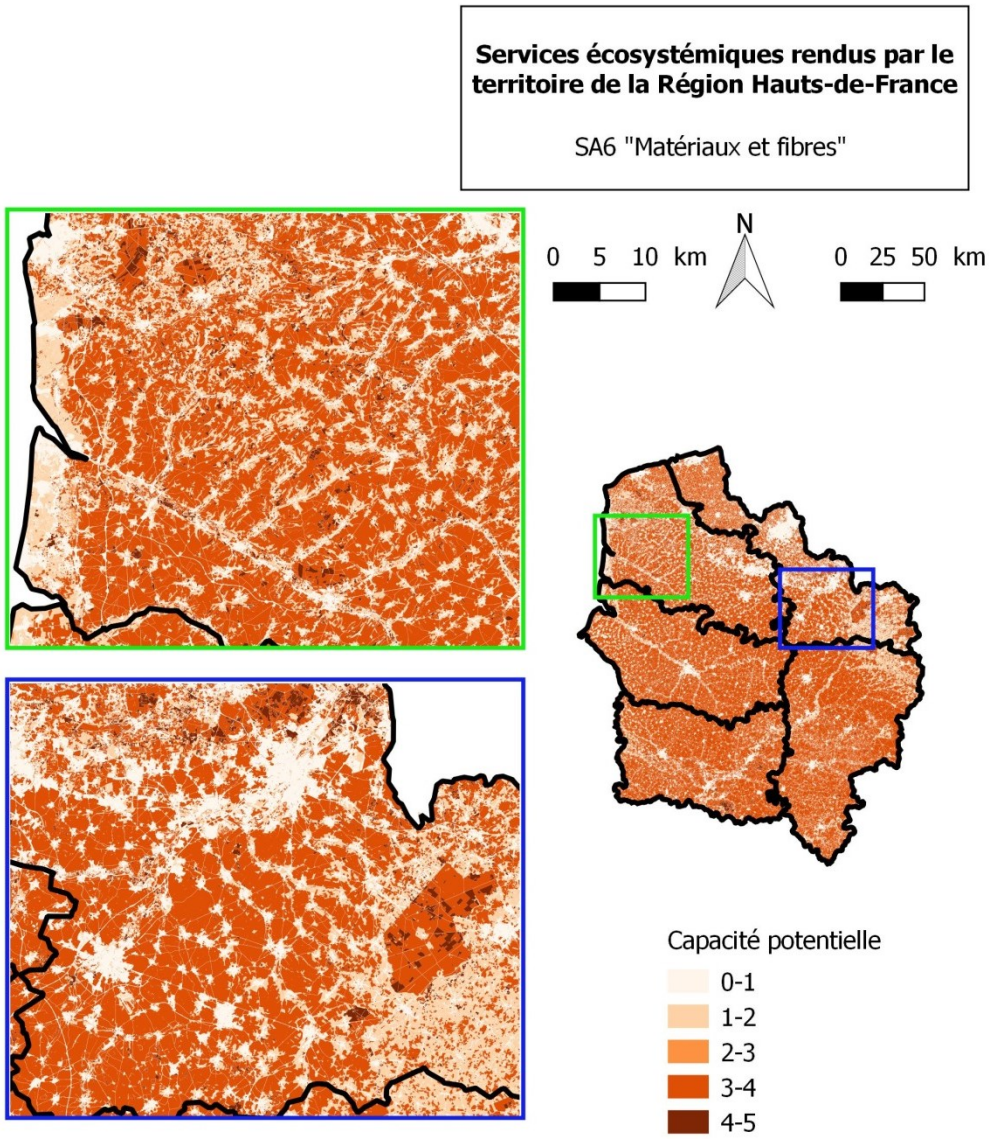


Figure 12: Cartes des services écosystémiques de Matériaux et fibres SA6 à l'échelle locale sur deux zones en Région Hauts-de-France
Cartographie des écosystèmes Hauts-de-France, ORB HdF 2017 d'après ARCH 2012 et OS_FinalV4 2013

g) Comparaison des Matrices PnrSE et Région

En 2016, le Parc naturel régional Scarpe-Escaut (PNR-SE) a effectué une évaluation de la capacité de ces écosystèmes à produire des services écosystémiques. Nous avons testé statistiquement la similarité entre la matrice du PNR-SE de 2016 et celle de la Région Hauts-de-France de 2017 avec des tests de comparaison de moyennes. Les deux matrices ont les mêmes services écosystémiques mais pas les mêmes écosystèmes.

En effet, nous n'avons pas pu prendre en compte dans l'analyse les écosystèmes marins car ils ne sont pas présents sur le territoire du PNR-SE (H34a à H42 de la matrice région). De même, H17b (Vignobles) n'est pas pris en compte car il n'est pas présent sur le territoire du PNR-SE.

Tableau 9 : P-value du test de comparaison entre les matrices du PNR Scarpe-Escaut de 2016 et de la Région Hauts-de-France de 2017

Écosystèmes	SR1	SR2	SR3	SR4	SR5	SR6	SR7	SR8	SR9	SR10	SR11	SA1	SA2	SA3	SA4	SA5	SA6	SA7	SA8	SA9	SC1	SC2	SC3	SC4	SC5
H1	0.93	0.31	0.16	0.53	0.06	0.01	0.61	0.03	0.95	0.06	0.83	0.94	0.92	0.22	0.74	0.11	0.65	0.54	0.46	0.86	0.05	0.83	0.13	0.33	0.29
H2	0.07	0.86	0.99	0.25	0.53	0.13	0.39	0.00	0.53	-	0.55	0.79	0.08	0.56	-	0.01	0.58	0.59	0.60	0.79	0.02	0.22	0.14	0.04	0.18
H3	0.46	0.14	0.18	0.02	0.91	0.04	0.23	0.03	0.17	-	0.46	0.37	0.52	0.58	0.25	0.69	0.87	0.21	0.73	0.67	0.04	0.34	0.01	0.33	0.02
H4	0.24	0.35	0.69	0.84	0.00	0.23	0.02	0.49	0.65	0.58	0.58	0.60	0.94	0.64	0.29	0.07	0.74	0.27	0.65	0.10	0.14	0.79	0.29	0.46	0.21
H5	0.57	0.19	0.43	0.17	0.94	0.05	0.21	0.14	0.52	0.00	0.64	0.86	0.85	0.87	0.31	0.55	0.50	0.27	0.98	0.17	0.12	0.40	0.01	0.23	0.03
H6	0.81	0.01	0.17	0.93	0.18	0.46	0.92	0.95	0.61	0.12	0.76	0.47	0.67	0.50	0.86	0.90	0.47	0.88	0.69	0.59	0.84	0.61	0.01	0.56	0.09
H7	0.10	0.00	0.58	0.19	0.28	0.07	0.32	0.80	0.25	0.19	0.83	0.01	0.60	0.58	0.73	0.92	0.60	0.28	0.90	0.51	0.05	0.68	0.00	0.60	0.01
H8	0.71	0.57	0.60	0.07	0.23	0.98	0.28	0.56	0.81	0.41	0.24	0.46	0.77	0.47	0.06	0.45	0.43	0.36	0.30	0.93	0.20	0.97	0.24	0.14	0.01
H9	0.29	0.58	0.85	0.13	0.19	0.86	0.34	0.29	0.18	0.23	0.63	0.42	0.74	0.76	0.59	0.68	0.25	0.33	0.77	0.98	0.62	0.77	0.54	0.14	0.00
H10	0.41	0.02	0.77	0.40	0.05	0.40	0.54	0.48	0.20	0.40	0.04	0.07	0.20	0.88	0.87	0.83	0.92	0.02	0.97	0.88	0.60	0.46	0.04	0.08	0.00
H11	0.78	0.02	0.70	0.64	0.11	0.46	0.99	0.56	0.16	0.61	0.09	0.85	0.75	0.97	0.75	0.32	0.77	0.24	0.84	0.78	0.57	0.85	0.05	0.22	0.16
H12	0.70	0.52	0.69	0.73	0.80	0.94	0.89	0.52	0.13	0.40	0.35	0.53	0.93	0.93	0.03	0.43	0.98	0.22	0.86	0.23	0.57	0.28	0.26	0.84	0.29
H13	0.38	0.85	0.80	0.86	0.43	0.95	0.84	0.40	0.06	0.09	0.15	0.45	0.56	0.74	0.19	0.60	0.77	0.53	0.19	0.75	0.47	0.38	0.31	0.85	0.49
H14	0.59	0.71	0.46	0.91	0.02	0.44	0.32	0.86	0.22	0.27	0.35	0.38	0.69	0.70	0.40	0.71	0.71	0.47	0.39	0.93	0.86	0.68	0.96	0.84	0.80
H15	0.27	0.53	0.18	0.03	0.03	0.04	0.00	0.00	0.36	0.12	0.98	0.80	0.15	0.74	0.15	0.95	0.81	0.40	0.31	0.72	0.48	0.41	0.98	0.49	0.07
H16	0.59	0.81	0.20	0.19	0.41	0.55	0.43	0.44	0.27	0.49	0.35	0.76	0.70	0.48	0.14	0.57	0.88	0.03	0.05	0.60	0.37	0.78	0.07	0.80	0.96
H17a	0.83	0.89	0.78	0.49	0.91	0.50	0.93	0.72	0.75	0.07	0.19	0.03	0.48	0.27	0.53	0.83	0.23	0.89	0.62	0.91	0.91	0.71	0.24	0.10	0.74
H18	0.57	0.89	0.97	0.60	0.11	0.79	0.21	0.25	0.89	0.35	0.51	0.40	0.36	0.77	0.47	0.55	0.85	0.63	0.37	0.56	0.29	0.98	0.03	0.68	0.05
H19	0.36	0.49	0.95	0.43	0.24	0.89	0.17	0.30	0.37	0.63	0.55	0.34	0.73	0.70	0.73	0.88	0.87	0.64	0.47	0.99	0.11	0.37	0.07	0.16	0.19
H20	0.37	0.02	0.24	0.91	0.26	0.84	0.49	0.75	0.26	0.52	0.99	0.66	0.27	0.16	0.88	0.88	0.52	0.86	0.63	0.67	0.31	0.91	0.13	0.96	0.48
H21	0.88	0.02	0.22	0.30	0.32	0.72	0.18	0.39	0.37	0.11	0.97	0.84	0.60	0.20	0.97	0.58	0.59	0.92	0.53	0.84	0.02	0.17	0.00	0.77	0.00
H22	0.12	0.52	0.80	0.78	0.48	0.56	0.78	0.77	0.84	0.28	0.16	0.75	0.57	0.38	0.24	0.46	0.71	0.88	0.13	0.58	0.80	0.76	0.62	0.23	0.24
H23	0.13	0.86	0.21	0.38	0.23	0.16	0.27	0.26	0.82	0.54	0.21	0.55	0.90	-	0.14	0.40	0.99	0.96	0.10	0.82	0.38	0.24	0.36	0.03	0.06
H24	0.83	0.80	0.15	0.85	0.21	0.77	0.85	0.53	0.70	0.24	0.67	0.82	0.90	-	0.51	0.51	0.94	0.97	0.71	0.59	0.44	0.87	0.19	0.28	0.86
H25	0.42	0.13	0.60	0.45	0.26	0.38	0.03	0.34	0.37	0.42	0.03	0.54	0.82	0.20	0.54	0.22	0.11	0.73	0.31	0.67	0.09	0.15	0.94	0.79	0.42
H26	0.80	0.41	0.58	0.81	0.75	0.54	0.87	0.41	0.67	0.89	0.39	0.05	0.92	0.83	0.61	0.57	0.22	0.66	0.44	0.67	0.02	0.06	0.00	0.32	0.00
H27	0.41	0.01	0.54	0.81	0.64	0.94	0.91	0.05	0.51	0.99	0.12	0.53	0.90	0.35	0.82	0.27	0.84	0.78	0.75	0.46	0.03	0.88	0.23	0.55	0.53
H28	0.53	0.03	0.88	0.74	0.95	0.98	0.16	0.21	0.65	0.31	0.46	0.67	0.25	0.72	0.73	0.76	0.80	0.73	0.27	0.43	0.42	0.44	0.64	0.96	0.76
H29	0.15	0.16	0.29	0.58	0.92	0.77	0.07	0.09	0.46	0.05	0.23	0.45	0.59	0.53	0.70	0.89	0.88	0.72	0.54	0.57	0.37	0.98	0.72	0.60	0.58
H30	0.74	0.98	0.86	0.21	0.35	0.46	0.46	0.30	1.00	0.82	0.56	0.82	0.17	0.45	0.46	0.35	0.07	0.68	0.76	0.74	0.61	0.94	0.54	0.40	0.20
H31	0.37	0.56	0.43	0.96	0.82	0.19	0.45	0.12	0.14	0.16	0.35	0.20	0.82	0.08	0.77	0.49	0.91	0.69	0.71	0.58	0.42	0.70	0.60	0.91	0.61
H32	0.78	0.86	0.98	0.68	0.86	0.98	0.84	0.49	0.48	0.74	0.70	0.15	0.60	0.31	0.27	0.00	0.70	0.90	0.60	0.45	0.68	0.67	0.64	0.33	0.73
H33	0.63	0.08	0.72	0.49	0.11	0. 68	0.66	0.41	0.66	0.37	0.41	0.36	0.94	0.01	0.45	0.62	0.67	0.59	0.56	0.70	0.14	0.43	0.42	0.29	0.64

En Jaune les P-Values inférieures à 0.05 et en Rouge inférieures à 0.05/825 soit avec la correction de Bonferroni. Il y a 67 scores en jaune et 5 en rouge.

Sur les 825 scores comparables, 67 sont significativement différents dont 5 après correction de Bonferroni (Tableau 9). Ainsi 8% des scores des matrices sont différents, mais seulement 0,6% après correction. Ce qui montre que les deux matrices sont fondamentalement similaires. Les scores significativement différents concernent plus les services culturels (6 différences significatives pour SC1, et 8 pour SC3 et SC5) et le service « Régulation des animaux vecteurs de maladies pour l'homme » SR2 avec 8 différences significatives. De plus ces différences significatives concernent plus les écosystèmes aquatiques avec H2 « Fonds ou rivages des plans d'eau non végétalisés » et H3 « Végétations aquatiques », avec respectivement 6 et 7 différences significatives.

1.4. Synthèse

a) Retours sur les résultats

La matrice des écosystèmes a été réalisée avec un panel d'expert (composé de 33 participants) de taille statistiquement suffisante comme le montre les résultats de l'analyse de la variabilité (Figure 5) qui rejoignent les résultats de Campagne *et al.* (2017). Avec 35 personnes présentes à l'atelier et 3 personnes externes qui n'ont pas pu être présentes à l'atelier, nous avons obtenu 30 matrices. Deux matrices sur les 30 ont été réalisées collectivement (une par un binôme et une par un trinôme) avec des personnes travaillant dans la même structure. Cela met en évidence l'intérêt de l'étude et son importance au vue de la forte contribution de ses participants, sachant qu'ils ont mis beaucoup de temps à remplir la matrice. En conclusion, nous constatons le résultat positif de ce processus participatif.

D'après les résultats, l'ensemble des écosystèmes de la région Hauts-de-France ont une capacité modérée à rendre des services d'approvisionnement (moyenne de tous les SA à 2.0), une capacité faible à rendre des services de régulation (moyenne de tous les SR à 1.5) et une capacité moyenne à rendre des services culturels (moyenne de tous les SC à 2.7). Ce sont les écosystèmes forestiers qui rendent le plus de services et les écosystèmes urbains le moins.

La variabilité inter-notateur est plutôt modérée avec des erreurs standards de l'ordre de 0,2-0,3 (ce qui donne un intervalle de confiance des scores de l'ordre de 0,4 à 0,6 points de score). Globalement les résultats montrent une variabilité inter-notateur homogène sauf pour « Cultures » H15 et le « Maintien de la qualité du sol » SR7 qui présente une variabilité forte (1,06). Cette variabilité forte peut s'expliquer par un score très variant en fonction du type de cultures, du mode de gestion agricole et de la qualité du sol considérés par les notateurs.

Ainsi les scores peuvent être très différents en fonction des interprétations pour certaines combinaisons écosystème /service spécifiques. L'indice de confiance montre une aisance généralement à 2 (soit « plutôt à l'aise, sur une échelle de 1 à 3, à l'exception de SR2 « Régulation des animaux vecteurs de maladies pour l'homme », SR3 « Régulation des ravageurs » et SA8 « Composées et matériel génétique des êtres vivants » qui ont des confiances faibles).

De manière complémentaire, nous avons utilisé des mesures d'accords inter notateurs (ce qui est une démarche innovante dans ce type d'étude) avec l'ICC (Intra Class Correlation) comme mesure. Nous avons observé des valeurs d'indices d'accord entre notateurs assez faible pour l'ensemble des services écosystémiques considérés, mais toutes très significativement différentes de 0. Les indices d'accord les plus faibles sont pour « Ressource secondaire pour l'agriculture/ alimentation indirecte » SA7 et « Composées et matériel génétique des êtres vivants » SA8 avec respectivement 0.026 et 0.186 et avec un maximum pour « Régulation du climat et de la composition atmosphérique » SR1 à 0.514. Lors de l'atelier, les participants ont mis en avant des manques de connaissances pour le service « Composées et matériel génétique des êtres vivants » SA8. Ces résultats montrent une assez grande disparité dans la notation de la capacité des différents écosystèmes pour un service écosystémique donné. Les sources potentielles de ces disparités sont multiples : des biais disciplinaires, des lacunes dans les connaissances ou un manque d'experts pertinents. Une autre origine possible est l'hétérogénéité du panel qui induit nécessairement des disparités pour chacun des écosystèmes et des services. L'utilisation des indices de type ICC est encore exploratoire dans ce contexte, notamment en ce qui concerne les valeurs seuils à considérer. Il en ressort cependant une indication des services écosystémiques pour lesquels il existe un accord relativement bon et certains pour lesquels ce n'est pas le cas. Ceci en combinaison avec l'analyse de la variabilité des scores permet d'identifier des services et des combinaisons de services et d'écosystème pour lesquels, il est certainement nécessaire d'approfondir l'analyse, soit en revenant sur les valeurs obtenues lors d'un second atelier dédié, soit de compléter le panel avec des experts plus spécialisés dans les services et écosystème concernés.

La méthode de la matrice de capacité à dire d'expert produit de nombreuses indications et valeurs qui sont certes complexes à interpréter lorsque l'on considère l'ensemble des mesures (les scores, l'erreur standard, l'indice de confiance et l'indice d'accord inter-évaluateurs), mais qui permet cependant d'avoir une interprétation complète des données.

Nous avons également considéré les corrélations entre services. Cette analyse des interactions entre services est importante, notamment dans les pratiques de gestion se

basant sur la maximisation d'un seul service (ex. : les agro écosystèmes) car la diminution des autres services peut avoir en retour des conséquences sur d'autres services associés. Les résultats montrent principalement des associations positives et fortes au sein des services culturels et des services de régulation, ainsi que de nombreuses corrélations ponctuelles entre différents services. Ce résultat montre soit une association entre ces services qui résultent de processus sous-jacents similaires, soit une association des valeurs fournie par les experts qui jugent certains écosystèmes plus favorables à un ensemble de services jugés connexes. Pour identifier les causes des corrélations, il faut une analyse complémentaire en croisant nos résultats avec des données externes. Les faisceaux de corrélations de services écosystémiques ou les assemblages de services liés à certains écosystèmes ou écosystèmes sont qualifiés de bouquets de services (ecosystem services bundles). Ces bouquets sont différents par nature de la réprésentation qui porte le même nom.

Dans les modes de représentations des résultats, les bouquets et les cartes sont, avec les matrices finales, les outils d'aide à la décision les plus utilisés à partir d'une approche par matrice (Campagne *et al.* 2018). Les bouquets permettent de visualiser plusieurs services de façon claire et simple. C'est un mode de représentation très visuel pour la communication au grand public. Les cartes sont aussi un mode de représentation très utilisé mais il faut faire attention aux différentes échelles et au fait qu'une carte ne montre qu'un service seul alors qu'il est en interaction avec les autres services. Ainsi les cartes et les bouquets doivent être utilisés simultanément ainsi que les résultats de la corrélation.

La matrice régionale, calculée en pondérant les scores de services écosystémiques par les surfaces relatives des écosystèmes, met en avant une évaluation régionale qui est fortement dépendante des modes d'occupations des sols principaux. Ainsi, les services écosystémiques sont principalement produits par les 4 occupations du sol qui couvrent 86% du territoire, dont 57% par des cultures. Malgré des scores moyens au niveau des écosystèmes (proche de 2/5 pour les cultures et les prairies), ce sont les services produits par les cultures qui ont le plus de poids dans les services produits à l'échelle de la région. Les matrices des écosystèmes et de la Région (sans et avec pondération de surface) donnent des informations complémentaires sur les services : la matrice des écosystèmes (scores non pondérés) donne des informations sur chaque écosystème, ce qui est utile pour les actions de protection/conservation dans des écosystèmes rares, spécifiques ou à l'échelle de l'écosystème, alors que la matrice régionale (scores pondérés) donne la capacité de fourniture en service écosystémique pour l'ensemble du territoire, ce qui convient mieux à la gestion globale, à la planification et à la prise de décision à l'échelle du territoire. Les résultats des deux matrices sont complémentaires selon les objectifs et les besoins d'aide à

la décision. Dans le cadre d'actions locales comme des actions de protections, conservations ou des études d'impact locales, la matrice des écosystèmes permet d'avoir une représentation des services écosystémiques produits par les écosystèmes. Dans le cadre d'outils globaux, pour les grands schémas régionaux, la matrice régionale permet d'avoir une vision d'ensemble sur les écosystèmes et les services produits à l'échelle de la Région.

Les différences dans la comparaison entre les matrices des écosystèmes de la Région et celles du PNR-SE sont plus présentes pour les écosystèmes aquatiques et pour les services culturels. Cela peut s'expliquer par la particularité du PNR-SE avec l'importance de ses zones humides et leur grande valeur patrimoniale au centre des intérêts du Parc. Plus généralement, le faible nombre de différences significatives peut s'expliquer par le fait que les deux matrices concernent des territoires se chevauchant. De plus, il faudrait tester si cela provient d'une incertitude plus grande ou d'une variabilité plus grande sur les services ou bien de différences de scores moyens. De même, il peut y avoir une absence de différence des moyennes qui résulte d'une trop grande incertitude. Donc malgré des scores différents le test peut ne pas montrer une différence significative. Il serait intéressant, par exemple, de faire une matrice « Picardie » et une matrice Nord-Pas-de-Calais et comparer les 3 matrices.

b) Limites

Limites liées à la méthodologie

Avant les travaux de la thèse de doctorat dans lesquels s'inscrivent cette étude, certains chercheurs avaient commencé à étudier les limites de cette méthode, tels Jacobs *et al.* (2014) qui avaient souligné la faible transparence méthodologique et un déficit de prise en compte approprié de l'incertitude des matrices de capacité qu'ils ont étudiés, ou Hou *et al.*, (2012) qui avaient listé les limites liées aux évaluations à l'échelle des paysages et écosystèmes. Sur la base des limites exprimées par ces chercheurs, nous avons essayé dans nos travaux de recherche et dans cette étude, d'appliquer les propositions recommandées par ces auteurs et de proposer des solutions pour répondre à ces limites. Cependant certaines limites restent inhérentes à l'approche.

1. Les limites liées à l'approche par écosystème : La précision des écosystèmes est plus ou moins pertinente selon les services écosystémiques. Des grands types d'écosystèmes peuvent suffire pour une évaluation du service de séquestration du carbone mais pour la distinction entre la fourniture de bois d'œuvre (services Matériaux et fibres) et la fourniture du bois à vocation énergétique, il faudrait aller jusqu'à la distinction des

écosystèmes forestiers en fonction des espèces. De même l'occupation du sol ne permet pas de faire la distinction entre les différents types de cultures et les différents modes de gestion alors que l'impact sur les services écosystémiques produits est élevé. De ce fait la qualité du proxy « écosystème » est dépendant de la qualité de la typologie et de son adéquation aux services écosystémiques considérés.

- La temporalité : La matrice donne une moyenne annuelle ou pluriannuelle de la fourniture en service écosystémique et ainsi il faudrait plusieurs matrices pour prendre en compte la variabilité annuelle et la variabilité sur plusieurs années. La prise en compte de la temporalité est certainement hors du champ d'application de la méthode des matrices et doit être approchée par des modèles plus complexes qui intègrent les variabilités phénologiques et les rythmes de pratiques anthropiques, notamment sur les systèmes agricoles.

De plus, Turkelboom *et al.* (2017) mettent en avant le problème lié à l'élaboration d'une liste de services écosystémiques, comme dans la matrice des capacités. La matrice donne l'impression que les services d'approvisionnement, de régulation et culturel peuvent être fournis en même temps alors que dans la majorité des cas, il est impossible de gérer les écosystèmes pour qu'ils produisent tous les services en même temps dans un niveau de fourniture maximal.

- L'hétérogénéité spatiale : La matrice donne un score moyen par écosystème. Ainsi tous les éléments du paysage du même type d'écosystème auront les mêmes scores sans la prise en compte de leur spécificité locale (Jacobs *et al.*, 2014). Les statuts de protection, l'état de santé des écosystèmes, les particularités topographiques, topologiques etc. ne sont pas prises en compte mais peuvent l'être avec une analyse complémentaire. Afin de prendre en compte l'hétérogénéité spatiale il est possible, en plus de la matrice, d'effectuer une évaluation des éléments pondérateurs (éléments spatiales capables de moduler la fourniture en services écosystémiques des écosystèmes). L'agrégation spatiale des valeurs qui intègrent les structures et les patrons du paysage peuvent moduler les variations spatiales en fonction du contexte paysager à des échelles supérieures.

- L'interaction entre services : La matrice ne prend pas en compte les compromis et synergies entre les services écosystémiques lors de leur évaluation, alors qu'ils forment un réseau d'interactions (Schröter *et al.*, 2012). Cependant, la matrice des capacités peut produire des données de base pour l'analyse des compromis et synergies. La représentation par bouquets de services permet une visualisation mais pas une évaluation dynamique des compromis.

2. Les limites liées à la compréhension et à l'interprétation : les définitions des services et des écosystèmes ne sont pas simples et peuvent amener à des interprétations différentes. De plus, il existe plusieurs concepts dans l'évaluation des services écosystémiques : offre, capacité, usage, demande, etc.

Afin de réduire cette limite nous avons pris beaucoup de temps pour expliquer et reprendre avec les participants toutes les définitions liées à l'étude.

Limites liées aux dires d'experts

- La subjectivité : Pour chaque participant, il y a une variabilité liée à sa subjectivité, à sa confiance en son propre score et à sa compréhension de l'étude. Les données évaluées via la matrice des capacités sont spécifiques à un contexte et sont très subjectives (Wolff *et al.*, 2015). Elles sont fortement dépendantes de l'expérience, des connaissances, de l'éducation et de l'opinion des participants (Hou *et al.*, 2012 ; Jacobs *et al.*, 2014).

Afin de prendre en compte la confiance des participants, nous avons demandé aux participants d'exprimer leurs incertitudes sous la forme d'un score de confiance.

- Les profils des participants : Dans un processus participatif, le profil des participants est important à prendre en compte. On parle de variabilité entre les experts pour la variabilité de l'expertise et des connaissances plus générales au sein des experts choisis (connaissances professionnelles ou personnelles en fonction de leurs expériences) (Hou *et al.*, 2012). Dans le cas de l'application de la matrice, nous considérons que le profil doit être lié au type d'évaluation faite. Par exemple, pour la matrice de la capacité nous avons pris des participants ayant des connaissances liées aux écosystèmes et à leurs capacités à produire des services. Nous avons ensuite essayé de recouvrir tous les domaines de l'écologie et tous les niveaux hiérarchiques. Des analyses que nous avons faites montrent que, sans faire de distinction entre les expertises des experts, nous avons besoin d'un minimum de 15 personnes pour un score final qui ne varie plus lorsqu'un autre participant contribue (Campagne *et al.*, 2017). Prévot et Geijzendorffer (2016) ont montré « des différences importantes d'appréciation entre un public rural et âgé – qui préfère les services d'approvisionnement – et un public urbain et jeune – qui s'intéresse plutôt aux services de régulation. D'autres différences d'appréciation ont été révélées en fonction du niveau d'éducation des personnes interrogées (plus le niveau d'éducation est faible, plus les services d'approvisionnement sont cités). Mais aussi du genre de personnes interrogées (les femmes désignant plus les services de régulation et les hommes les services d'approvisionnement ».

Limites de l'application

Dans le panel des experts ayant rempli la matrice, les expertises liées aux écosystèmes marins et littoraux et les écosystèmes urbains sont sous-représentées. Cependant, la variabilité ne semble pas différente pour les écosystèmes marins et littoraux par rapport aux autres écosystèmes. Néanmoins, il est toujours préférable que les différentes expertises soient représentées de la même façon dans le panel d'experts mais il n'est pas toujours possible de « compléter » la liste des participants. De plus, le lien entre la représentativité des expertises et la variabilité des scores n'est pas encore prouvé.

c) Perspectives

Cette étude sera poursuivie par :

- L'intégration des services écosystémiques dans les études d'impacts dont les résultats préliminaires sont présentées dans le chapitre suivant
- L'analyse des scores des participants en fonction de leurs profils.

En effet, nous souhaiterions analyser la variabilité des scores en fonction des différentes informations que nous avons sur les participants, telles que les expertises géographiques (le département d'expertises), l'expertise écologique (le grand type d'écosystèmes) ou encore le statut entre décisionnaires, gestionnaires, experts naturalistes, etc.

Des réflexions sont en cours avec la DREAL pour faire des matrices individuelles au sein des cinq grands types d'écosystèmes : aquatiques, marins et littoraux, agricoles et prairiaux, forestiers et urbains. Afin d'éviter la fatigue des acteurs du à une sur sollicitation nous n'avons pas fait d'atelier de validation des résultats.

Dans cette étude, les résultats peuvent être développés par exemple avec la création de matrice de scores pondérés en fonction des surfaces des écosystèmes pour chaque département soit des matrices pondérées à l'échelle des départements. Pour faire suite à l'analyse des corrélations entre services, nous pourrions trouver des indicateurs spatiaux de fonction écologiques, de biodiversité ou de condition écologique et analyser la corrélation avec les services. Des analyses supplémentaires peuvent être effectuées pour étudier les corrélations entre deux services écosystémiques spécifiques tels que des Bag plots (Lasseur *et al.* In prep.).

Bibliographie

Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y., Müller, F., 2014. Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands – Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification. Landsc. Online 32, 1–32. doi:10.3097/LO.201434

Burkhard, B., Kroll, F., Müller, F., 2009. Landscapes' Capacities to Provide Ecosystem Services – a Concept for Land-Cover Based Assessments. Landsc. Online 1–22. doi:10.3097/LO.200915

Burkhard, B., Maes, J., 2017. Mapping Ecosystem Services, Advanced Books. doi:10.3897/ab.e12837

Cai, W., Gibbs, D., Zhang, L., Ferrier, G., Cai, Y., 2017. Identifying hotspots and management of critical ecosystem services in rapidly urbanizing Yangtze River Delta Region, China. J. Environ. Manage. 191, 258–267. doi:10.1016/j.jenvman.2017.01.003

Campagne, C.S., 2018. Chapitre « Les bouquets de services », in: EFESE - Les Milieux Humides et Aquatiques Continentaux", 248p. Thema.

Campagne, C.S., Roche, P., 2018. May the matrix be with you! Guidelines for the application of expert-based matrix approach for ecosystem services assessment and mapping. One Ecosyst. 3, e24134. doi:10.3897/oneeco.3.e24134

Campagne, C.S., Roche, P., Gosselin, F., Tschanz, L., Tatoni, T., 2017. Expert-based ecosystem services capacity matrices: Dealing with scoring variability. Ecol. Indic. 79, 63–72. doi:10.1016/j.ecolind.2017.03.043

Chan, K.M. a. A., Satterfield, T., Goldstein, J., Satter, T., Goldstein, J., 2012. Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. Ecol. Econ. 74, 8–18. doi:10.1016/j.ecolecon.2011.11.011

Cicchetti, D. V. 1994. Guidelines, Criteria, and Rules of Thumb for Evaluating Normed and Standardized Assessment Instruments in Psychology. Psychological Assessment, 6, 284–290.

Cotillon, S., 2013. Impacts of Land Cover Changes on Ecosystem Services Delivery in the Black Hills Ecoregion from 1950 to 2010. Theses Diss. 1145.

Couvet D., Arnauld De Sartre X., Balian E., Tichit M., 2016. Services écosystémiques : des compromis aux synergies Dans « Roche P.K., Geijzendorffer I.R., Levrel H., Maris V. (Eds.), Valeurs de la biodiversité et services écosystémiques : Perspectives interdisciplinaires, Collection Update Sciences et Technologies, ed. Quae, Paris, 218 p. »

de Groot, R.S.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. Ecol. Complex. 7, 260–272. doi:10.1016/j.ecocom.2009.10.006

Depellegrin, D., Pereira, P., Misiunė, I., Egarter-Vigl, L., 2016. Mapping ecosystem services potential in Lithuania. Int. J. Sustain. Dev. World Ecol. 4509, 1–15. doi:10.1080/13504509.2016.1146176

Eigenbrod, F., Armsworth, P.R., Anderson, B.J., Heinemeyer, A., Gillings, S., Roy, D.B., Thomas, C.D., Gaston, K.J., 2010. The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. J. Appl. Ecol. 47, 377–385. doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01777.x

Geijzendorffer, I.R., Martín-López, B., Roche, P.K., 2015. Improving the identification of mismatches in ecosystem services assessments. Ecol. Indic. 52. doi:10.1016/j.ecolind.2014.12.016

Geijzendorffer, I.R., Roche, P.K., 2013. Can biodiversity monitoring schemes provide indicators for ecosystem services? Ecol. Indic. 33, 148–157. doi:10.1016/j.ecolind.2013.03.010

Haines-young, R., Potschin, M., 2013. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4 ,.

Hermann, A., Kuttner, M., Hainz-Renetzeder, C., Konkoly-Gyuró, É., Tirászi, Á., Brandenburg, C., Allex, B., Ziener, K., Wrbka, T., 2014. Assessment framework for landscape services in European cultural landscapes: An Austrian Hungarian case study. Ecol. Indic. 37, 229–240. doi:10.1016/j.ecolind.2013.01.019

Hou, Y., Burkhard, B., Müller, F., 2012. Uncertainties in landscape analysis and ecosystem service assessment. J. Environ. Manage. 127, S117-31. doi:10.1016/j.jenvman.2012.12.002

IMBE & Campagne, C. S. (2015). Evaluation des services écosystémiques potentiellement rendus par les zones humides des territoires du SAGE Scarpe aval et du Parc naturel régional Scarpe-Escaut.

Jacobs, S., Burkhard, B., Van Daele, T., Staes, J., Schneiders, A., 2014. "The Matrix Reloaded": A review of expert knowledge use for mapping ecosystem services. Ecol. Modell. 295, 21–30. doi:10.1016/j.ecolmodel.2014.08.024

Kaiser, G., Burkhard, B., Römer, H., Sangkaew, S., Graterol, R., Haitook, T., Sterr, H., Sakuna-Schwartz, D., 2013. Mapping tsunami impacts on land cover and related ecosystem service

supply in Phang Nga, Thailand. Nat. Hazards Earth Syst. Sci. 13, 3095–3111. doi:10.5194/nhess-13-3095-2013

Kandziora, M., Burkhard, B., Müller, F., 2013. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise. Ecol. Indic. 28, 54–78. doi:10.1016/j.ecolind.2012.09.006

Kroll, F., Müller, F., Haase, D., Fohrer, N., 2012. Rural–urban gradient analysis of ecosystem services supply and demand dynamics. Land use policy 29, 521–535. doi:10.1016/j.landusepol.2011.07.008

Lasseur, R., Spake, R., Crouzat, E., Mouchet, M., Vanier, C., Lavorel, S., Eigenbrod, F., Characterization of ecosystem services associations supplied by agricultural lands, In prep.

Lavorel, S., Bayer, A., Bondeau, A., Lautenbach, S., Ruiz-Frau, A., Schulp, N., Seppelt, R., Verburg, P., Teeffelen, A. van, Vannier, C., Arneth, A., Cramer, W., Marba, N., 2017. Pathways to bridge the biophysical realism gap in ecosystem services mapping approaches. Ecol. Indic. 74, 241–260. doi:10.1016/j.ecolind.2016.11.015

Mouchet, M.A., Lamarque, P., Martín-López, B., Crouzat, E., Gos, P., Byczek, C., Lavorel, S., Martin-Lopez, B., Crouzat, E., Gos, P., Byczek, C., Lavorel, S., 2014. An interdisciplinary methodological guide for quantifying associations between ecosystem services. Glob. Environ. Chang. 28, 298–308. doi:10.1016/j.gloenvcha.2014.07.012

Müller, R. & Büttner, P. 1994. A critical discussion of intraclass correlation coefficients. Statistics in Medicine, 13, 2465–2476.

Nedkov, S., Gikov, A., Nikolova, M., Dimitrov, P., Gachev, E., 2014. Mapping Ecosystem Services Supply in Mountain Areas: a Case Study of Seven Rila Lakes, Bulgaria. 5th Int. Conf. Cartogr. GIS, JUne 15-21, 2014 Riviera, Bulg.

Potschin, M., Haines-Young, R., 2012. Landscapes, sustainability and the place-based analysis of ecosystem services. Landsc. Ecol. 28, 1053–1065. doi:10.1007/s10980-012-9756-x

Prévot A.-C. et Geijzendorffer I., 2016.Biodiversité, services écosystémiques et bien-être. Dans Roche, P.K., Geijzendorffer, I.R., Levrel, H., Maris, V. (Eds.), 2016. Valeurs de la biodiversité et services écosystémiques: Perspectives interdisciplinaires, Collection Update Sciences et Technologies, ed. Quae, Paris, 218p.

R Development Core Team 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing URL: https://www.R-project.org/.

Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G.D., Bennett, E.M., 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 107, 5242–7. doi:10.1073/pnas.0907284107

Schröter, M., Remme, R.P., Hein, L., 2012. How and where to map supply and demand of ecosystem services for policy-relevant outcomes? Ecol. Indic. 23, 220–221. doi:10.1016/j.ecolind.2012.03.025

Stoll, S., Frenzel, M., Burkhard, B., Adamescu, M., Augustaitis, A., Baeßler, C., Bonet, F.J., Carranza, M.L., Cazacu, C., Cosor, G.L., Díaz-Delgado, R., Grandin, U., Haase, P., Hämäläinen, H., Loke, R., Müller, J., Stanisci, A., Staszewski, T., Müller, F., 2015. Assessment of ecosystem integrity and service gradients across Europe using the LTER Europe network. Ecol. Modell. 295, 13. doi:10.1016/j.ecolmodel.2014.06.019

Turkelboom, F., Leone, M., Jacobs, S., Kelemen, E., García-Llorente, M., Baró, F., Termansen, M., Barton, D.N., Berry, P., Stange, E., Thoonen, M., Kalóczkai, Á., Vadineanu, A., Castro, A.J., Czúcz, B., Röckmann, C., Wurbs, D., Odee, D., Preda, E., Gómez-Baggethun, E., Rusch, G.M., Pastur, G.M., Palomo, I., Dick, J., Casaer, J., van Dijk, J., Priess, J.A., Langemeyer, J., Mustajoki, J., Kopperoinen, L., Baptist, M.J., Peri, P.L., Mukhopadhyay, R., Aszalós, R., Roy, S.B., Luque, S., Rusch, V., 2017. When we cannot have it all: Ecosystem services trade-offs in the context of spatial planning. Ecosyst. Serv. doi:10.1016/j.ecoser.2017.10.011

Vihervaara, P., Kumpula, T., Tanskanen, A., Burkhard, B., 2010. Ecosystem services–A tool for sustainable management of human–environment systems. Case study Finnish Forest Lapland. Ecol. Complex. 7, 410–420. doi:10.1016/j.ecocom.2009.12.002

Wolff, S., Schulp, C.J.E., Verburg, P.H., 2015. Mapping ecosystem services demand: A review of current research and future perspectives. Ecol. Indic. 55, 159–171. doi:10.1016/j.ecolind.2015.03.016

2. Intégration des résultats de la capacité en services écosystémiques dans les études d'impacts

Chapitre co-écrit avec Franck Spinelli, Coline Grabinski et Philip Roche. Finalisation et soumission prévue en fin 2018 d'un premier article en français pour la revue technique Espaces naturels et puis d'un second article pour la revue scientifique Environmental review assessment.

2.1. Introduction

Les plans d'aménagement des territoires sont les principaux outils influençant la distribution des utilisations et occupations du sol dans une zone juridique (Willis et Keller, 2007 ; Geneletti, 2013). Il existe différents types d'outils d'aménagement selon les pays. En France, il est possible de citer les grands schémas d'aménagement comme le SCOT (Schéma de cohérence territoriale qui réunit plusieurs schémas directeurs) ou le PLU (Plan local d'urbanisme qui concerne l'aménagement d'une commune – PLUi pour les intercommunalités). Les plans d'aménagement ont pour but de « créer une organisation territoriale plus rationnelle des utilisations des terres et des liens entre elles, afin d'équilibrer les demandes de développement avec la nécessité de protéger l'environnement et d'atteindre les objectifs de développement social et économique » *(European Commission 1997 ;* Geneletti, 2011). Le ministère en charge de l'environnement *« est responsable, dans le cadre des directives européennes, de la définition et du suivi de la mise en œuvre de la politique nationale en matière d'évaluation environnementale des projets et des documents de planification* » (MTES, 2018). De plus la loi pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages (Art L.110-1 : II), dite loi « Biodiversité » vise à protéger, restaurer et valoriser la biodiversité et notamment à éviter, réduire, compenser les impacts négatifs de certaines activités humaines sur l'environnement. Ceci est pris en compte via l'évaluation environnementale, processus permettant l'intégration de l'environnement dans les projets de planification, au travers de la mise en avant des enjeux environnementaux, des effets du projet sur l'environnement. Ce qui permet d'appuyer des choix en fonction de ces enjeux (MTES, 2018). Dans les évaluations environnementales, l'environnement est appréhendé dans sa globalité en abordant la population et la santé humaine, la biodiversité, les terres, le sol, l'eau, l'air et le climat, les biens matériels, le patrimoine culturel et le paysage, ainsi que les interactions entre ces éléments.

L'évaluation environnementale passe par la constitution d'une étude d'impact pour les projets ou d'un rapport sur les incidences environnementales pour les plans d'aménagement (MTES, 2018). La liste des projets, plans et programmes devant faire l'objet d'une évaluation environnementale est précisée dans l'article R. 122-2 du code de l'environnement pour les

projets et l'article R. 122-17 du code de l'environnement pour les plans et programmes. Pour les autres projets un examen au cas par cas est effectué par l'autorité environnementale[6].

Pour prendre en compte l'environnement dans les plans et les programmes d'aménagement, des stratégies d'évaluation environnementale (SEA pour *Strategic environmental assessment* en anglais, Geneletti, 2011) sont généralement effectuées. Les SEA sont des approches analytiques et participatives qui permettent d'évaluer les liens entre les considérations environnementales, économiques et sociales (OECD 2006 ; Geneletti, 2011).

Les projets, plans et programmes d'aménagement ont des impacts (positifs, négatifs et/ou neutres) sur les services écosystémiques (SE) en impactant directement les écosystèmes, leur capacité à produire des SE et les compromis entre services (Geneletti, 2011). Les différents choix ou alternatives possibles dans les aménagements peuvent avoir des impacts différents sur les SE ainsi connaitre ces différences permet d'occulter certains choix au regard des SE qu'ils influencent (Albert *et al.*, 2017). La prise en compte des SE permet d'intégrer la nature « ordinaire » dans les évaluations environnementales qui est peu abordée actuellement. En effet, les études d'impact se concentrent essentiellement sur les espèces menacées (listes rouges régionales et/ou nationales), les dossiers CNPN sur les espèces animales et/ou végétales protégées, les évaluation des incidences Natura 2000 sur les espèces de l'annexe 1 de la directive Oiseaux et sur les espèces et/ou écosystèmes des annexes 1 et 2 de la directive Habitats et enfin sur les études zones humides et sur celles désignées par l'arrêté de juin 2008 modifié.

La cartographie des SE (en mettant en avant des incidences non prévues par les études actuelles) permet de réduire des potentiels retards en raison d'impacts imprévus ou d'impacts sociaux involontaires (Geneletti et Mandle, 2017)**.** Prévoir les effets des projets, plans et programmes d'aménagement sur les SE est alors un besoin pour aller vers un aménagement durable du territoire.

En 2017, l'évaluation de la capacité en SE des écosystèmes de la Région Hauts-de-France a été effectuée via une approche participative et la création d'une matrice des capacités. En se basant sur ces résultats, en collaboration avec le bureau d'études Écosphère et la DREAL, nous avons testé l'intégration des SE dans diverses évaluations environnementales.

L'objectif à terme est de définir un outil méthodologique d'intégration des SE dans les évaluations environnementales pour l'ensemble de la Région et ainsi répondre aux attentes

[6] Autorité de l'État compétente en matière d'environnement affiliée au Conseil général de l'environnement et du développement durable

nationales en lien avec l'application de la Loi « Biodiversité ». Ainsi nous devons développer une méthode claire, transparente et compréhensible pour optimiser l'applicabilité et ainsi permettre de prendre en compte les SE dans les décisions d'aménagement. De plus, nous souhaiterions tester si une méthode de prise en compte des SE est réalisable à différentes échelles et cela quels que soient les niveaux de précision des données de l'évaluation environnementale.

Les évaluations environnementales comportent des éléments précis dont (i) une description des incidences notables sur l'environnement et (ii) des mesures envisagées pour éviter, réduire lorsque c'est possible et, si nécessaire, compenser les incidences résiduelles négatives notables (séquence ERC). Nous souhaiterions pour ces deux aspects, intégrer une évaluation des SE. Nous présentons ici des tests de l'intégration des SE dans l'évaluation des impacts environnementaux. L'intégration des SE dans les mesures ERC est en cours de réflexion et est prévue pour fin 2018 – début 2019.

Nos tests portent sur deux études d'impacts pour deux projets d'aménagement et une étude de cas par cas: le projet de construction d'une route avec 3 variantes étudiées et un projet de réaménagement de carrière ; pour un PLU (Plan local d'urbanisme). Nous avons testé la comparaison des SE pour des variantes d'infrastructures linéaires routières à partir des données d'occupation du sol et des données bibliographiques. Ensuite, nous avons testé une intégration des SE dans une évaluation environnementale d'un projet ICPE (Installation Classé Pour l'Environnement) avec l'exemple d'une carrière afin de montrer comment on peut analyser finement les impacts sur les SE. Enfin, nous avons testé l'impact d'un projet de PLU en amont du projet (un cas par cas) à partir de l'occupation du sol ceci afin de d'évaluer les incidences des zonages d'aménagement sur les SE. Un PLU est un projet de territoire qui prévoit le développement des espaces ouverts à l'urbanisation ainsi que la préservation des espaces naturels. Le but d'un document de planification est de gérer de façon cohérente les différents espaces. La procédure de demande d'examen au cas par cas vise à identifier certains documents d'urbanisme susceptibles d'avoir des impacts notables sur l'environnement et qui doivent, à ce titre, faire l'objet d'une évaluation environnementale.

Les analyses d'impacts peuvent être constituées de plusieurs étapes : la caractérisation des impacts environnementaux, la détermination de l'état futur du milieu et l'évaluation de l'amplitude des impacts au regard de l'état futur du milieu (André, Delisle, et Revéret 2010) auxquelles peut s'ajouter la comparaison des impacts calculés pour différents scénarios afin de sélectionner le projet le plus à même de minimiser les impacts sur l'environnement (Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer, 2010). (RESCUE, 2016). Les impacts environnementaux liés aux aménagements sont entendus ici

comme des pertes ou gains en SE. Les impacts liés aux aménagements ont été calculés à partir des pertes ou gains nets de d'écosystèmes, traduits en variation de surfaces productives en SE (en hectares).

À travers ces trois exemples, nous avons testé la faisabilité de l'intégration des SE dans divers outils d'aménagement à l'aide de ces questions :

- Quels sont les changements d'occupation du sol prévus ou possibles selon les aménagements prévus ?
- Quels sont les impacts de ces changements d'occupation du sol sur les services écosystémiques produits par les zones d'études?
- Est-ce que ces changements ont un impact significatif sur les SE produits ?
- Quels sont les pertes et gains en SE liés à ces changements d'occupation du sol ?

2.2. Méthode générale

a) La cartographie des écosystèmes, de la zone concernée par l'action

Les cartographies ont été faites à partir des données d'occupation du sol de Picardie issues des données OSPic 2010 réalisées par photo-interprétation et modifiées pour le SRCE en 2013. Elles couvrent les trois départements de l'ancienne Région Picardie : la Somme, l'Oise et l'Aisne à l'échelle de 1/25 000 ème. Les cartes et les analyses ont été faites avec les logiciels ArcGis et Qgis. Nous avons calculé les surfaces de chaque type d'écosystème des zones avant et après l'aménagement ou pour les différents scénarios : S_i la surface de l'écosystème i en hectare.

b) Les services écosystémiques produits

Afin de prendre en compte les SE, nous avons utilisé les scores de la matrice des capacités de la Région Hauts-de-France pour définir la capacité des écosystèmes à produire des SE. La matrice Hauts-de-France a été faite en 2017 avec l'appui de 30 experts locaux. Les détails de la création de la matrice sont donnés dans le chapitre précédent.

c) Cartographie et comparaison de l'état initial et de l'état final

Dans le but d'estimer l'importance des SE impactés par l'aménagement, nous avons calculé des scores pondérés par les surfaces des écosystèmes présents avec la formule (1).

$$(1) \quad X'_i = X_i * S_i$$

X'_i = Score pondéré de l'écosystème i

X_i = Score de l'écosystème i

S_i = Surface de l'écosystème i en hectare

Nous avons ensuite additionné les scores pondérés (1) pour tous les écosystèmes présents pour chaque service écosystémique et afin d'avoir un score pondéré pour chaque service écosystémique avec la formule (2).

$$(2) \quad Y_{SE} = \sum_i (X_i') \qquad (2)$$

Y_{SE} = Somme des scores pondérés des écosystèmes pour chaque SE

Les formules (1) et (2) sont réalisées à partir des surfaces des écosystèmes pour pouvoir étudier l'impact de l'aménagement sur les SE produits.

En faisant la différence entre les sommes des scores pondérés avant et après l'aménagement nous avons une représentation de l'impact de l'aménagement. Plus la différence est grande plus l'aménagement impacte les services produits. Nous listons alors les SE impactés négativement et les SE impactés positivement suite à l'aménagement (en %) par rapport à l'état initial.

d) Analyses statistiques

Les scores pondérés (2) Y_{SE} sont comparés statistiquement avec des tests de Student par permutation (données avec une distribution non normale, perm.t.test).

2.3. Méthode et résultats des 3 études de cas

a) Cas de l'étude des variantes pour la construction de la route RN31 entre Trosly-Breuil et Courtieux (2011) avec Écosphère

Les villes de Trolsy-Breuil, Couloisy, Jaulzy et Courtieux sont situées dans l'Oise, dans le Canton de Compiègne-1. Elles se trouvent à l'orée de la forêt de Compiègne (forêt domaniale). La RN 31 traverse Trosly-Breuil, la reliant à Soissons et Compiègne. En 2008, le trafic est de 13600 véhicules par jour, dont 3500 poids lourds et 30 convois exceptionnels. Alors que pour la route départementale 547, le trafic en 2008 est de 757 véhicules par jour, dont 15 poids lourds.

Déviation de la RN31 entre Trosly-Breuil et Courtieux

À sa création, en 1824, la RN31 est définie comme étant la route reliant Rouen à Reims. Elle s'embranche à la sortie de Gournay sur la route précédente, RN30. Elle succède alors aux routes impériales 3 et 34. Il est programmé une mise en voie express intégrale de l'axe entre Rouen et Reims. Cette voie existe déjà entre Beauvais et Reims avec de multiples sections

en service et plusieurs autres en construction ou en projet. La RN31 traverse des agglomérations où se mêlent des flux de transits, d'échanges et des usages locaux engendrant des nuisances qui justifient une amélioration de la situation. La RN31 passe dans les centres des villes de Trosly-Breuil, Couloisy et Jaulzy. Les discussions autour de la déviation de la RN31 entre Trosly-Breuil et Courtieux datent depuis plus de 20 ans (article internet). Des études passées ont relevé les difficultés d'aménagement en tracés neufs (enjeux environnementaux, contraintes géographiques, industrielles, coûts importants…) mais il y a une volonté d'améliorer la situation de la part des élus, des acteurs locaux et des gestionnaires de l'infrastructure (CETE Nord-Picardie, 2011).

En 2009, le bureau d'études Écosphère était en charge de l'étude comprenant (i) une évaluation des niveaux de sensibilité de la zone d'étude dans le cadre de l'expertise écologique (flore, faune et milieux naturels) de l'étude d'impact préalable au projet d'aménagement de la R.N.31 entre Trosly-Breuil (Oise) et Vic-sur-Aisne (Aisne), (ii) une analyse des différentes variantes proposées par le Centre d'Étude et Technique de l'Équipement (CETE) Nord/Picardie et (iii) des études détaillées des variantes retenues. En tout, 15 variantes d'aménagement de passage de la RN31 ont été proposées par le C.E.T.E. Nord-Picardie.

La zone d'étude présente une sensibilité écologique généralement faible à l'Est et au Centre et des zones à sensibilité moyenne à élevée à l'Ouest (Figure 1).

L'analyse des variantes montre un impact total de 295,7 à 378,6 ha entre les différentes variantes. La variante la plus impactante consomme ainsi 82,9 hectares de plus, soit 28 % supplémentaires, par rapport à la surface consommée par la variante qui constitue la solution la moins consommatrice d'espace.

Les différentes variantes ont été comparées quant à leur impact sur les surfaces d'enjeu écologique élevé, assez élevé, le nombre de cavités à chiroptères impactées, le nombre d'espèces menacées (listes rouges régionales) et le nombre de bio-corridors impactés. Par exemple, les résultats montrent que les différentes variantes impactent 8,96 à 219,89 ha de surfaces d'enjeu écologique élevé. La variante qui impacte le plus les surfaces d'enjeu écologique élevé consomme plus de 24 fois la surface consommée par rapport à la variante consommant le moins qui constitue la solution de moindre impact par rapport au paramètre étudié.

Le résultat de la comparaison des variantes montre que ce sont les 2 variantes « Centre » qui impactent le moins de surfaces et de zones à enjeux écologiques (Figure 1 et 2).

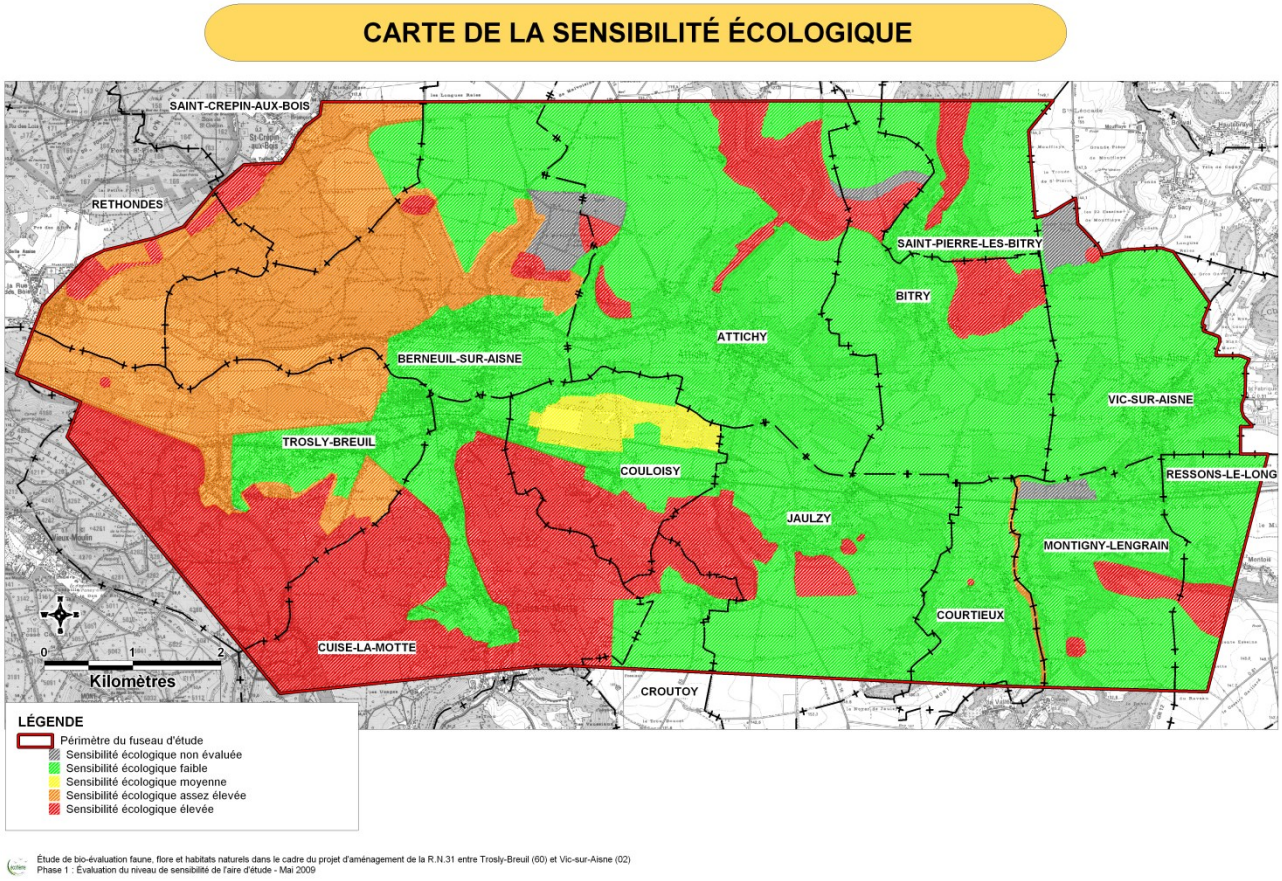


Figure 1 : Carte de la sensibilité écologique (@2009 Écosphère)

N° de la variante	Intitulé de la variante	Classement / surface totale impactée	Classement / surface enjeu élevé	Classement / surface enjeu assez élevé	Classement / surface enjeu moyen	Classement / nombre de cavités impactées	Classement / nombre de bio-corridors impactés	Classement (ordre d'impact croissant)
10	CENTRE 1	1	1	3	3	1	1	1
11	CENTRE 2	2	1	5	3	1	1	2
15	SUD 2	3	9	2	1	1	2	3
5	NORD 5	6	2	8	1	2	3	4
8	NORD 8	4	3	9	1	2	3	4
14	SUD 1	9	10	1	1	3	2	5

Figure 2 : Résultats des comparaisons de variantes pour les 6 variantes les moins impactantes (@2009Ecosphère)

À la suite des résultats de l'étude d'Écosphère en 2009, 5 variantes ont été proposées basées sur une volonté de report modal ou autres itinéraires pour les déplacements locaux associées à des travaux de chaussées, aménagements espaces publics, sécurité, verdissement (Figure 3, CETE Nord-Picardie, 2011). En 2011, les 5 variantes restantes sont comparées selon les thèmes de comparaison présentés en Figure 4 avec la synthèse des résultats par niveaux d'enjeux. Ces résultats montrent un impact potentiel modéré pour les variantes Centre.

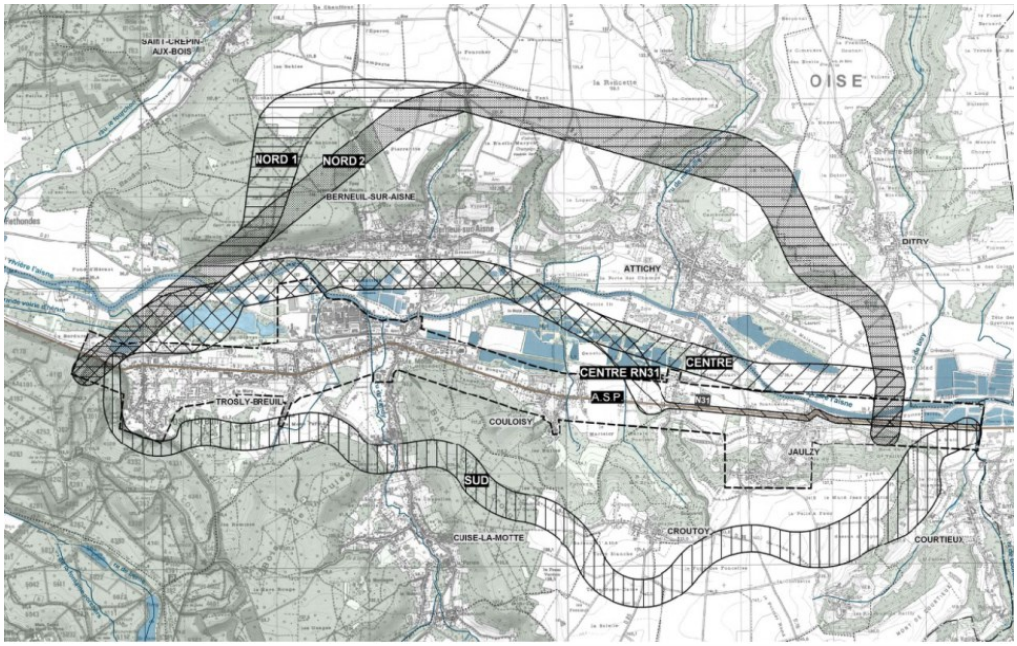


Figure 3 : Variantes pour le RN31 (CETE Nord-Picardie, 2011)

	Nord1	Nord2	Centre	CentreRN31	Sud
Milieux naturels, faune, flore					
Paysages					
Risques naturels					
Risques technologiques					
Eaux superficielles et souterraines					
Air					
Bruit					
Compatibilité avec le SCoT					
Coût de l'aménagement					
Dépassement					
Phasage					
Compatibilité CE					
Trafic restant sur la RN31					
Taux de rentabilité interne					

Impact potentiel faible ou nul
Impact potentiel modéré
Impact potentiel assez fort
Impact potentiel fort

Figure 4 : Résultats des comparaisons entre les variantes (CETE Nord-Picardie, 2011)

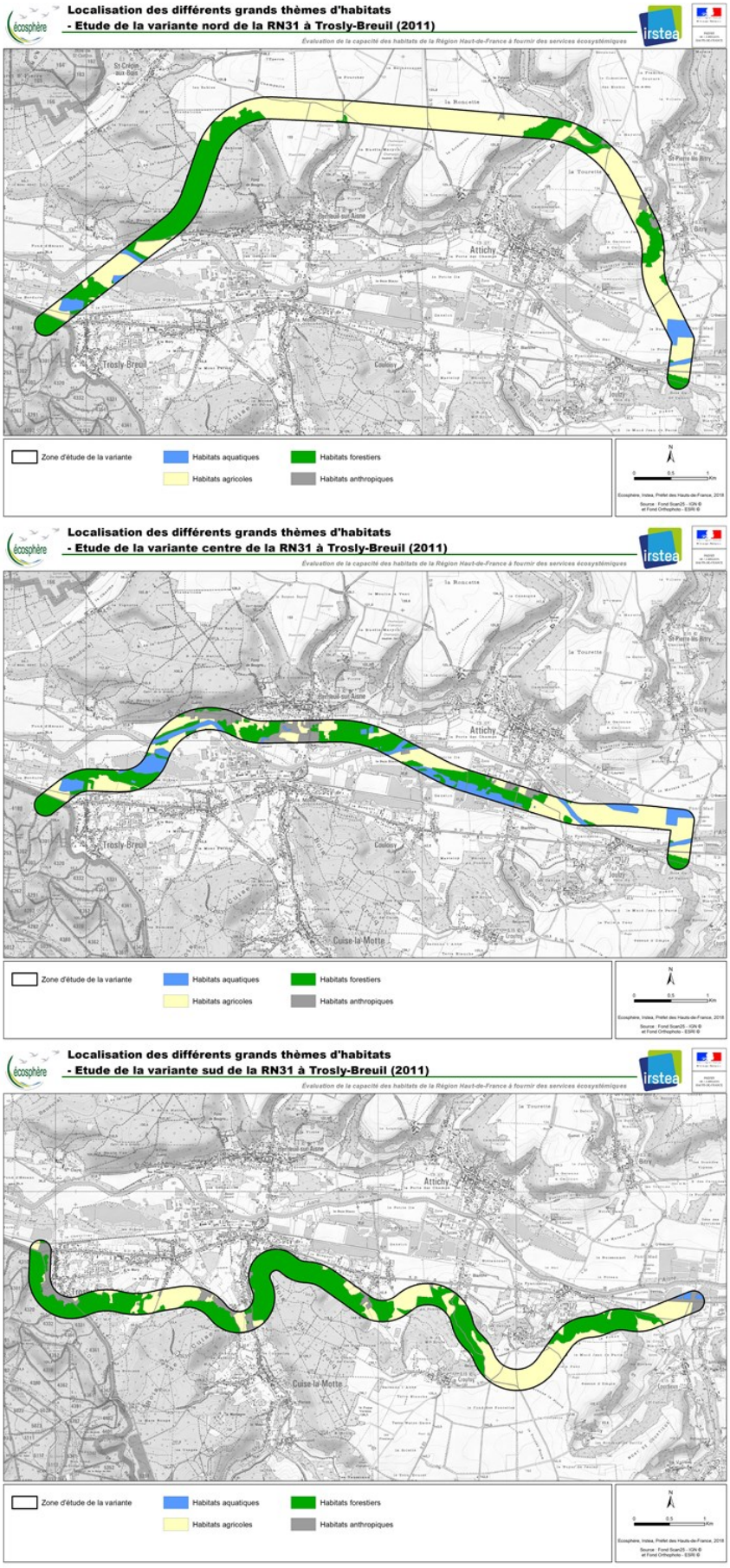


Figure 5 : Variantes étudiées

En collaboration avec le bureau d'étude Écosphère, nous avons étudié 3 des 5 variantes (deux variantes ayant été écartées des possibilités depuis 2011) avec l'objectif de compléter les comparaisons en intégrant une analyse de l'impact sur les SE selon les variantes (Figure 5)

Méthode

Nous avons calculé les surfaces impactées par les différentes variantes et, avec les scores de la Matrice des Hauts-de-France, les sommes des scores pondérés des services (formule (1) et (2)) pour chaque variante.

Résultats

Tableau 1 : Surfaces des écosystèmes impactés par les différentes variantes en hectares

	Code	Écosystèmes	Surface - Variante Nord		Surface - Variante Centre		Surface - Variante Sud	
Habitats aquatiques	H1	Eaux douces	14.33	3.8%	40.57	13.3%	2.16	0.6%
	H4	Eaux courantes	3.78	1.0%	14.24	4.7%	0.00	0.0%
Habitats agricoles	H11	Prairies humides	4.68	1.2%	0.49	0.2%	0.79	0.2%
	H12	Prairies mésophiles	6.87	1.8%	7.27	2.4%	13.49	3.7%
	H15	Cultures	213.51	56.2%	108.46	35.6%	109.69	30.1%
Habitats forestiers	H18	Landes	0.92	0.2%	1.54	0.5%	0.56	0.2%
	H19	Fourrés	2.94	0.8%	8.70	2.9%	5.81	1.6%
	H20	Forêts caducifoliées	107.42	28.3%	54.65	17.9%	199.08	54.7%
	H21	Forêts riveraines, forêts et fourrés très humides	12.83	3.4%	37.92	12.4%	0.10	0.0%
	H22	Plantations de feuillus et indéterminées	1.84	0.5%	0.00	0.0%	1.02	0.3%
Habitats urbains	H27	Espaces bâtis et urbains diffus	3.61	0.9%	24.62	8.1%	23.32	6.4%
	H28	Carrières en activité	0.53	0.1%	0.38	0.1%	0.00	0.0%
	H31	Voies de chemin de fer, friches et abords de	0.70	0.2%	0.84	0.3%	0.00	0.0%
	H33	Réseaux routiers et ferroviaires	6.12	1.6%	5.09	1.7%	8.03	2.2%
		Surface total	380.08		304.78		367.42	

La variante Nord impacte principalement des cultures (213 ha) et des forêts caducifoliées (107 ha) (Tableau 1). La variante Centre impacte dans une moindre mesure des cultures (108 ha), des forêts caducifoliées (55 ha), des écosystèmes d'eaux douces (40 ha) et des forêts riveraines (38 ha). La variante centre impacte principalement des forêts caducifoliées (199 ha) et des cultures (110 ha). La variante Centre constitue le trajet le plus court par rapport aux 2 autres variantes avec 75,3 ha et 62,64 ha en moins que la variante Nord et la variante Sud.

Les scores pondérés des écosystèmes impactés par les trois variantes sont présentés dans la Figure 6. Les capacités en SE sont plus élevées pour 22 des 25 SE pour les écosystèmes impactés par la variante SUD (Figure 6) particulièrement pour les services culturels et les services de régulation. La variante NORD, qui impacte plus de cultures, impacte des écosystèmes produisant le plus les services de production agricole. Les écosystèmes

impactés par la variante CENTRE ont les scores les plus faibles pour 24 des 25 SE (Figure 6).

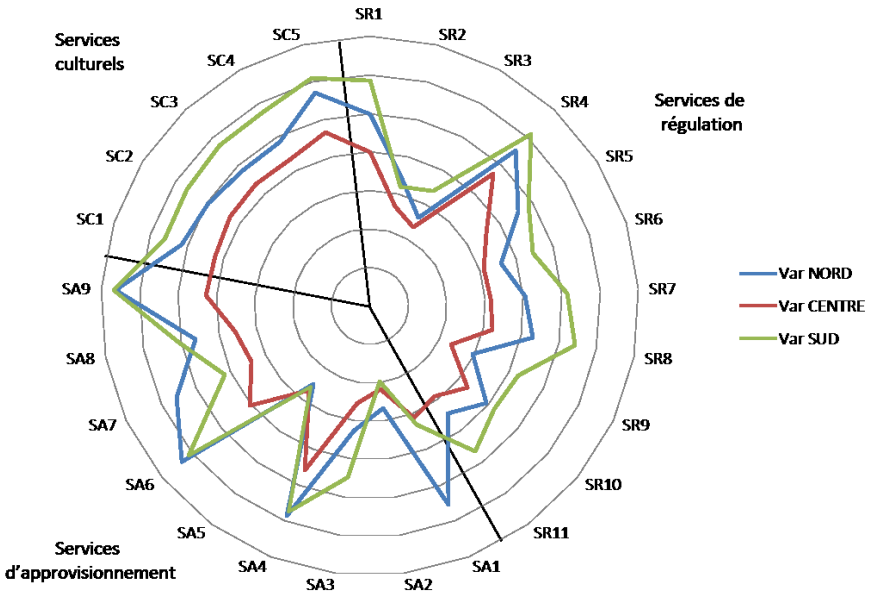


Figure 6 : Scores pondérés des services écosystémiques impactés par selon les trois variantes

Ces résultats désignent la variante « Centre » comme la plus intéressante pour construire la déviation de la RN31. En effet, c'est la variante qui impacte le moins de surfaces et dont les écosystèmes impactés sont ceux qui rendent le moins de SE.

b) Cas d'un projet de réaménagement de carrière à Condren (02) avec Écosphère

Une société projette d'ouvrir une carrière de sable sur la commune de Condren (02). La zone d'étude se trouve en moyenne vallée de l'Oise (MVO) sur la commune de Condren (02) au lieu-dit « les Aulnes ». Le site étudié est délimité au sud par le canal de Saint-Quentin, à l'ouest par la D1032, au nord par une voie ferrée et à l'est par une zone urbaine. La zone d'étude a une surface de 36,72 ha dont 33 ha environ concernés par l'exploitation de la carrière de sables (hors bande d'exclusion). L'extraction des 33 ha s'effectuera en différentes phases pendant une durée de 12 années incluant un réaménagement progressif. Le bureau d'études Écosphère a réalisé le volet écologique de l'étude d'impact préalable au projet d'ouverture de la carrière de sable et l'étude du réaménagement prévu à l'issue des 12 ans. La zone d'étude actuelle est principalement concernée par des cultures et des forêts (Figure 7).

L'analyse des enjeux écologiques du site étudié intègre les valeurs floristiques et faunistiques, l'évaluation de la rareté régionale et du degré de menace des groupements

végétaux et des écosystèmes et la prise en compte de critères qualitatifs comme l'originalité des biotopes, les potentialités et le degré d'artificialisation, la complémentarité des milieux, le rôle des corridors écologiques…). Les enjeux écologiques de la zone d'étude sont majoritairement faibles (principalement sur les zones de cultures) et sont moyens ou assez élevés sur les autres zones (principalement des zones de forêts) (Figure 8).

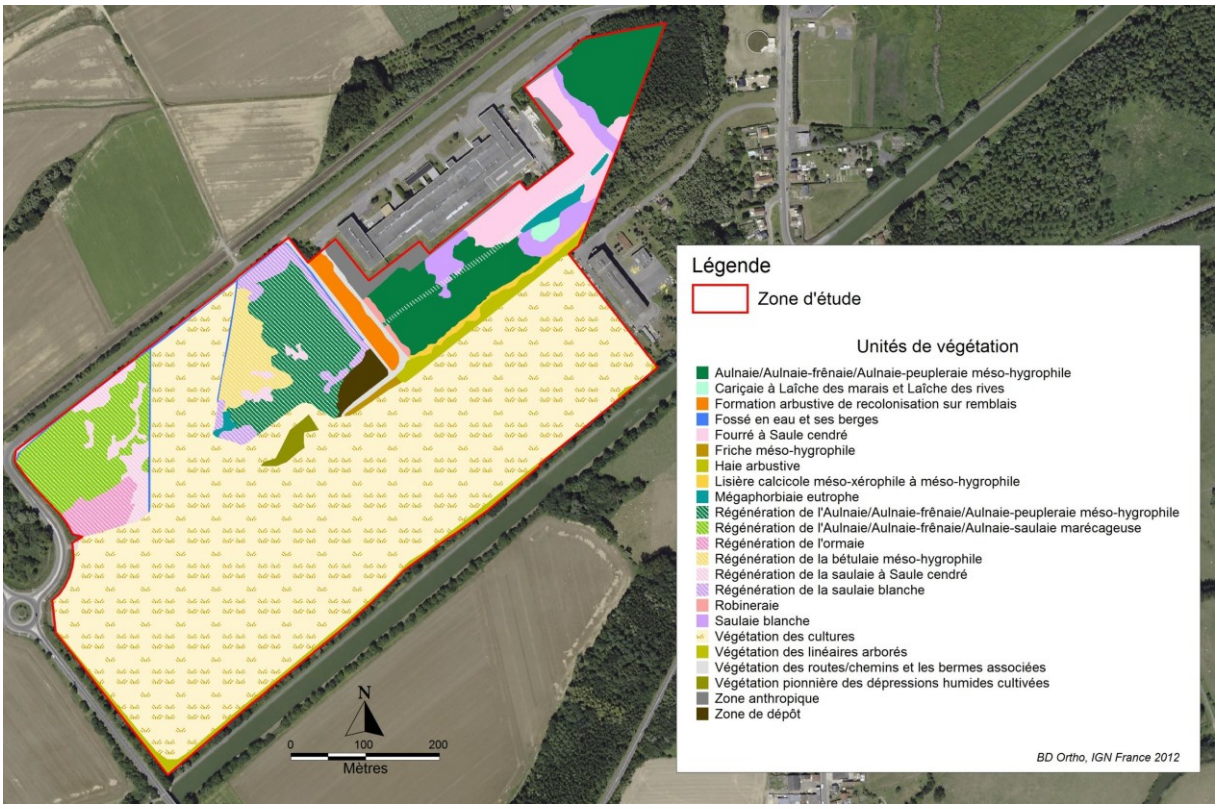


Figure 7 : Cartes des unités de végétation du site d'étude avant l'exploitation (Juillet 2014 @Écosphère)

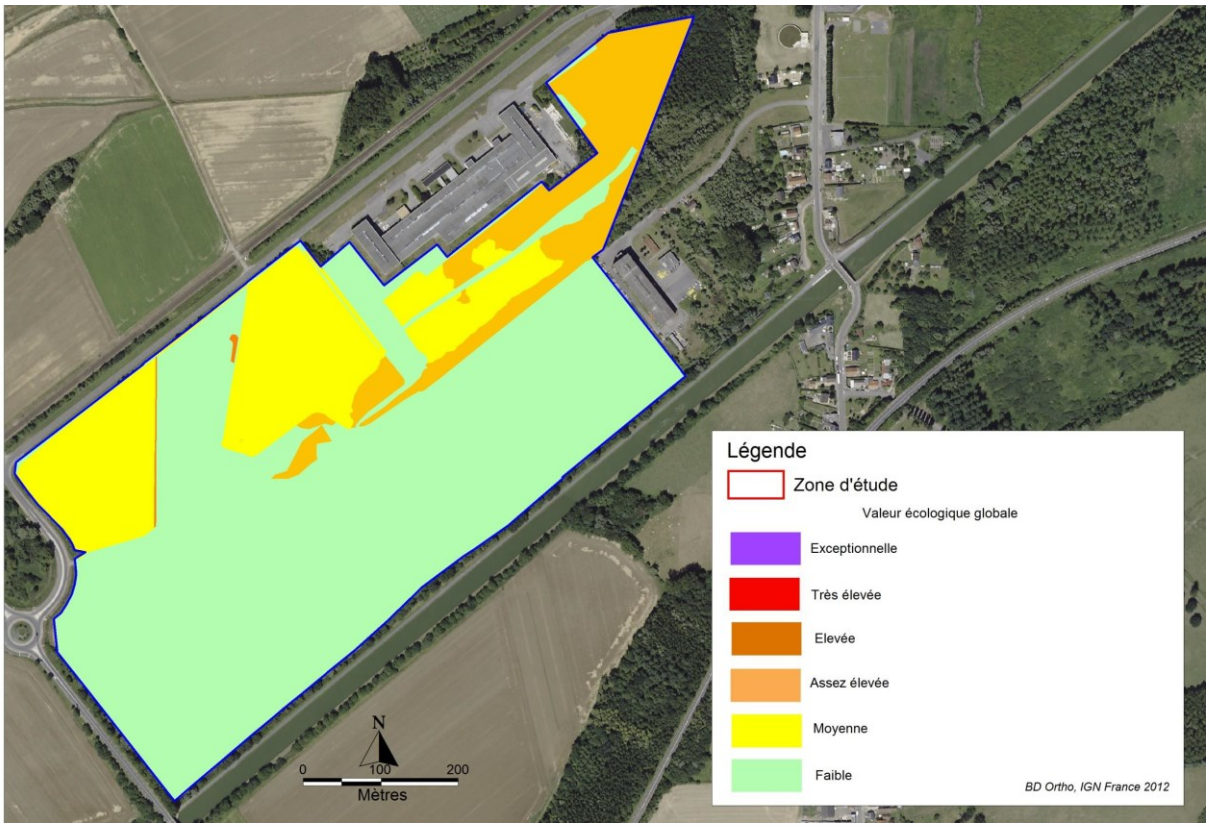


Figure 8 : Enjeux écologiques de la zone d'étude de Condren (@Écosphère septembre 2016)

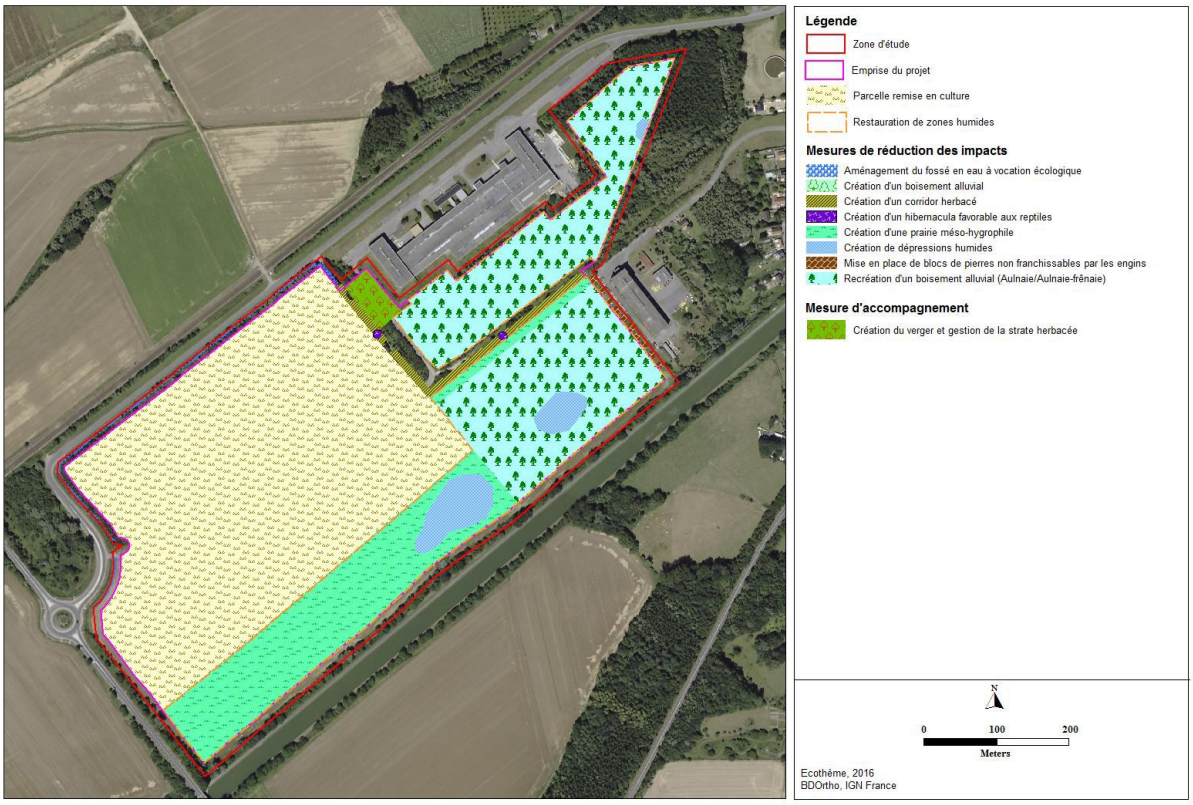


Figure 9 : Plan de réaménagement et localisation des mesures d'atténuations des impacts écologiques (2017 – Écosphère)

Progressivement pendant les 12 années d'exploitation, un réaménagement de la zone est prévu. Les contrats de fortage imposent quelques contraintes dans la définition du réaménagement tel que le retour en zone cultivable après exploitation de la majorité de la zone actuellement en cultures, le reboisement de la partie actuellement boisée située au sud de l'usine, la création d'un verger de 3000 m2 et un plan de réaménagement sera rédigé en fonction des contraintes écologiques identifiées. Ainsi le projet de réaménagement a été défini à partir des enjeux écologiques et s'intègre dans la démarche « Éviter – Réduire – Compenser » (ERC). Il comprend une parcelle de culture, la création d'une prairie méso-hygrophile, la recréation d'un boisement alluvial et des fossés en eau (Figure 9)

Nous avons étudié le projet de réaménagement de la carrière à Condren en comparant la capacité des écosystèmes à produire des SE avant et après le réaménagement soit après l'exploitation.

Méthode

Nous avons ainsi calculé les surfaces des écosystèmes avant et après le réaménagement et, avec les scores de la Matrice des Hauts-de-France, les sommes des scores pondérées des services (formule (1) et (2)) avant et après le réaménagement. La différence des scores pondérés nous permet de déterminer l'impact de l'aménagement et les SE augmentant ou diminuant suite à l'aménagement. Nous testons la différence des scores pondérés avant et après le réaménagement avec un test de Student par permutation (données avec une distribution non normale, perm.t.test).

Résultats

Tableau 2 : Les surfaces des écosystèmes de la zone d'étude avant et après le réaménagement

	Code	Écosystèmes	Surface des habitats avant projet		Bilan du réaménagement (ha)		Surface des habitats après réaménagement	
Habitats aquatiques	H3	Végétations aquatiques	0.00	0.0%	↑	1.00	1.00	3.0%
Habitats agricoles	H11	Prairies humides	0.00	0.0%	↑	4.81	4.81	14.5%
	H15	Cultures	18.20	55.0%	↓	-0.89	17.31	52.3%
	H16	Bandes enherbées	0.00	0.0%	→	0.47	0.47	1.4%
	H17a	Vergers et vignobles	0.00	0.0%	→	0.31	0.31	0.9%
Habitats forestiers	H18	Landes	0.76	2.3%	↓	-0.76	0.00	0.0%
	H19	Fourrés	0.00	0.0%	→	-0.00	0.00	0.0%
	H21	Forêts riveraines, forêts et fourrés très humides	13.41	40.5%	↓	-4.37	9.04	27.3%
Habitats urbains	H27	Espaces bâtis et urbains diffus	0.11	0.3%	→	-0.10	0.01	0.0%
	H28	Carrières en activité	0.31	0.9%	→	-0.31	0.00	0.0%
	H33	Réseaux routiers et ferroviaires	0.29	0.9%	→	-0.17	0.12	0.4%
		Surface total	33.0849404				33.0849404	

La zone d'étude avant l'exploitation comprend principalement des cultures (55%) et des forêts riveraines (40%) (Tableau 2). Le projet de réaménagement prévoit la restitution à 52% de cultures, 27% de forêts riveraines et 14% de Prairies humides. Ainsi, le réaménagement prévoit une diminution de la surface forestière et une augmentation de la surface prairiale ainsi que la création de quelques mares et/ou dépressions humides.

Le projet de réaménagement prévoit :

- la restitution à 52% de cultures, 27% de forêts riveraines et 14% de Prairies humides
- une diminution de la surface forestière
- une augmentation de la surface prairiale
- la création de quelques mares et/ou dépressions humides

Les scores des SE avant et après le réaménagement semblent très proches lorsque l'on regarde les scores de l'ensemble des écosystèmes (Figure 10). Ceci est confirmé par le test de Student entre les 25 scores des SE qui ne montrent pas de différence significative (P-value : 0.77). Cependant, dans le détail de chaque SE, nous observons une diminution (de moins de 10%) des SE SR9 (-23%), SR11 (-16%), SA6 (-10%), SA9 (-12%) et une augmentation (de moins de 10%) pour SA2 (+33%) (Figure 10). Ces variations sont dues à la diminution de la surface forestière et l'augmentation de la surface prairial.

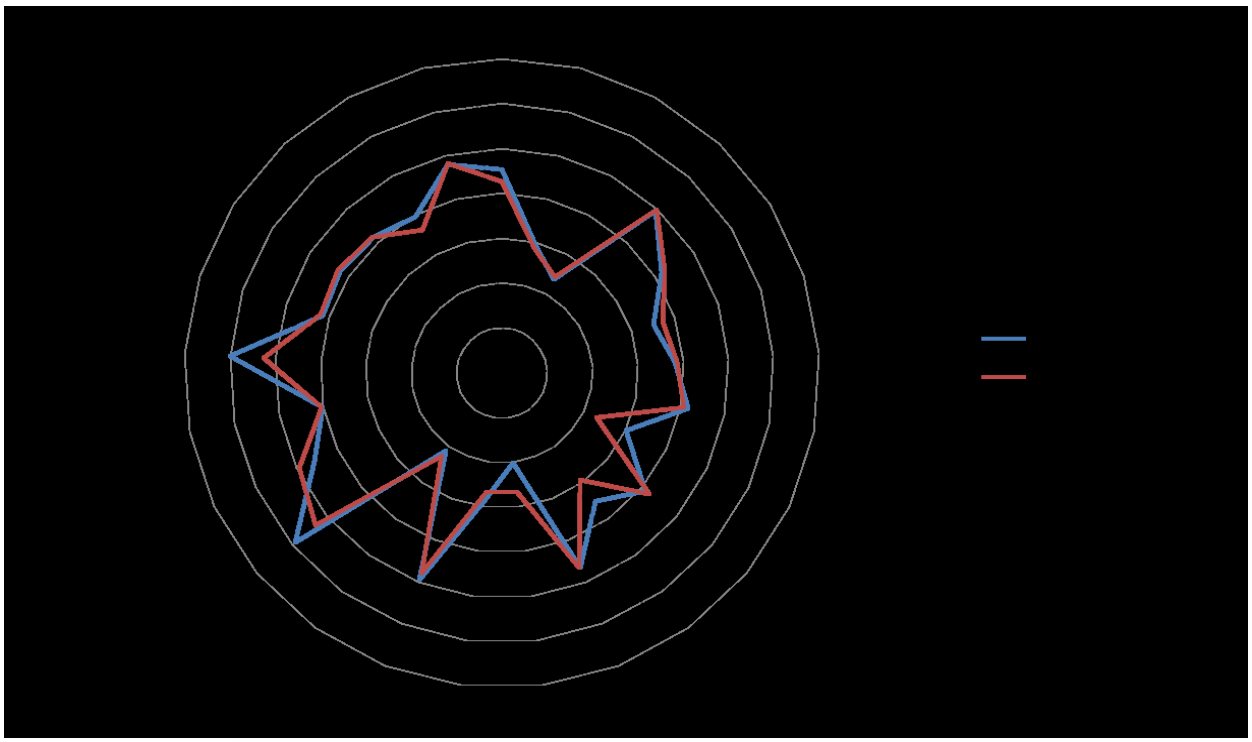


Figure 10 : Scores pondérés de tous les services écosystémiques avant et après le projet

c) Révision du PLU de Cambronne-lès-Clermont avec la Dreal

Cambronne-lès-Clermont est une commune française située dans le département de l'Oise, en région Hauts-de-France. La commune de Cambronne-lès-Clermont comptait 1084 habitants en 2013 (INSEE 2013). Nous avons étudié le « cas par cas » du PLU (SIDDEE/PAE/DREAL Hauts-de-France, 2016). La commune souhaite favoriser une organisation cohérente et sûre de la circulation tout en développant les déplacements doux. La commune met en avant également le développement urbain cohérent et la pérennisation des activités économiques ainsi que la préservation et la valorisation de son patrimoine paysager. L'évolution démographique annuelle moyenne de la ville est de +0,85 % entre 2008 et 2013 (+0,64% entre 1999 et 2013) (INSEE 2013). L'objectif de la commune à l'horizon 2030 est de maintenir une évolution annuelle moyenne positive à +0,90 % par an soit un gain de 178 habitants. Dans ce cadre, le projet de PLU vise à réaliser 110 logements sur une période de 13 ans dont 55 logements dans la trame urbaine de la commune par :

- le comblement de dents creuses (30 logements),
- la mutation du bâti existant (6 logements)
- la construction de lotissement (19 logements) en cours.

Deux zones à urbaniser (AU), l'une de 0,8 ha (entrée Nord de la ville) et l'autre de 3,6 ha (au sud) soit un total de 4,4 hectares seront ouvertes à l'urbanisation pour la création des 55 logements (15+40) restant à créer (13,75 logements/hectare, Figure 11). Les 2 zones à urbaniser sont aujourd'hui des zones de cultures.

Méthode

Nous avons regardé l'impact du changement d'occupation du sol dans les zones à urbaniser à l'échelle des zones AU et ensuite à l'échelle de la commune entière.

1) Nous avons d'abord comparé les scores des 2 écosystèmes des zones à urbaniser aujourd'hui et en 2030, au terme de l'aménagement final. Les deux occupations du sol concernées par les zones à urbaniser sont des « Cultures » (occupation du sol aujourd'hui) et seront en 2030 des zones urbaines de types « Espaces bâtis et urbains diffus» si le PLU est appliqué.

2) Nous avons ensuite calculé les surfaces des écosystèmes aujourd'hui et en 2030 (si le PLU est appliqué intégralement) et, avec les scores de la Matrice des Hauts-de-France, les sommes des scores pondérés des services (formule (1) et (2)) aujourd'hui et en 2030.

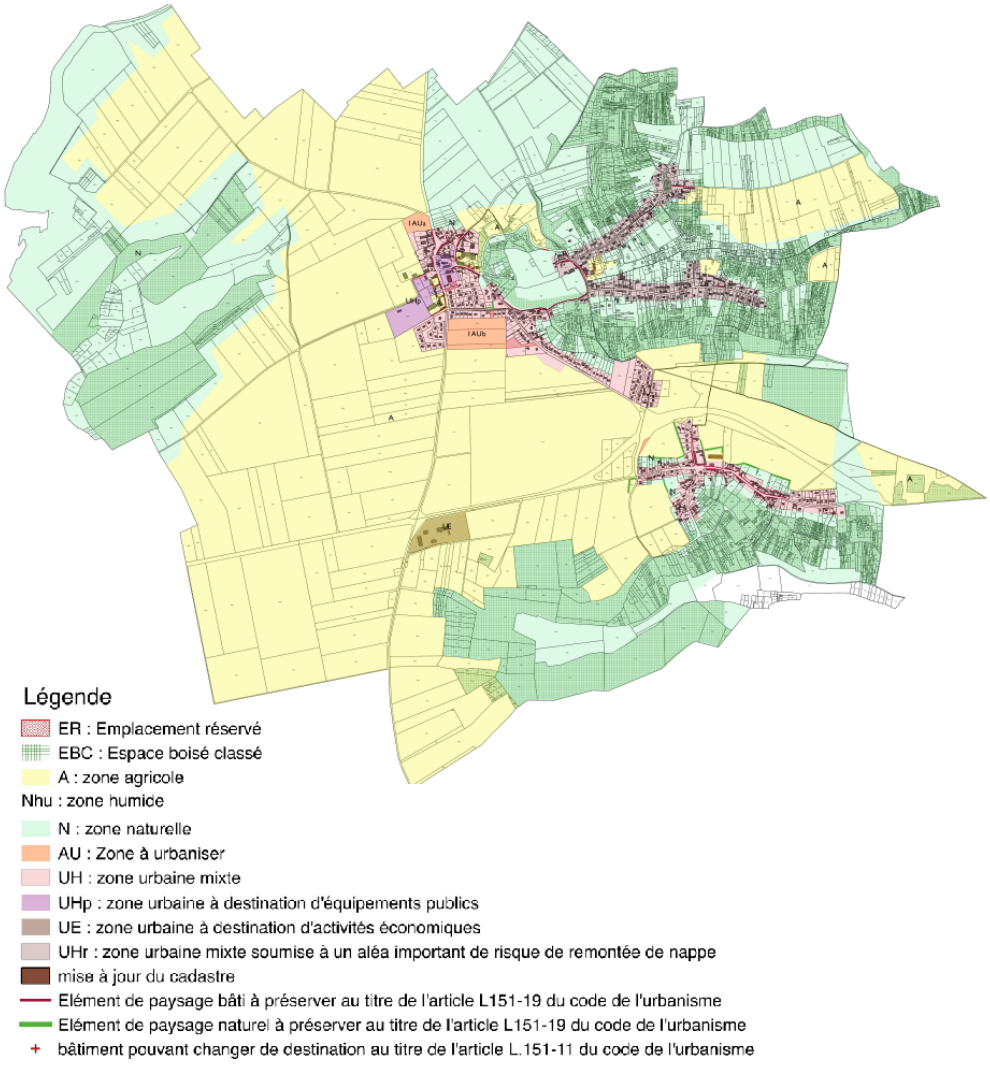


Figure 11 : Plan du PLU (@Sarl Pro-G Urbain, 2016)

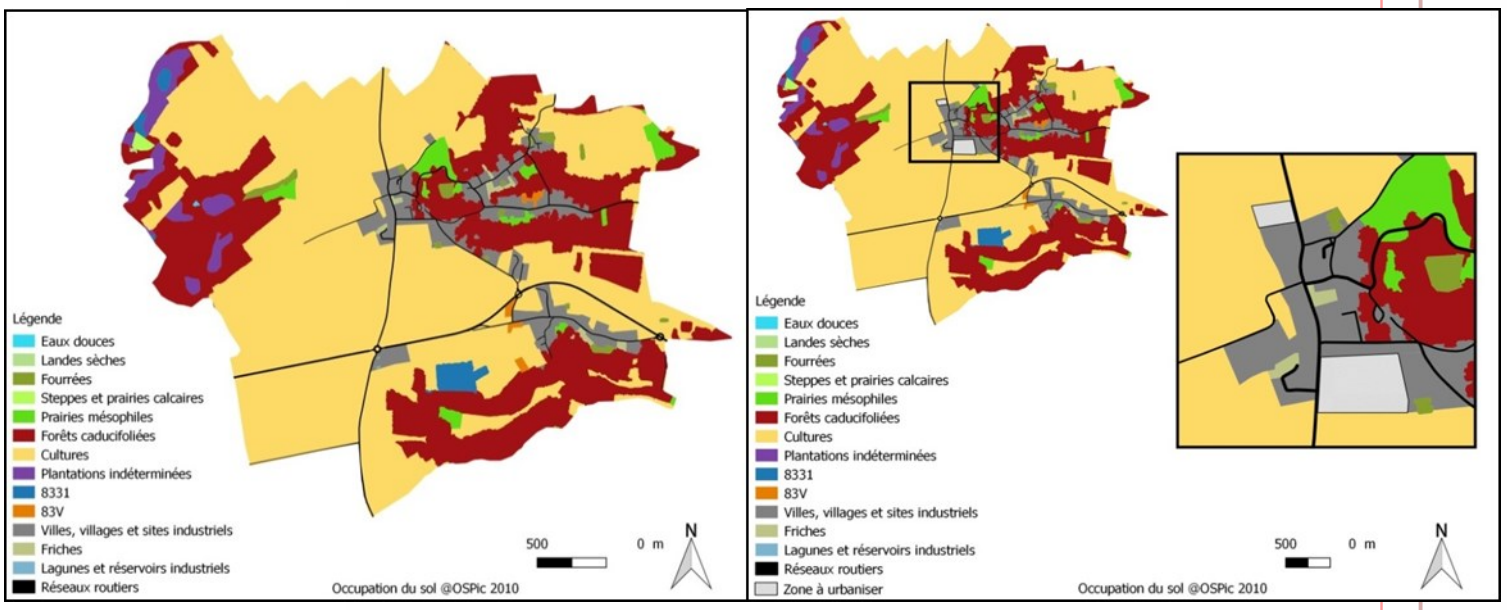


Figure 12 : Carte d'occupation du sol de Cambronne lés Clermont aujourd'hui (à gauche) et en 2030 (à droite) si le PLU est entièrement réalisé

Nous avons testé la différence des scores pondérés avant et après le réaménagement avec un test de Student par permutation (données avec une distribution non normale, perm.t.test).

Résultats

Les cartes d'occupations du sol sont présentées en Figure 12.

1) Les SE produits par les Cultures H15 et les Espaces bâtis et urbains diffus H27 sont représentés par les bouquets de services en Figure 13.

L'analyse statistique de comparaison des scores des écosystèmes Culture H15 et Espaces bâtis H27 montre une différence significative entre les scores (P-value = 0.0009). Le bouquet c de la Figure 13 nous permet de visualiser la perte en SE par le changement d'occupation du sol pour 18 SE et le gain pour 7 SE (SR2, SR3, SR9, SC1, SC2, SC3 et SC4). Les pertes en SE produits se concentrent sur les services d'approvisionnement et les services de régulation. Cependant, le changement d'occupation du sol qui passe de culture à des espaces bâtis engendre des gains en services culturels.

2) D'après notre cartographie, la surface totale de la commune est de 935 ha. La zone à urbaniser de 4,4 ha représente alors 0,7% de la surface totale de la commune. Les scores pondérés de la commune d'aujourd'hui et en 2030 ne montrent pas de différence (Figure 14) ce qui est confirmé par l'analyse statistique qui ne montre pas de différence significative (p-value = 0.98).

Les résultats de l'intégration de la prise en compte des SE dans l'élaboration du PLU de Cambronne lés Clermont montrent que le PLU a un impact local sur les services produits par les zones à urbaniser qui passent d'une culture à un espace bâti mais que cela n'a pas d'impact significatif sur les services produits à l'échelle de l'ensemble de la commune.

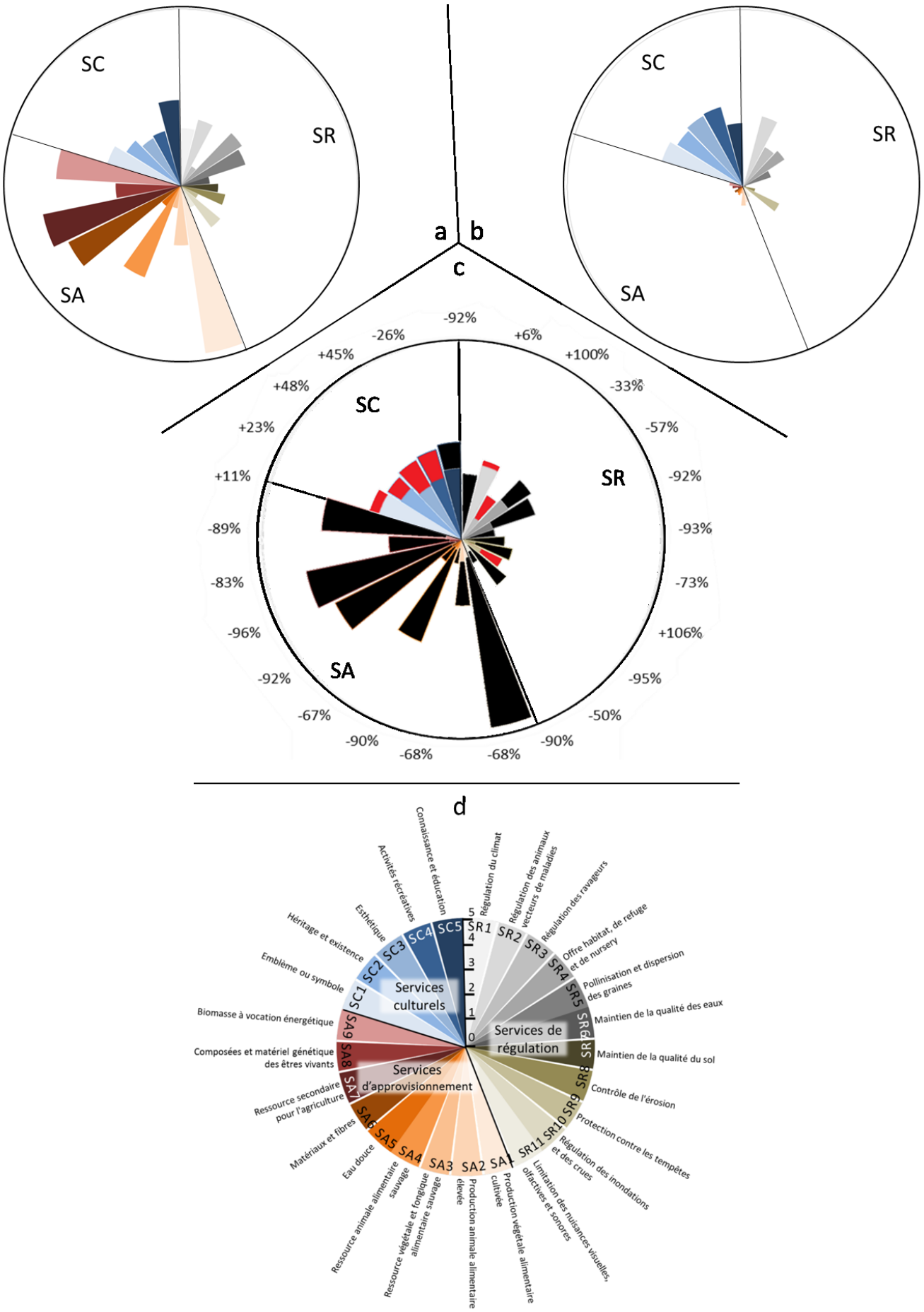


Figure 13 : a - Bouquets de services d'une Culture (H15) ; b - bouquets d'un Espace bâti et urbain diffus (H27) ; c - bouquets des services perdus (partie du pétale en noir) et gagnés (partie du pétale en rouge) lors du changement d'occupation du sol de culture à espace bâti ; d - détail des SE du bouquet.

Le cercle entourant le bouquet représente le score maximal (score de 5). La longueur du pétale, correspondant à son rayon, indique le niveau de fourniture du service écosystémique.

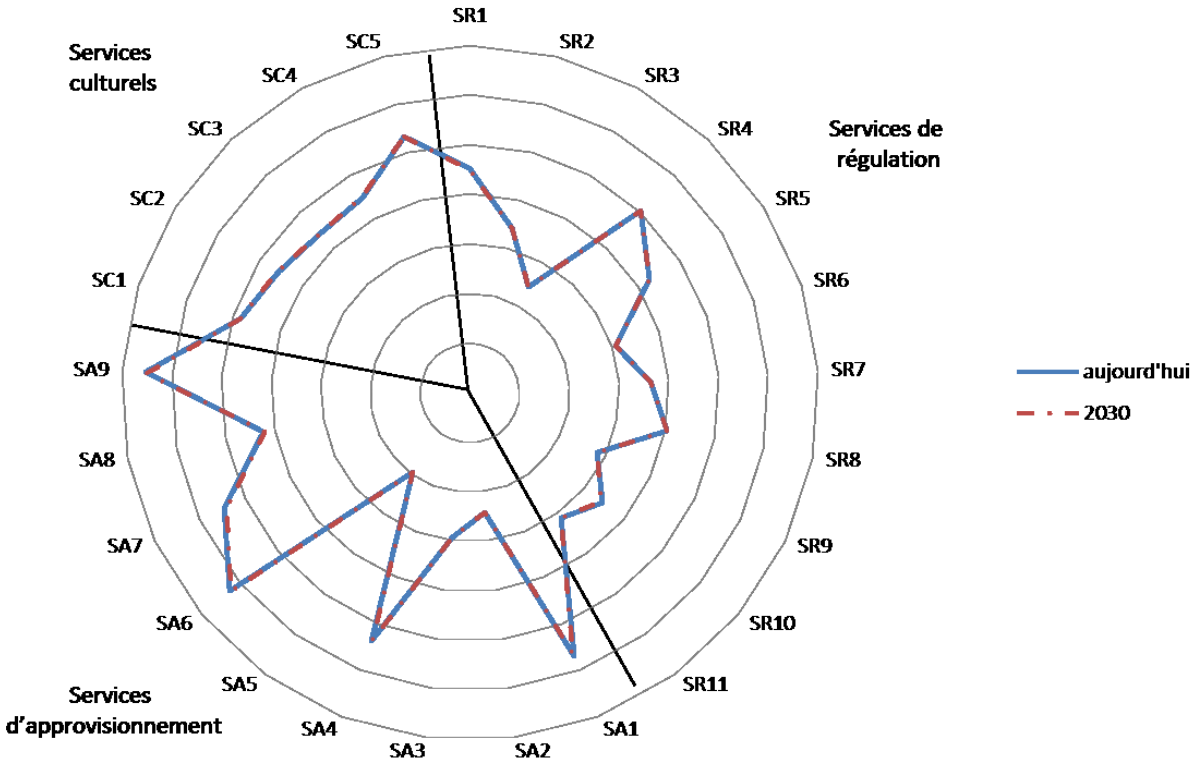


Figure 14 : Scores pondérés de l'ensemble des écosystèmes de la commune de Cambronne lés Clermont aujourd'hui et en 2030 si le PLU est entièrement réalisé

2.4. Synthèse et perspectives

a) Retour sur les tests

Entre les 3 variantes de la RN31 étudiées, la variante « Centre » impacte le moins de surface d'écosystèmes (trajet le plus court) et concerne des milieux produisant le moins de SE. Ainsi nos résultats rejoignent ceux des comparaisons entre les variantes faites par Écosphère et par le CETE Nord-Picardie en 2011 en privilégiant la construction de la route sur la variante « Centre ». Ces résultats pourraient être complétés par des analyses des préférences sociales afin d'intégrer les avis de la population locale la plus concernée par la route et sa construction. Une fois la variante choisie, l'occupation du sol après la construction de la route pourra être établie. C'est alors qu'il pourra être envisagé d'appliquer une approche ERC en intégrant l'impact de la construction de la route.

Dans le 2ème exemple, les changements prévus dans le réaménagement de la carrière ne montrent pas de différences pour l'ensemble des SE mais montrent des différences si l'on regarde chaque service individuellement. Le réaménagement est issu d'une réflexion ERC

avec les différents éléments d'enjeux écologiques sans la prise en compte des SE. L'absence de différences significatives entre avant et après sur l'ensemble des SE confirme la qualité de recherche de l'équivalence écologique du réaménagement dans le cadre d'une vision fonctionnelle globale. Ce résultat mériterait d'être complété par d'autres analyses de cas d'études d'impacts.

Pour notre dernier exemple sur l'application d'un PLU, le changement prévu pour 2030 n'engendre pas de différence significative dans les SE produits à l'échelle de la commune. Ceci s'explique par le fait que l'aménagement ne concerne que 0,7% du territoire de la commune. Mais à l'échelle de la parcelle le changement d'occupation du sol d'un écosystème de cultures à une zone urbanisée modifie les services produits en diminuant les services de régulation et d'approvisionnement et augmentant les services culturels. Après l'étude au « cas par cas », ce PLU n'a pas été soumis à évaluation environnementale. L'étude des SE à l'échelle de la commune confirme cette décision. Cependant, l'analyse à l'échelle de la parcelle montre des pertes en services d'approvisionnement. Et l'analyse met en évidence le rôle des surfaces agricoles pour la réalisation de certains services (culturels) et pose la question de soumettre le dossier à évaluation environnementale. Cette analyse peut dans ce cas apporter de nouveaux éléments à l'autorité environnementale et influence différemment sa décision.

b) Bilan des études

Ces 3 exemples illustrent une partie de la diversité des possibilités d'intégration des SE dans les évaluations environnementales via une matrice de capacités. Nos résultats des SE rejoignent généralement ceux des analyses existantes comme le montre l'exemple des 3 variantes qui privilégie la même variante pour la construction de la route et l'exemple de la carrière avec le réaménagement déterminé dans une approche ERC qui montre *in fine* peu de différences entre les SE produits avant et après restauration.

Dans ces tests nous avons utilisé les résultats de l'évaluation des SE via une matrice des capacités ainsi les limites de cette méthode s'appliquent à nos tests (Chapitre 3 Partie 2). Elles sont principalement liées à l'approche par écosystème et aux dires d'experts. En effet, les scores sont basés sur le dire d'experts et donc limités par l'interprétation, la subjectivité et les connaissances des participants. L'approche par écosystème engendre un manque de prise en compte des hétérogénéités spatio-temporelles de la fourniture des SE. La typologie des écosystèmes de la matrice peut être d'une précision typologique et/ou spatiale insuffisante pour des analyses locales. En effet, la matrice comporte 49 types d'écosystèmes différents alors que certaines typologies d'occupations du sol peuvent présenter une typologie plus complexe (telle que les données ARCH avec plus de 64 écosystèmes). De

plus, par exemple, l'écosystème « Espaces bâtis » pourrait être analysé plus précisément avec la distinction des zones avec des constructions et les autres zones telles que les petits jardins ou les petits espaces verts.

Dans le cadre de l'utilisation des résultats de la matrice dans les études d'impacts, d'autres défis liés aux considérations spatiales n'ont pas été pris en compte telle que « *la différence entre l'aire qui a été planifiée et l'aire qui est affectée par les SE* [qui] *complique le processus de prédiction de l'effet des plans d'aménagement* » (Geneletti, 2011).

Ces premiers tests nous permettent de mettre en avant les perspectives suivantes :

- Il faudrait considérer les impacts de l'aménagement qui toucheraient à une variation de la condition des écosystèmes et l'impact de cette condition sur la capacité en services écosystémiques de ces écosystèmes. La condition écologique étant définie comme l'état global d'un écosystème par rapport à ses caractéristiques biophysiques qui sous-tendent sa capacité à générer des SE de manière durable (Roche et Campagne, 2017). Nous avons considéré dans les analyses précédentes le cas extrême de l'impact des destructions des écosystèmes mais pas les altérations dues à un impact sur la condition des écosystèmes.

- Nous avons considéré dans nos tests tous les SE produits par les écosystèmes sans distinction. Mais dans les approches de stratégie d'évaluation environnementale, une hiérarchisation des SE pourrait être effectuée ceci en fonction du contexte et des enjeux majeurs du site d'étude. En effet prendre en compte l'ensemble des SE complexifie l'interprétation. Il faut alors identifier les SE qui comptent dans les actions liés à l'aménagement et les SE qui sont touchés positivement et négativement par l'aménagement (Geneletti, 2011).

- Afin d'optimiser l'intégration des résultats aux contextes locaux et de cibler les résultats les plus pertinents, des enquêtes de perception peuvent être effectuées auprès des acteurs locaux pour évaluer leur connaissance de ces services et leur perception des enjeux locaux (Yildirim *et al.*, 2017).

- Tel que pour le 2ème exemple, un ajustement pourrait être effectué pour adapter le réaménagement pour affiner la prise en compte les SE. De plus, l'exploitation durant 12 ans, il pourrait être intéressant de faire des analyses et des relevés terrain pour visualiser les impacts à mi-temps. En effet lorsque l'on imagine recréer des boisements, le temps de croissance des arbres fait que l'on va passer par des stades intermédiaires d'écosystèmes (friches puis fourrés puis stades arbustifs puis stades arborescents). Il faudrait évaluer les

éventuels effets intermédiaires des successions végétales sur les SE et non pas uniquement le stade final pour les écosystèmes qui mettront plusieurs années à se structurer.

- Il faut compléter avec une étude des continuités écologiques pour respecter l'obligation réglementaire (décret du décembre 2011). En effet, la prise en compte des continuités écologiques dans les documents d'urbanisme passe désormais par les dispositions de droit commun du code de l'urbanisme, notamment son article L.101-2 "*Dans le respect des objectifs du développement durable, l'action des collectivités publiques en matière d'urbanisme vise à atteindre les objectifs suivants : (...) 6° La protection des milieux naturels et des paysages, la préservation de la qualité de l'air, de l'eau, du sol et du sous-sol, des ressources naturelles, de la biodiversité, des écosystèmes, des espaces verts ainsi que la création, la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques*". Dans nos exemples, la construction de la route va avoir un impact sur les continuités écologiques. Une étude des impacts environnementaux et socio-économiques de l'activité minière a mis en avant que la prise en compte des connectivités écologiques engendrait une augmentation considérable des pertes de SE (RESCUE, 2016). Ainsi prendre en compte les continuités écologiques permet d'être plus intégré dans l'évaluation d'incidences des aménagements.

En plus de considérer ces éléments supplémentaires, il faudrait étudier l'interaction entre ces différents éléments. En effet, les écosystèmes forment un tout entre les espèces faunistiques et floristiques qui les composent, avec le sol et les autres écosystèmes. Les évaluations et cartographies des SE ne sont qu'une part des informations nécessaires pour prendre des décisions d'aménagement (Albert *et al.*, 2017) ainsi elles doivent être complétées par les autres résultats des études environnementales (sur les espèces protégées ou patrimoniales, sur les espaces protégés sur les continuités écologiques, etc.) déjà existantes pour être un outil d'aide à la décision.

c) La séquence ERC

Nos résultats s'intègrent dans l'approche « Éviter, Réduire, Compenser » (ERC) qui sera abordé ultérieurement dans le cadre de la convention d'étude entre la DREAL Hauts-de-France, le bureau d'études Écosphère et l'IRSTEA. Les SE ont déjà été considérés comme pertinents dans d'autres études pour compléter les approches ERC actuelles (RESCUE, 2016).

Les mesures compensatoires s'appuient majoritairement sur des obligations réglementaires vis-à-vis de la destruction d'espèces ou d'écosystèmes protégés. Or, ces mesures gagneraient à mieux considérer des équivalences fonctionnelles ou des dépendances et

connectivités écologiques traduites en pertes de SE. Nous nous appuierons sur les actions déjà mises en œuvre au travers de la méthode « ONEMA » pour la prise en compte des fonctionnalités des zones humides. De façon comparative avec la méthode ONEMA, nous pensons que l'analyse des SE dans une séquence ERC pourrait se faire par types de SE (régulation, approvisionnement et culturel) et non individuellement comme pratiqué par la méthode ONEMA pour la fonctionnalité des zones humides.

En conclusion, nos premiers essais nous ont permis de déterminer les premiers points méthodologiques pour intégrer les SE dans les évaluations environnementales et diriger nos prochains travaux à travers la détermination de perspectives.

Bibliographie

Albert, C., Geneletti, D., & Kopperoinen, L. (2017). Application of ecosystem services in spatial planning. In Burkhard, B., Maes, J. (Eds) Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia (pp. 305–309).

André, Pierre, Claude E. Delisle, et Jean-Pierre Revéret. (2010). L'évaluation des impacts sur l'environnement. 3e édition. Processus acteurs et pratiques pour un développement durable. Presses internationales Polytechnique.

CETE Nord-Picardie (2011). RN31 section Trosly-Breuil / Vic sur Aisne Analyse comparative des variantes d'aménagement. Sous-préfecture de Compiègne. Présentation de la réunion du 1er avril 2011 (Accessible : http://www.ressonslelong.com/upload/Doc_Paragraphe/variantes%20amenagement%20RN%2031%20du%20%201-4-11-1.pdf

European Commission. (1997). Compendium of European planning systems. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. Regional Development Studies Report 28

Geneletti, D. (2011). Reasons and options for integrating ecosystem services in strategic environmental assessment of spatial planning. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management, 7(3), 143–149. doi:10.1080/21513732.2011.617711

Geneletti, D. (2013). Assessing the impact of alternative land-use zoning policies on future ecosystem services. Environmental Impact Assessment Review, 40(1), 25–35. doi:10.1016/j.eiar.2012.12.003

Geneletti, D., & Mandle, L. (2017). Mapping ecosystem services for impact assessment. In Burkhard, B., Maes, J. (Eds) Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia (pp. 354–357).

Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer. "Guide de L'étude D'impact Sur L'environnement Des Parcs éoliens," 2010.

Ministère de la Transition écologique et solidaire (2018). L'évaluation environnementale Article du 2 mai 2018 (Accessible : https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/levaluation-environnementale)

[OECD] Organisation for Economic Development and Co-operation. (2006). Applying strategic environmental assessment. Good practice guidance for development co-operation [Internet]. DAC Guidelines and Reference series. [cited 2011 Apr 11]. Available from: www.seataskteam.net/guidance.php.

RESCUE. (2016). Valuation de la perte de services ecosystemiques liee a l ' activite miniere. Retrieved from http://www.spc.int/wp-content/uploads/2016/12/Evaluation-perte-services-ecosystemiques-activite-miniere.pdf

Roche, P. K., & Campagne, C. S. (2017). From ecosystem integrity to ecosystem condition: a continuity of concepts supporting different aspects of ecosystem sustainability. Current Opinion in Environmental Sustainability, 29, 63–68. doi:10.1016/j.cosust.2017.12.009

SIDDEE/PAE/DREAL Hauts-de-France (2016). Grille d'analyse cas par cas plans, programmes et documents d'urbanisme.

Willis MR, Keller AA. (2007). A framework for assessing the impact of land use policy on community exposure to air toxics. J Environ Manage;83(2):213–27

Yildirim, H., Requier-desjardins, M., & Rey-valette, H. (2017). Étudier la perception des services écosystémiques pour appréhender le capital environnemental d'un territoire et ses enjeux de développement , le cas de la péninsule de Karaburun en Turquie, 8, 0–18.

3. Sustainable use of ecosystem services at regional level

Campagne, C. S., Roche, P. K., Callois, J-M, Courtois, P., Jacobs, S., Lavorel, S., Salles, J-M, and Turkelboom, F. - Sustainable use of ecosystem services at regional level (article en finalisation pour une soumission en novembre 2018)

Abbreviations: ES ecosystem service ; ET ecosystem type ; SE-RNP Scarpe-Escaut Regional Natural Park; SD standard deviation; BII Biodiversity Intactness Index; SPA Services Provision Areas; SBA Services Benefiting Areas; SD Standard Deviation;

3.1. Introduction

Ecosystem service (ES) quantification approaches based on assessing supply of and demand for services have gained legitimacy to support ecosystem and land-use planning activities, ecological restoration, conservation and resource management (e.g. Baró *et al.* 2017). Many assessments have thus been conducted to map supply, demand, use and flows of ES (e.g. Burkhard *et al.* 2009, 2012, Kandziora *et al.* 2013, Kroll *et al.* 2012). These maps help operationalize the ES concept, as the quantification of where and how nature contributes to individual and social welfare is crucial to supporting and prioritizing environmental management actions (Schröter *et al.*, 2014).

Several recent studies have addressed the balance between ES supply and demand (Tao *et al.* 2018, Burkhard *et al.* 2012, 2014, Schröter *et al.* 2012,). These balance approaches gather decision support information by pinpointing spatial mismatches between supply and demand (Geijzendorffer *et al.* 2015). Seeing where demand exceeds supply is useful for decision-making in two main respects. (1) From a socio-ecological perspective, unbalanced supply and demand can reflect potential over-use of services and therefore potential degradation of the ecosystems providing them. Decision-making then seeks to ensure that social-ecological systems can sustain the supply of ES in the long run and with sufficient access for all despite disturbances and ongoing transitions (Biggs *et al.* 2012), or alternatively, decrease ES demand. (2) From an economic perspective, a supply/demand balance can help to maximize the benefit/cost ratio of public and private decisions by identifying management opportunities to meet societal demand.

That said a normative goal and an operational approach for ES to contribute to sustainability is still lacking (Schröter *et al.* 2017). Normatively, a sustainable use of ES can be defined as a use that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their needs (Schröter et al 2017).

Sustainability of ES provision can be evaluated by the persistence of ES capacity considering the level of ES use (Schröter *et al.* 2014). This means assessing over-use of ES, which is a good proxy to identify unsustainable use of non-renewable assets from which ES derive. When use exceeds a given level of ES capacity, the ecosystem's condition and ES capacity for the future are usually degraded. Over-use of ES is therefore a suitable indicator to examine intergenerational equity. It is also a satisfactory indicator of intra-generational equity as over and critical use of ES is likely to impede stakeholders benefiting from the ES. For example, over-use of timber associated with clear-cutting induces soil erosion that reduces the current and future productivity of forest plots (McDonald *et al.* 2002), and over-use in tropics and subtropics under harsh climate conditions deteriorates long-term soil capacity (Lal 1993). Even so, intra-generational equity issues can still occur when capacity exceeds use as ES are not necessarily public goods. To assess over-use of ES and specifically address sustainability issues, we reasoned as follows:

First, we opted to assess capacity and use rather than supply and demand. We define "capacity" as the potential of the ecosystem to provide ES, and "use" as the amount of ES actually used or extracted from a given location (Burkhard *et al.*, 2012; Wolff, Schulp, & Verburg, 2015). Although capacity and use fit less well into the economic supply-demand optimization perspective, supply and demand may be misleading when assessing over-use at local level. The terms "demand" and "supply" may be confusing in the context of ES as both may refer to actual or potential consumption and production (Burkhard *et al.* 2014). Assessing sustainability requires identifying situations where current use of an ES exceeds the capacity or the potential of an ecosystem to produce it without being degraded.

Second, most supply and demand approaches consider sets of Services Provision Areas (SPAs) and Services Benefiting Areas (SBAs) (Figure 1, a and b) and assess their mismatches within a study area (Geijzendorffer *et al.* 2015; Baro et al 2015). However, ES flows into and from the studied area are not considered and the flows of services between the SPA and SBA areas are analysed without assessing the use at ecosystem type level (Wei et al 2017). We follow Schroter *et al.* (2014) as "ES flow differs from ES demand. ES flow is a conceptual idea that focuses on a point in time and space of the last contribution of the ecosystem to human well-being". As the notion of 'flow' is generally used to assess the ES and integrate the spatial flux between SPAs and SBAs (e.i. Bagstad *et al.* 2014, Palomo *et al.* 2013), we restrict the mention of the notion of "use" in the paper. Therefore, we suggest to focus on capacity and use at ecosystem type level: the comparison between ES capacity and ES use for each ecosystem type can be used to determine the balance at the SPA level, and thereby pressure of use (Figure 1 c, d). We assess the ES capacity and the ES use to measure sustainability (Schroter *et al.* 2012; 2014).Not all services are concerned by

overuse as, for some ES, use cannot exceed capacity (Schröter *et al.*, 2014). This is the case for provisioning services based on a finite resource such as groundwater. This is also the case for provisioning services whose consumption cannot exceed production, for example agricultural services. For these services, the negative capacity/use balance results illustrate significant tense situations that are likely to involve inter or intra-generational equity issues that need to be specifically analyzed and interpreted (Schröter *et al.*, 2012). So we don't talk about 'overuse' but critical and unsustainable use, as technically overuse do not concern all ES.

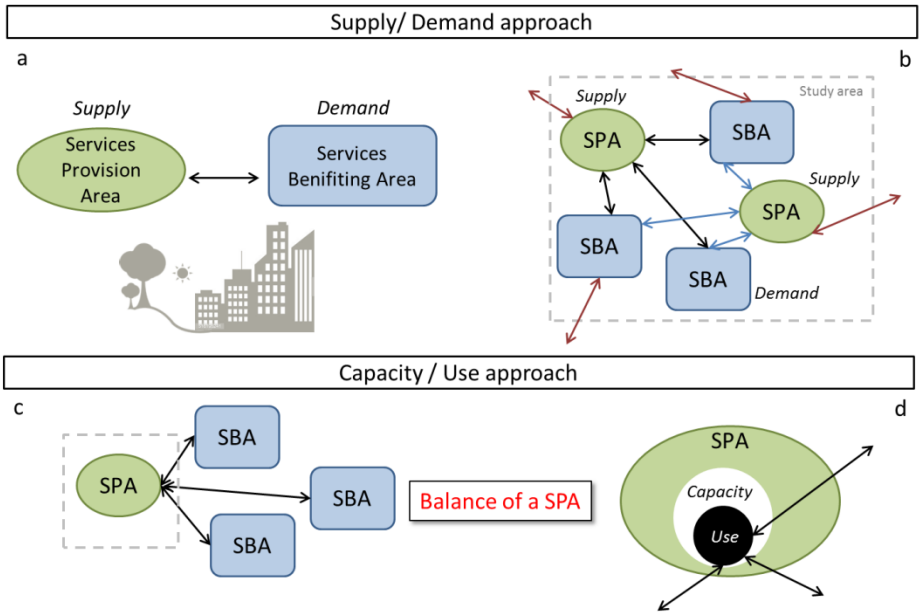


Figure 1: Supply/Demand and Capacity/Use frameworks

Third, because assessing unsustainable use of ES requires comparing and aggregating capacity and use values potentially produced by two different groups of stakeholders, we propose a methodology for both limiting assessment bias and incentivizing respondents to identify unsustainable use and critical use.

We assess the capacity/use balance with the expert based matrix approach (Campagne and Roche, 2018). The ES concept makes the matrix method mobilize the ES concept in way that makes it easy for stakeholders to understand and appropriate. A lack of quantitative data and their spatial heterogeneity raises issues that can be bypassed by asking experts to estimate scores, as in the matrix approach, and the number of ES integrated in the evaluation is not limited by the data availability. Contrary on quantitative evaluation of sustain use (e.i.: Schroter *et al.* 2014) , we can cover the whole diversity of ES within one study.

Moreover, with the matrix approach all ES are assessed with the same units and so the comparability of the different results is increased.

The objective of this study is to test and validate ES capacity and use assessments with the expert based matrix approach to determine the sustainable use of ES in the Scarpe-Escaut Regional Natural Park in northern France and to look at the relation between the capacity/use balance for three ES in order to validate our result with quantitative data.

3.2. Materials and methods

a) Study case

The Scarpe-Escaut Regional Natural Park (SE-RNP, http://www.RNP-scarpe-escaut.fr/en) is a protected area in northern France, near the Belgian border. It covers over 430 km2, is crossed by the Scarpe and Escaut rivers, and includes 55 municipalities. Land demand for building is high in this peri-urban landscape formed by a mosaic of agricultural and natural environments (crops, grasslands, woodlands, marshes, ponds). Natural ecosystems are mainly wetlands, grasslands and forests (Maresca *et al.*, 2014). RNPs play important socio-economical roles, one being to promote environmental awareness, and to foster economic and social development towards actions enhancing natural and human resources to ensure quality of life and environmentally friendly development (article R333-1 of the French Environmental Code).

b) The matrix approach

An ES matrix is a look-up table linking land cover types or ecosystem types (ETs) to ES (Burkhard *et al.*, 2009). Expert-based assessment has many well-known biases (subjectivity, interpretations, etc.) that methodology can help reduce (Martin *et al.* 2012, Mukherjee *et al.* 2018). Here we followed the seven-step methodology of Campagne and Roche (2018) to produce ES matrices based on expert knowledge.

(1) Step 1: defining the objective and setting the assessment. As our principal objective was the assessment of unsustainable use of ES and ET in the Scarpe-Escaut RNP, we listed relevant ES and ETs accordingly. We also set the expert panel and the scoring scale. Our ecosystem type (ET) typology derives from the ARCH mapping typology (www.archnature.fr). ARCH is an ecosystem/land cover map typology with 64 ETs. We simplified it by merging ET categories down to 33 ETs in four main habitat categories: aquatic (6), agriculture (13), forest

(7) and built-up (7) (Table 1). We considered provisioning services, regulating services and cultural services (Table 1). The structure of the capacity and use matrices we submitted to stakeholders were identical and comprised 33 ETs and 25 ES, thus with 825 scores. For both matrices, the scoring was on a 0–5 scale (0 = no or very low relevant capacity/use, 1 = low relevant capacity/use, 2 = relevant capacity/use, 3 = moderate relevant capacity/use, 4 = high relevant capacity/use, and 5 = very high relevant capacity/use). Besides the ES scores, we asked experts to give a confidence score for each ES and each ET (1 to 3: low to high confidence in the score they gave). This confidence index was used to estimate expert confidence in providing the score, and it could be used to compute score errors (Campagne *et al.*, 2017). Each expert was asked to state their confidence in their own ET knowledge.

Based on expert knowledge, the ES scores were not individual preferences, but best-knowledge estimates: experts combined field observations, formal knowledge and mental models to generate quantitative information (Fazey *et al.* 2006). Although expert knowledge cannot be considered as a true quantitative measure, it is commonly used as a surrogate of empirical data in much ecological research (Drescher *et al.* 2013).

For the capacity and use matrices, we formed two different expert panels based on expertise. They included researchers with expertise in ecology and/or ES, project or site managers, local stakeholders, engineers working in environmental or ecological fields, and heads of regional institutions. For the capacity matrix, we selected experts with knowledge of ecological functions, ES and local ecological condition. For the use matrix, we favoured managers with knowledge of how ecosystems were exploited and to what extent they were being used.

(2) Step 2: workshop organization. The main aim of the workshop is to harmonize understanding of the nature of the ES and the ET assessed and gets a common understanding of the goal of the study.

A one-day workshop was held in June 2016 with the capacity expert panel. We presented and discussed the lists of ETs and ES composing the matrix to build a common understanding with all the experts present. To fill in the capacity matrix, the question was, "What is the capacity of this ET to provide this service?"

The use expert panel was contacted through individual interviews in June 2017 with a similar presentation involving the study, the methodology and the ET and ES lists. We used individual interviews because we wanted each expert to preserve their vision of ecosystem uses. Interviews also avoided over-burdening experts, as we also held the feedback meeting

of the study at the same period (see details in the next section). To fill in the use matrix, the question was "How much ES do humans use or benefit from for the given ET?"

(3) and (4) Steps 3 and 4: defining the capacity and use matrices and explaining the filling-in process. We first submitted the capacity matrix and then the use matrix. For the assessment of capacity, we gave an empty matrix, and each expert then had to fill in the entire matrix.

We reduced the calibration bias of the capacity and use matrices by providing information on estimated capacity using coloured cells in the use matrix. We provided use matrices prefilled with colours indicating ranges of average capacity scores that were assigned by experts. The empty use matrix had three different cell colours depending on the capacity scores. Blue cells for low capacity scores (mean capacity scores under 1.6; scores between 0 and 5, so we divided 5 by 3, i.e. the number of different colours), red cells for high capacity scores (mean capacity scores higher than 3.3) and white for medium capacity scores (between 1.6 and 3.3). This information is useful in incentivizing respondents filling in the use matrix to scale the use relative to a rough indication of capacity.

(5) Step 5: compilation of individual expert scores. Matrices were computed by arithmetic mean Sc_{ES*ET} for the mean score of the capacity matrix and Su_{ES*ET} for the mean score of the use matrix for each ES x ET combination. We also calculated the standard deviation (SD) for ES*ET combinaison.

(6) Step 6: analysing the reliability of scores. We calculated inter-rater reliability statistics using Krippendorff's alpha (Krippendorff 1980) and intra-class correlation statistics (Müller and Büttner 1994) – this analysis of reliability is presented in supplementary materials Annexe 2-3.1 but we didn't exploit the results in the paper as it complexify the interpretation of the sustainability.

(7) Step 7: presentation of major outputs of the analysis. Here, the goal was to assess the sustainable use through the capacity/use balance (just cited as 'balance matrix" for the rest of the paper'). This was done by subtracting the capacity scores and the use scores (e.i: Burkhard *et al.* 2012, 2014, Tao *et al.* 2018 for their supply/demand matrices). Based on the different matrices, we created maps and bundles (cf. Campagne and Roche, 2018).

c) Feedback meeting and online survey

In addition to the workshop, we conducted a feedback meeting and an online survey to appraise the balance matrix. Their aims were to present the capacity, use, balance matrices results, to discuss the coherence and adequacy of the results with the local experts knowledge and, finally, to collect feedback on their practical relevance from experts. All

experts involved in the capacity and the use matrices were invited. The feedback meeting was held in June 2017 after all the individual interviews of the use matrix. The online survey was purchase in July and August 2017 to complete the feedback meeting and comprised questions to evaluate overall understanding of the study and its outputs, on the participants' interests on the usefulness of the results and their outputs for decision-making and management (Details of the online survey in Supplementary materials, Annexe 2-3.2).

d) Area-weighted balance matrix

ES matrices were defined at ecosystem type level. To assess the balance at regional scale, we needed to upscale them. We multiplied each ET/ES score of the capacity/use balance by the percentage area of each ET in the SE-RNP using the formula (1).

$$(1)\ (Sc_{ES*ET} - Su_{ES*ET}) * (Area_{ET} / Area_{Park}) * 100$$

Sc_{ES*ET} the mean score of the capacity matrix; Su_{ES*ET} the mean score of the use matrix ; $Area_{ET}$ the total area in km^2 of the ET areas in the SE-RNP ; $Area_{Park}$ the total area in km^2 of the SE-RNP.

The balance matrix we obtained was thus weighted by the relative area of each ET in the region considered (Table 2).

e) Evaluating ecosystem condition and its relation to ES balance

We hypothesized that the balance scores as a proxy for ES sustainability use was related to the ecosystem condition. We defined the ecosystem condition "as the state of the ecosystem in response to human pressures and disturbances or as the ability to continue to provide sustainably services to people" (Roche and Campagne, 2017). We took two indicators described in the literature. The first was the hemeroby index, defined as "the sum of the effects of past and present human activities on the current site conditions or vegetation which prevent the development to a final state" (Kovarik 1999). Hemeroby values were assigned at ecosystem type level. We used a 1–7 scale (highly unmanaged and 'natural' ecosystems to artificialized ecosystems) adapted from Walz and Stein (2014) and building on guidelines by Machado (2004) for hemeroby scoring (Table Annexe 2-3.1 in Supplementary Materials).

Our second index was the Biodiversity Intactness Index (BII), a model proposed by Newbold *et al.* (2016). Based on the PREDICTS (Projecting Responses of Ecological Diversity in Changing Terrestrial Systems) project database, Newbold *et al.* (2016) produced a BII global data layer at approx. 1 km2 scale (roughly 0.8 km2 in the study area). The BII is defined as the modelled average abundance of originally present species, relative to their abundance in an intact ecosystem. The BII is expressed as a percentage of biodiversity intactness. To obtain a BII value for each ET, we extracted BII values for each ET patch using the ArcGis

10.3 Spatial Analyst Extension (www.esri.com) and computed the average value at ET level (Table Annexe 2-3.1 Supplementary Materials). Our values of BII are between 0.8 and 0.9 meaning an increase of intactness.

We adjusted the ES balance scores to the adapted hemeroby index and BII by non-linear functions using the CurveExpert software (https://www.curveexpert.net/) to examine their relation.

f) Statistical analysis

We used R software (R Development Core Team 2017) for all statistical analysis. Since normality could not be assumed for the capacity and use scores, distributions were skewed and expert panel sizes were different, we used the permutation Student's t-test (perm.t.test) for differences between capacity matrix and use matrix, and the Bonferroni correction for the multiple uses of the comparison analysis.

3.3. Results

a) Capacity and use matrices of the Scarpe-Escaut Park

The capacity matrix

The capacity matrix aggregated 17 expert matrices (Table Annexe 2-3.2a - Supplementary Materials). It showed low capacity of built-up ETs and high capacity of forest ETs to provide ES, especially for regulation and cultural services (mean scores for all built-up ETs at 0.9 and 2.8 for all forest ETs, all data in Table Annexe 2-3.2 in Supplementary Material). The highest capacities were those of ET21 "deciduous forests" and ET22 "riparian forests, wet forests and wet thickets" with mean capacities for all ES of 3.5. SDs were lowest for built-up ET (mean 0.9) and highest for ET14 "fodder grasslands" (mean 1.5). Confidence scores were generally high for all ETs of the capacity matrix (all CS of ETs > 2 and mean 2.4).

All ETs of the SE-RNP had highest capacities for ES4 "maintaining nursery populations and habitats", ES23 "aesthetic" and ES25 "knowledge, scientific and educational" (respectively 3.1, 2.9 and 3.1). SDs were lowest for ES12 "cultivated crops (including seaweed farming)" (mean 0.7) and highest for ES2 "disease control", ES3 "pest control" and ES22 "existence and bequest" (respective means 1.5, 1.5 and 1.6). ES confidence scores were highest for cultural service (mean 2.12).

The use matrix

The use matrix results aggregated 25 expert matrices (Table Annexe 2-3.3 - Supplementary Materials). We observed similar trends to the capacity matrix with low ES use in built-up environments (mean score 0.8, all data in Table Annexe 2-3.3 in Supplementary Materials) and high ES use in forest environments especially for regulation and cultural services (mean score 2.3). High scoring ES and ETs were also similar in the two matrices with highest scores for ET21, ET22 and ES4, ES23 and ES25 (respective mean scores 3.0, 2.8, 2.6, 2.3 and 2.3). SDs were lowest for built-up ecosystems (mean SD 1.0) and for provisioning services (mean 1.2). SDs were highest for ES3, ES10, ES11, ES22 and ES25 (respectively 1.4, 1.5, 1.4, 1.5 and 1.4); for ETs the highest were aquatic and agricultural environments, especially for ET3 "aquatic vegetation", ET6 "low marshes, transition bogs, springs" and also ET12 "water's edge vegetation" (all 1.5).

Confidence scores in the use matrix were lower than in the capacity matrix. Mean scores were 1.96 for ET and 1.86 for ES, although no trends were observed in the confidence score between ET categories or ES groups.

Comparison of the two matrices

Comparison analysis for each score (the 825 ET*ES) showed 12 scores significantly different with the Bonferroni correction (scores marked "*" in Table 1 with $p < (0.05/825)$) and 120 without the correction (scores in bold in Table 1 with $p < 0.05$; detailed results are provided in Supplementary Materials, Table Annexe 2-3.4). Comparisons were mainly significant for ES8, ES12, ES14, ES18 and ET7, ET9 and ET19.

b) Balance matrix

The feedback meeting and the online survey

The feedback meeting and the online survey harvested detailed feedback from experts from the two scoring panels. With 17 experts present on the feedback meeting and 13 experts on the online survey, 62% of experts on the two scoring panels participated in the feedback meeting and/or the online survey. 69% of the respondents expressed a full or strong understanding of the study. When asked to rank tables, maps (e.g. Figure 4) and bundles (e.g. Figure 2), the most understandable outputs were maps (38% of the respondents), bundles (23%) and tables (8%); the remaining 31% found the three forms equally understandable. When asked about the understanding of each output, full and strong levels of understanding were reported for the bundles (69%) and the capacity and use tables (69%). For the balance matrix and the maps based on scores, the reported understanding level was lower (54% of full and strong understanding). However, when asked about the

potential uses of the results for decision-making, experts expected a higher potential use for the maps of ES based on scores (92%) than for tables (70% for capacity matrix, 85% for use matrix and 67% for balance matrix). In open questions, experts expressed potential uses of the results in environmental and impact assessments, and also for emphasizing the roles of one specific ecosystem for decision- and policy-makers and prioritizing actions in land-use management. General feedback from participants also reported methodological limits, which are scientifically known but not explained in detail to participants. For example, participants pointed out the limits of interpretation and subjectivity because of the expert-based scores (Jacobs *et al.* 2015), lack of consideration for spatial heterogeneities such as protection status or types of management, and methodological limits related to the ES experts based matrix assessment (Campagne and Roche 2018). The respondents thus showed a thorough understanding of the study and of the methodology.

The balance matrix

The main decision made following the feedback meeting was to ignore the scores of the balance when the capacity and/or use scores were less than 1, because the capacity and the use are null or very small. During the feedback meeting, experts expressed that these balance scores are considered and qualified as non-relevant. 25% of the balance matrix scores were non-relevant for the balance analysis (207 balance scores, balance matrix with all scores in Table Annexe 2-3.5 in supplementary materials).

These concerned mainly built-up ETs (71% of non-relevant balance scores) and ES12 "cultivated crops" (15% of non-relevant balance scores). We note that 69% of the balance matrix scores, without the non-relevant scores, were positive and 6.5% negative (i.e. 53 scores).

Considering our definition of critical use (balance scores below −0.25) and unsustainable use (balance scores between −0.25 and 0.25), critical use and unsustainable use were mainly observed for built-up, intensive agricultural ETs (ET13 to ET18) and aquatic ETs. Unsustainable use concerned 12% of scores (101 scores) and critical use 3% (21 scores).

By category of ES expressed for all ET scores, 60% of regulating services, 47% of provisioning services and 73% of cultural services were considered to be in a sustainable situation (balance scores > 0.25). 16% of regulating and cultural services and 10% of provisioning services were in unsustainable use. 5% of regulating services and 2% of provisioning services were in critical use. Nearly 4% of forest, 3.2% of agricultural intensive (ET13-ET18), 2.9% of built-up and 2.7% of aquatic ETs had ES balance scores in unsustainable use. Critical use scores concerned 1.1% of built-up and agricultural intensive, 0.6% of aquatic, 0.1% for agricultural extensive (ET7-ET12) and 0% for forest.

Table 1. Balance matrix (Scores in bold are significantly different: the * means significant difference with the Bonferroni correction. Cells with / have balance scores below 1 that are not taken into account in the analysis (see main text). Green cells have positive balance (capacity higher than use, balance < 0.25) red cells have negative balance (use higher than capacity, balance > −0.25), and yellow cells have balance between −0.25 and 0.25)

			Regulation and support services											Provision Services									Cultural Services				
			Maintenance of physical, chemical, biological conditions							Regulation of natural risks			Nuisances	Nutrition – Biomass for human comsuption				Freshwater	Raw materials			Representation			Interaction	
			Atmospheric composition and climate regulation	Disease control	Pest control	Maintaining nursery populations and habitats	Pollination and Seed dispersal	Maintenance water quality	Maintenance soil quality/ Land/soil formation and composition	Mass stabilisation and control of erosion rates	Protection against storms	Protection against floods	Limitations of noise pollutions and odour and visual nuisances	Cultivated crops (including seaweed farming)	Reared animals and animals from aquaculture	Wild plants, algae, fungi and their outputs	Wild animals and their outputs	Drinking water	Materials and fibres	Secondary resources / Outputs from domestic food used for no human comsuption	Genetic materials	Biomass-based energy sources	Emblematic and symbolic	Existence and bequest	Aesthetic	Physical and experien-tial interactions	Knowledge, scientific and educational
			ES1	ES2	ES3	ES4	ES5	ES6	ES7	ES8	ES9	ES10	ES11	ES12	ES13	ES14	ES15	ES16	ES17	ES18	ES19	ES20	ES21	ES22	ES23	ES24	ES25
Aquatic	Freshwater	ET1	0,68	1,12	0,76	0,51	-0,49	-0,08	-0,34	0,35	/	0,00	-0,09	/	1,04	/	0,69	0,15	/	**-0,17**	0,96	/	0,52	0,63	0,94	0,34	0,84
	Bottom or shores of unvegetated water bodies	ET2	0,35	0,41	0,33	**0,68**	/	-0,38	/	**0,41**	/	0,66	-0,56	/	1,04	/	1,46	1,73	/	/	0,83	/	0,70	0,87	1,04	0,70	1,00
	Aquatic vegetation	ET3	0,53	0,98	0,45	0,77	0,24	0,17	0,07	**0,74**	/	0,84	0,10	/	/	-0,31	1,05	0,29	0,05	/	1,01	/	0,57	0,70	0,83	0,10	0,78
	Running water	ET4	0,25	0,89	0,36	0,38	0,50	0,26	/	/	/	-0,24	-0,20	/	0,56	/	0,30	-0,01	/	/	0,91	/	0,64	0,42	0,59	0,23	0,35
	Submerged vegetation	ET5	0,55	1,03	0,45	0,79	0,45	0,01	0,11	0,80	/	0,74	0,15	/	/	/	1,01	0,16	/	/	0,93	/	0,54	0,79	0,79	0,38	0,56
	Low marshes, transition bogs, springs	ET6	0,30	1,32	0,26	1,11	0,16	0,45	1,16	**1,19**	0,60	0,47	**0,36**	/	/	**0,19**	0,85	0,60	0,90	**0,34**	1,29	**0,54**	0,67	1,04	1,13	0,18	0,86
Agricultural	Steppes and dry calcareous grasslands	ET7	0,54	0,93	0,54	0,97	1,08	0,67	1,27	**1,10**	/	**0,75**	**0,66**	/	**0,42***	**0,41***	0,60	0,60	/	0,50	1,54	/	**1,65**	1,31	**1,64**	**1,34**	1,39
	Grasslands containing heavy metals	ET8	0,38	0,79	0,56	-0,07	0,63	/	-0,21	0,70	/	0,84	0,75	/	/	/	/	/	/	/	0,31	/	0,58	0,49	1,14	0,17	1,40
	Acidic grasslands and fossil dunes	ET9	0,86	0,97	0,50	0,85	1,29	0,86	1,53	1,17	/	**1,10**	**0,64***	/	**0,66**	**0,28***	**0,46**	/	/	0,30	0,85	/	**1,32**	1,46	**1,32**	**1,02**	1,25
	Wet margins with tall grass/weed	ET10	0,71	1,24	0,66	0,83	0,89	0,21	1,26	0,60	0,29	0,83	0,88	/	-0,08	0,03	**-0,08**	0,51	0,64	**-0,13**	0,69	**0,46**	**0,50**	0,76	**0,72***	0,73	0,71
	Wet meadows	ET11	0,24	1,52	0,74	-0,01	0,95	0,30	0,61	**0,48**	0,33	0,42	0,73	/	**0,61**	0,26	0,36	0,96	0,57	**0,55**	1,09	0,60	**0,10**	0,69	0,77	1,06	0,59
	Water's edge vegetation	ET12	0,62	1,50	0,60	0,63	0,36	**0,53**	0,75	0,59	0,49	0,73	0,69	/	-0,47	0,15	0,38	0,60	1,23	**0,50**	0,96	0,66	0,26	0,83	0,93	0,38	0,61
	Mesophilic grasslands	ET13	0,36	1,17	0,21	**0,55**	0,49	0,93	0,84	**0,94**	/	1,05	**0,51**	/	0,06	**0,45**	0,83	**0,49**	0,26	**0,16**	1,15	0,83	0,28	**1,17**	1,13	**0,63**	1,22
	Fodder grasslands	ET14	0,17	1,06	0,40	**0,79**	0,56	0,53	0,91	**1,20**	/	1,47	**0,69**	**-0,61**	-0,21	**0,71**	0,95	**0,45**	0,58	**0,30**	1,38	0,89	0,74	1,28	1,11	**0,57**	1,08
	Improved grasslands	ET15	0,23	0,47	-0,02	0,55	0,14	0,51	0,55	**1,03**	/	1,06	0,44	-0,67	-0,04	0,50	0,57	/	0,25	0,21	0,96	0,76	0,20	0,69	0,24	**0,45**	0,55
	Crops	ET16	0,10	0,15	-0,38	-0,06	-0,31	/	-0,87	-0,83	/	/	/	0,61	-0,38	/	0,60	/	0,44	0,43	0,33	1,41	0,01	0,63	**0,13**	**0,29**	0,15
	Grass strips	ET17	0,22	0,87	-0,34	-0,04	0,64	0,18	0,47	0,05	/	0,49	0,51	/	0,43	0,45	0,79	0,34	0,33	**0,55**	0,69	/	0,75	0,14	0,38	0,47	0,46
	Orchards	ET18	**0,28**	0,56	-0,08	0,54	0,24	0,59	0,69	0,77	0,48	0,97	0,69	0,80	0,58	-0,34	0,56	0,55	0,44	0,59	0,31	0,56	0,72	0,60	0,66	0,79	0,35
Forest	Moors	ET19	0,31	**0,88**	1,16	0,34	0,79	1,04	0,85	**0,95**	**0,10**	**0,72***	**0,57**	/	0,95	**0,48**	0,62	0,51	0,72	0,80	**1,13**	0,86	**1,64**	**1,40**	1,54	0,59	1,17
	Thickets	ET20	0,02	0,98	1,05	0,30	0,47	0,93	**1,08**	0,59	**0,46**	0,24	0,30	/	/	**0,37**	0,34	0,36	0,40	0,94	**0,59**	0,96	0,53	0,53	**0,62**	0,53	0,90
	Deciduous Forests	ET21	0,22	1,16	1,12	**0,27**	0,37	0,36	**0,67**	0,25	**0,78**	0,31	0,45	/	0,55	-0,11	0,20	0,27	0,35	**0,95**	**0,64**	0,78	0,60	0,60	0,69	0,36	0,70
	Riparian forests, wet forests and wet thickets	ET22	0,38	1,31	0,97	0,82	0,50	0,68	0,91	0,56	**0,97**	0,94	**0,80**	/	/	**-0,19***	0,24	**0,39***	0,46	**0,68**	0,91	**0,97**	0,76	1,21	**1,38**	0,59	1,02
	Deciduous plantations	ET23	-0,09	0,69	0,29	0,55	0,55	0,51	0,51	0,30	0,34	0,74	0,11	/	/	0,29	0,42	0,14	0,02	0,74	0,22	0,66	0,16	0,56	0,37	0,47	0,36
	Conifer plantations	ET24	0,02	0,37	0,04	0,41	0,02	0,06	0,20	0,38	**0,50**	-0,06	0,29	/	/	-0,19	-0,06	0,07	0,51	/	-0,03	1,18	0,01	0,07	0,08	0,26	0,07
	Hedgerows. tree alignments	ET25	0,46	0,90	0,12	**0,27**	0,25	**0,76**	0,62	0,13	**0,40**	0,43	0,35	**0,64**	/	0,09	1,09	0,52	1,11	**0,94**	0,94	1,11	0,71	0,92	0,88	0,24	0,79
Built-up	Urban parks and large gardens	ET26	-0,40	0,08	0,42	0,44	0,36	0,34	**0,21**	-0,01	0,23	-0,44	-0,17	0,68	/	/	/	/	/	0,84	0,31	0,55	0,37	0,44	0,02	0,45	0,46
	Towns, villages and industrial sites	ET27	/	-0,91	/	0,43	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	-0,25	0,02	0,04	0,61	0,51
	Active quarries	ET28	/	/	/	0,38	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	-0,58	/	/	/	/	/	/	/	0,83
	Abandoned quarries	ET29	/	/	0,12	0,79	**0,38**	0,10	/	/	/	-0,27	0,09	/	/	/	0,59	0,85	/	/	0,45	/	0,04	0,08	0,30	0,06	1,11
	Slag heaps	ET30	0,24	1,01	0,44	0,90	0,69	/	-0,68	/	/	/	0,51	/	/	0,39	0,65	/	0,56	/	0,28	0,58	0,20	0,14	0,41	0,12	0,78
	Railway and roadside fallows	ET31	/	0,68	0,19	0,24	0,42	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0,45	/	/	/	/	/	/	-0,14	/	/	0,70
	Industrial water bodies	ET32	/	/	/	0,51	/	-0,31	/	/	/	-0,12	/	/	/	/	/	0,14	/	/	/	/	/	/	/	/	0,72
	Road and rail networks	ET33	/	-0,44	-0,49	/	0,42	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/

The ETs most concerned by unsustainable use scores were ET24 "conifer plantations" (14 scores < 0.25) and ET16 "crops" (11 scores < 0.25) and this also concerned ES1 "atmospheric composition and climate regulation" (11 scores < 0.25) and ES3 "pest control" (10 scores < 0.25).

The balance matrix with ET areas

We propose a different representation of the SE-RNP ES balance that considers the relative cover of each ecosystem type (Table 2). Over the SE-RNP, eight ecosystem types represented 88% of the SE-RNP area: ET16 "crops", ET27 "towns, villages and industrial sites"; ET33 "road and rail networks"; ET21 "deciduous forests"; ET11 "wet meadows"; ET13

"mesophilic grasslands"; ET23 "deciduous plantations". The respective area proportions in the SE-RNP are presented in Table 2 (ARCH 2009 column). We see that the eight dominant ecosystem types provided most of the large balance values. The balance scores provided at ET level (Table 1) were intensified or minimized depending on the areas concerned. We see increases in unbalance scores for ET16 "crops" in five regulating services (ES3, ES4, ES5, ES7 and ES8) and for ES13 "reared animals and animals from aquaculture"; for ET27 "towns, villages and industrial sites" for ES2 "disease control" and ES21 "emblematic and symbolic", and for ET33 "road and rail networks" for ES2 "disease control" and ES3 "pest control".

Table 2. Capacity/use balance matrix related to ET% using land cover map ARCH 2009 (Cells red when scores < 0; green when scores > 0)

			Regulation and support services											Provision Services									Cultural Services				
		ARCH	ES1	ES2	ES3	ES4	ES5	ES6	ES7	ES8	ES9	ES10	ES11	ES12	ES13	ES14	ES15	ES16	ES17	ES18	ES19	ES20	ES21	ES22	ES23	ES24	ES25
Aquatic	ET1	1,0%	0,7	1,2	0,8	0,5	-0,5	-0,1	-0,4	0,4	/	0,0	-0,1	/	1,1	/	0,7	0,2	/	-0,2	1,0	/	0,5	0,7	1,0	0,4	0,9
	ET2	0,0%	0,0	0,0	0,0	0,0	/	0,0	/	0,0	/	0,0	0,0	/	0,0	/	0,0	0,0	/	/	0,0	/	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	ET3	0,1%	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	/	0,1	0,0	/	/	0,0	0,1	0,0	0,0	/	0,1	/	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1
	ET4	0,5%	0,1	0,4	0,2	0,2	0,2	0,1	/	/	/	-0,1	-0,1	/	0,3	/	0,1	0,0	/	/	0,4	/	0,3	0,2	0,3	0,1	0,2
	ET5	0,1%	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	/	0,0	0,0	/	/	/	0,1	0,0	/	/	0,0	/	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	ET6	0,0%	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	/	/	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Agricultural	ET7	0,0%	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	/	0,0	0,0	/	0,0	0,0	0,0	0,0	/	0,0	0,0	/	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	ET8	0,0%	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	/	0,0	0,0	/	0,0	0,0	/	/	/	/	/	/	/	0,0	/	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	ET9	2,6%	2,2	2,5	1,3	2,2	3,4	2,2	4,0	3,0	/	2,9	1,7	/	1,7	0,7	1,2	/	/	0,8	2,2	/	3,4	3,8	3,4	2,6	3,2
	ET10	1,0%	0,7	1,3	0,7	0,9	0,9	0,2	1,3	0,6	0,3	0,9	0,9	/	-0,1	0,0	-0,1	0,5	0,7	-0,1	0,7	0,5	0,5	0,8	0,8	0,8	0,7
	ET11	8,0%	1,9	12,1	5,9	-0,1	7,6	2,4	4,9	3,8	2,7	3,3	5,9	/	4,9	2,1	2,8	7,7	4,6	4,4	8,7	4,8	0,8	5,5	6,2	8,5	4,7
	ET12	0,2%	0,1	0,3	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	/	-0,1	0,0	0,1	0,1	0,2	0,1	0,2	0,1	0,0	0,1	0,2	0,1	0,1
	ET13	3,2%	1,2	3,8	0,7	1,8	1,6	3,0	2,7	3,0	/	3,4	1,6	/	0,2	1,5	2,7	1,6	0,8	0,5	3,7	2,7	0,9	3,8	3,7	2,1	3,9
	ET14	1,5%	0,3	1,6	0,6	1,2	0,8	0,8	1,4	1,8	/	2,2	1,0	-0,9	-0,3	1,1	1,5	0,7	0,9	0,5	2,1	1,4	1,1	2,0	1,7	0,9	1,6
	ET15	0,0%	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	/	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	/	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	ET16	28,6%	2,8	4,2	-10,9	-1,6	-8,9	/	-25,0	-23,7	/	/	/	17,4	-10,8	/	17,1	/	12,5	12,4	9,3	40,2	0,4	18,1	3,7	8,4	4,4
	ET17	0,2%	0,0	0,2	-0,1	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	/	0,1	0,1	/	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	/	0,2	0,0	0,1	0,1	0,1
	ET18	0,1%	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0
Forest	ET19	0,0%	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	/	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	ET20	0,2%	0,0	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	/	/	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2
	ET21	9,6%	2,1	11,1	10,7	2,5	3,6	3,4	6,4	2,4	7,4	3,0	4,3	/	5,3	-1,1	1,9	2,6	3,4	9,1	6,2	7,5	5,7	5,7	6,6	3,4	6,7
	ET22	2,9%	1,1	3,8	2,8	2,4	1,5	2,0	2,6	1,6	2,8	2,7	2,3	/	/	-0,6	0,7	1,1	1,3	2,0	2,6	2,8	2,2	3,5	4,0	1,7	3,0
	ET23	5,5%	-0,5	3,8	1,6	3,1	3,0	2,8	2,9	1,7	1,9	4,1	0,6	/	/	1,6	2,3	0,8	0,1	4,1	1,2	3,7	0,9	3,1	2,1	2,6	2,0
	ET24	0,9%	0,0	0,3	0,0	0,4	0,0	0,1	0,2	0,3	0,5	-0,1	0,3	/	/	-0,2	-0,1	0,1	0,5	/	0,0	1,1	0,0	0,1	0,1	0,2	0,1
	ET25	0,0%	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	/	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Urban	ET26	0,9%	-0,4	0,1	0,4	0,4	0,3	0,3	0,2	0,0	0,2	-0,4	-0,2	0,6	/	/	/	/	/	0,7	0,3	0,5	0,3	0,4	0,0	0,4	0,4
	ET27	14,2%	/	-13,0	/	6,0	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	-3,5	0,2	0,6	8,6	7,2
	ET28	0,1%	/	/	/	0,1	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	-0,1	/	/	/	/	/	/	/	0,1
	ET29	0,0%	/	/	0,0	0,0	0,0	0,0	/	/	/	0,0	0,0	/	/	/	0,0	0,0	/	/	0,0	/	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	ET30	1,2%	0,3	1,2	0,5	1,1	0,8	/	-0,8	/	/	/	0,6	/	/	0,5	0,8	/	0,7	/	0,3	0,7	0,2	0,2	0,5	0,1	0,9
	ET31	0,9%	/	0,6	0,2	0,2	0,4	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0,4	/	/	/	/	/	/	-0,1	/	/	0,6
	ET32	0,0%	/	/	/	0,0	/	0,0	/	/	/	0,0	/	/	/	/	/	0,0	/	/	/	/	/	/	/	/	0,0
	ET33	16,3%	/	-7,1	-8,0	/	6,8	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/

c) *Deeper analysis on specific ES*

Comparing balance scores with or without area weighting: example of ES18

We choice to illustrate the results in detail for ES18 "secondary resources for agriculture" because it is an issue in the SE-RNP and moreover it has a high confidence scores (mean 2.19). Obviously, the analyses in Figures 2 and 3 can be applied to any ES.

Figure 2 presents bundles of capacity scores in all ecosystem types for ES18. As capacity and use scores are very close, we represent only bundles of capacity scores. The left chart

shows the 33 ecosystem types and their capacity to provide ES18 with equal wedge shapes, illustrating the scores in matrices without weighting. The right chart shows the same 33 ETs and their mean ES capacity with wedge shape depending on the spatial proportion in the SE-RNP (ARCH 2009, values in Table 2).

The two bundles in Figure 2 are complementary in illustrating generic ES capacity and SE-RNP-level ES capacity of ES18. We see in the left bundle of the figure a high capacity of ET11, ET13, ET14, ET15 and ET16 to provide ES18. Taking into consideration the spatial distribution of ES18 (right bundle, Figure 2), we find predominantly ES18 in ET16. Scores must therefore be higher in this ecosystem type.

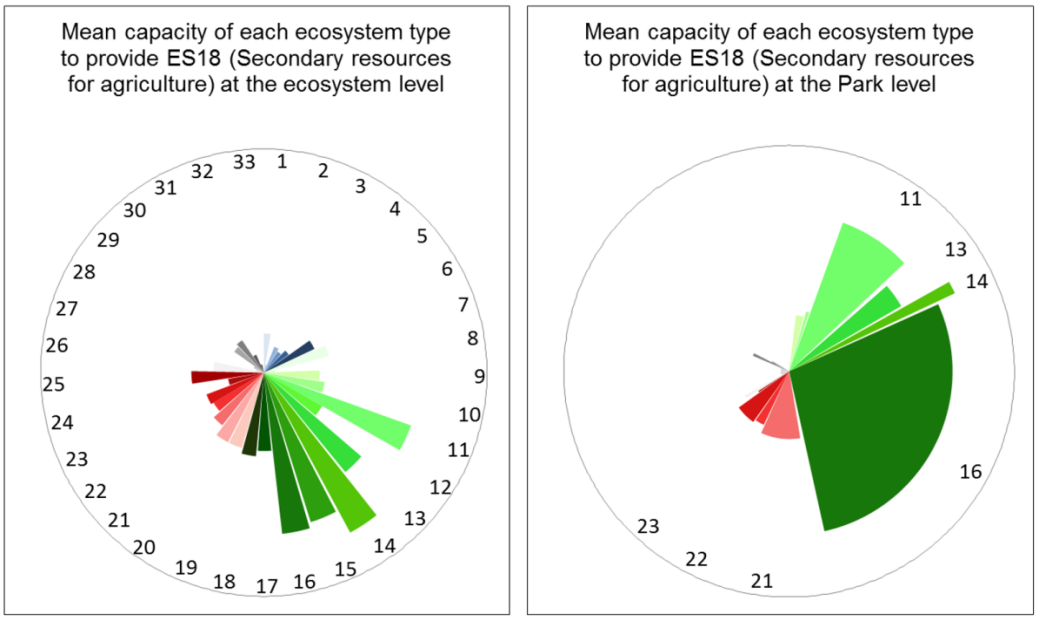


Figure 2. Bundles of all ecosystem types for ES18 "Secondary resources for agriculture" without (left chart) and with (right chart) their spatial proportion in the park.
The wedges in the chart are same-shaped in the left bundles (the number corresponds to the 33 ETs) and depend on the spatial proportion of the ET in the right bundles; their length (radius) indicates the capacity of the ecosystem type to generate ESs (capacity scores from Table S1a).

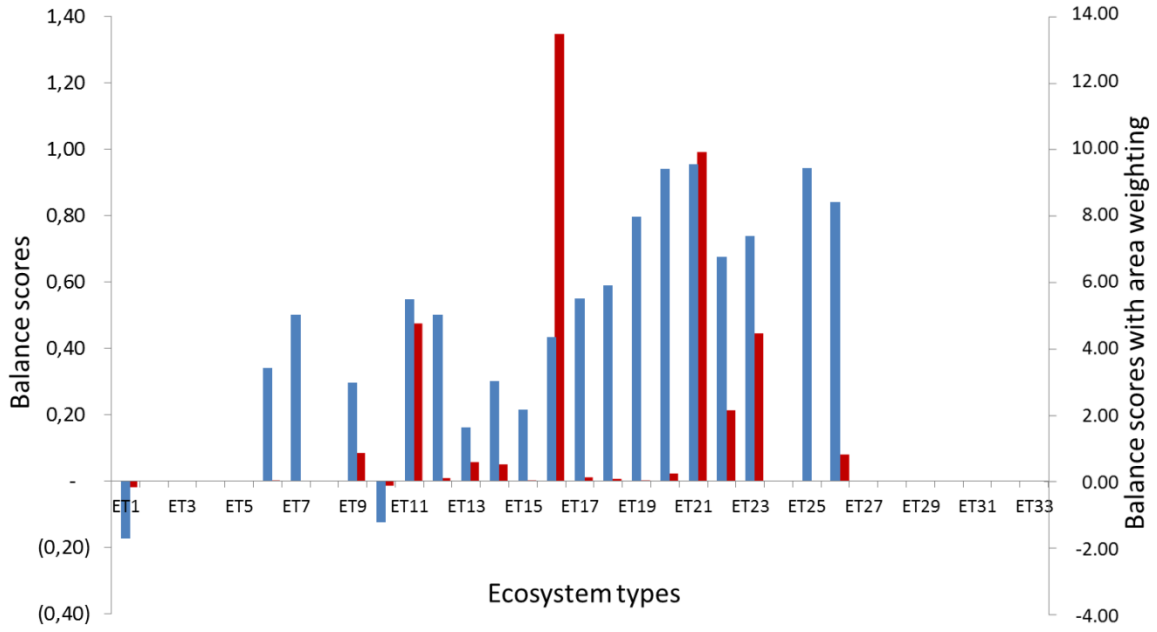


Figure 3: Balance scores of ES18 "secondary resources for agriculture" with (red) and without (blue) area weighting of ecosystem types (respectively scores in Table 2 and Table 1)

Figure 3 presents balance scores of ES18 "secondary resources for agriculture" with (red, right scale) and without (blue, left scale) area distribution of ecosystem types (respectively scores in Table 2 and Table 1). The balance scores of ES18 present critical use (balance score < −0.25) and unsustainable uses (scores between −0.25 and 0.25) for four ETs (ET1, ET10, ET13 and ET15). No relevant scores are present for 13 ETs (balance scores when the capacity and/or use scores are less than 1, Table 2).

The trends between the different ETs change with the consideration of ET areas. We see high positive balance for ET11, ET16, ET21 and ET23 when we consider area distribution. The results in red in Figure 3 are the overall SE-RNP balance.

Ecosystem service balance and ecosystem condition

We look at the relation between the capacity/use balance for three ES in order to validate our results with quantitative data of ecosystem condition with the Biodiversity Intactness Index and the Hemeroby. We present only the results for three ES which cover the three main ES categories (provisioning, regulating and cultural) selected as they are an issue in the SE-RNP.

The maps in Figure 4 present the balances of the three ES and the BII and hemeroby values for the SE-RNP. We can observe pattern in all maps with in the center of the SE-RNP positive balances and natural and unmanaged ecosystems with good intactness.

We observed non-linear relationships between the ecosystem condition indicators and the scores of ES balance for three ES (Figure 5). A strong positive nonlinear relationship was observed for balance in ES2 "disease control" (r2 = 0.645 with BII and r2 = 0.671 with hemeroby). Balance in ES18 "secondary resources for agriculture" (fodder and animal food) had a non-monotonic relationship with BII (r2 = 0.385) with a minimum for intermediate values of BII and a very weak relationship (r2 = 0.081) with a maximum at intermediate values of hemeroby. Balance in ES23 "aesthetic value" shows a positive nonlinear relationship with both BII and hemeroby (respectively r2 = 0.365 and r2 = 0.396).

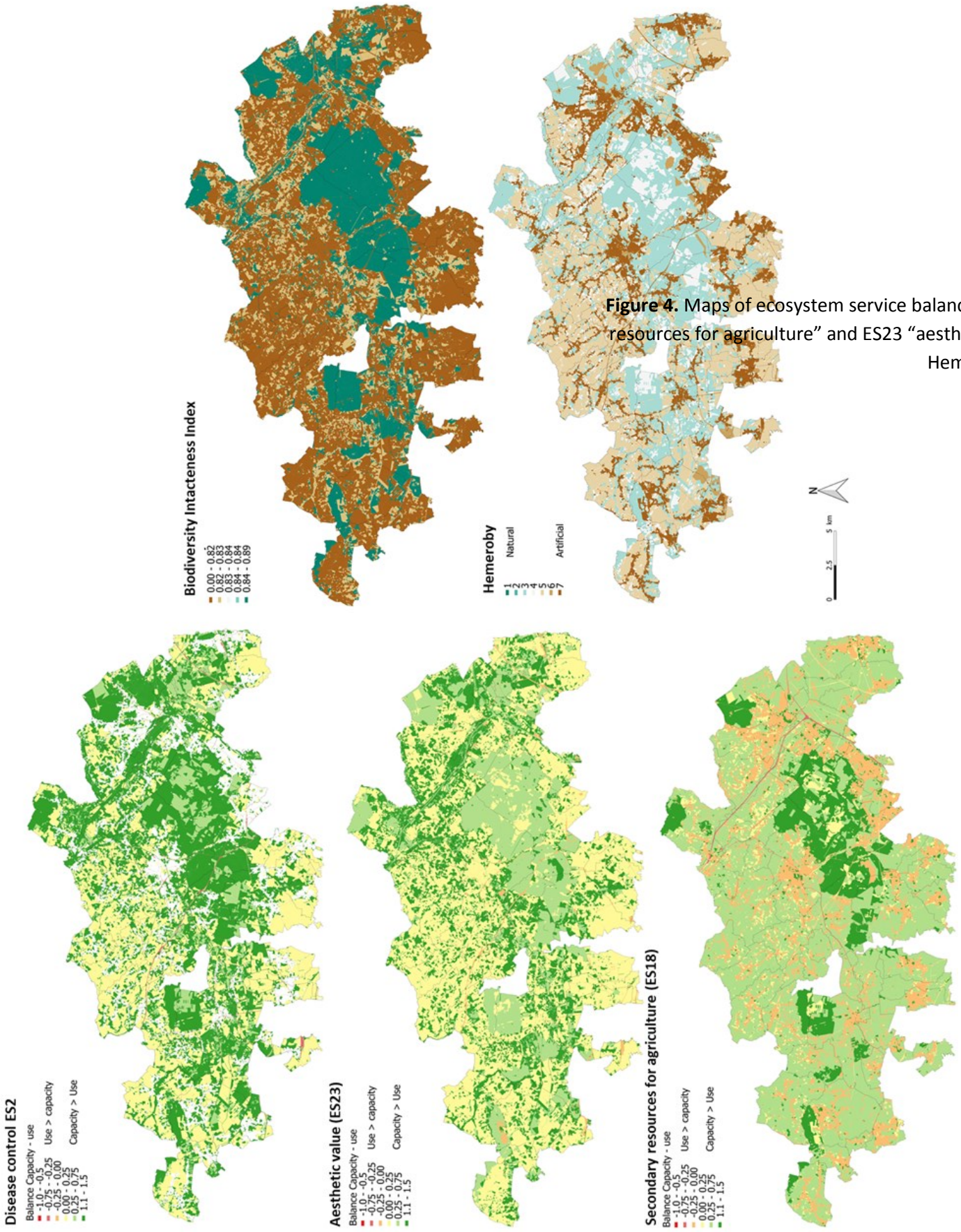


Figure 4. Maps of ecosystem service balances of ES2 "
resources for agriculture" and ES23 "aesthetic value"
Hemeroby

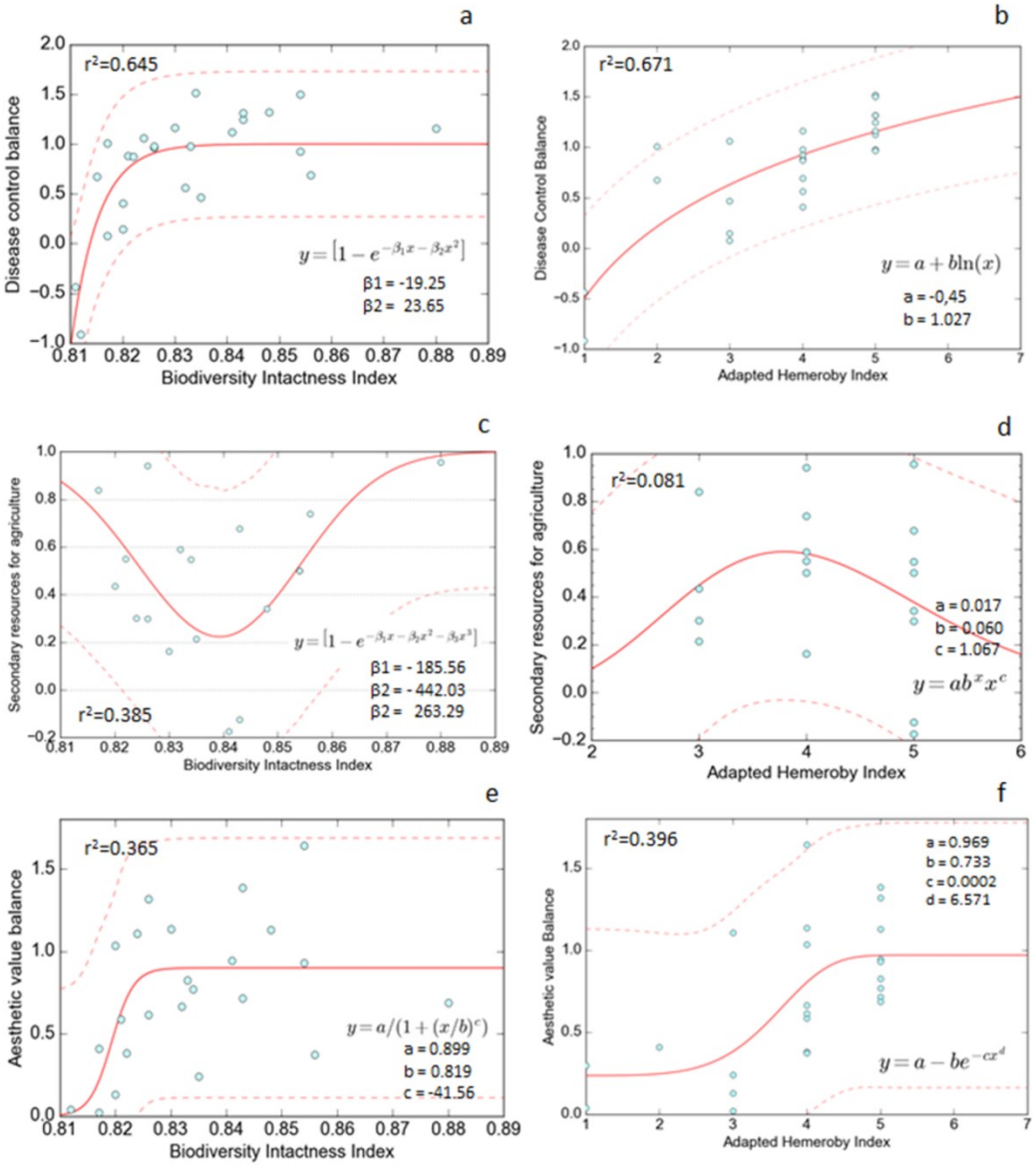


Figure 5. Relationships between three ecosystem service (ES) balances (ES2 "disease control", ES18 "secondary resources for agriculture" and ES23 "aesthetic value") and two indicators of ecosystem integrity (Biodiversity Intactness Index and hemeroby index).

The continuous line is the best non-linear model fit. The dashed lines are the prediction range limits of the model. Equations, parameters and determination coefficients are indicated in each panel. (a.) ES2 "disease control" and BII. (b.) ES2 "disease control" and hemeroby. (c.) ES18 "secondary resources for agriculture" and BII. (d.) ES18 "secondary resources for agriculture" and hemeroby. (e.) ES23 "aesthetic value" and BII. (f.) ES23 "aesthetic value" and hemeroby. The adapted hemeroby index reverses the usual hemeroby scale, higher values meaning more naturalness.

3.4. Discussion

The principal contribution of this study is the application of the capacity/use balance as an indicator of sustainability of ES provisioning at ecosystem type and regional (Scarpe-Escaut Regional Natural Park) levels. The underlying rationale is that the balance is directly related

to the pressure of use put on an ecosystem with regards to its capacity, a negative balance indicating that the provision of ES is degrading the ecosystem capacity and condition. As a sustainability indicator, it is more directly related to the local ecosystem state than the supply/demand deficit, as demand can be met by consuming services from other areas (Schröter *et al.* 2012). When use exceeds capacity, there is a risk of degradation of ecosystem condition that may compromise the capacity of the ecosystem to produce these services. Linked to each ES definition, critical and unsustainable uses may have implications for ecological functions and the ecosystem. Sustainability of ecosystem use is about long-term maintenance of the ecosystem condition and the stock of natural resources (Rees, 1992). It means avoiding overexploitation and unsustainable use of services.

a) The sustainability of ES use in the Scarpe-Escaut Regional Natural Park

The balance matrix for the Scarpe-Escaut Regional Natural Park suggests a sustainable use of ESs for 57% of the balance scores, 3% of the scores indicate critical use and 12% unsustainable use. The unsustainable scores concern mainly forest, built-up and agricultural (intensive) ecosystem types and particularly crops (ET6) for regulating services and animal rearing. Critical use is observed for agricultural (intensive), built-up and aquatic ecosystem types. We observed for crops negative balance values for several regulating services (pest control, pollination, soil maintenance and erosion control services). The non-spatial nature of the matrix approach is not able to consider supply-side effects without spatial analyses. Our interpretation is that the uses estimated by the experts for the croplands included the marginal semi-natural ecosystem types (grass strips, hedgerows, etc.) that possess high capacity to supply many regulation services. Regulation services showed the highest occurrence of unsustainable and critical use (respectively 16% and 5%).

Besides ecosystem level scores, we examined ET area-weighted balance scores. This highlighted the eight ecosystem types covering 88% of the SE-RNP: ET16 "crops", ET27 "towns, villages and industrial sites"; ET33 "road and rail networks"; ET21 "deciduous forests"; ET11 "wet meadows"; ET13 "mesophilic grasslands; ET22 "Riparian and wet forests" and ET23 "deciduous plantations". Among those only 2 (crops and road and rail networks) have strong negative balance values, mainly for regulating services. The use of area weighting puts the emphasis at regional level on dominant ecosystem types. Compared to unweighted scores, balance scores of rare ecosystems are minimized, and balance scores of ecosystems highly present over the SE-RNP were accentuated.

The use of the balance matrix is built on the prospect that the capacity/use balance is related to ecosystem condition. Our results also point to a positive link between three ES capacity/use balance and ecosystem condition for regulating and cultural services. We also

observed some threshold behaviour notably for the BII, indicating that beyond a given level balance, the ecosystem condition was low. This could be interpreted as a support for our hypothesis that the capacity/use balance is related to the pressure on the ecosystems. Nevertheless this relation seems to be variable for different ES, as we observed a different pattern for the provisioning service, i.e. secondary resources for agriculture (ES18), with opposite patterns between BII and hemeroby. A low or even negative balance was found for medium values of BII, while the most positive was observed for medium hemeroby values. The hemeroby fit was admittedly poor, with r2 = 0.081. The results are clearly related to the narrow range of ecosystems providing this ES and that our approach is too coarse to analyse the relation between ecosystem condition and ES balance. In that case, it should be based on the variability of condition and capacity/use balance at patch level more than at ecosystem type level.

b) Capacity/use balance approach

Our study is based on the premise that the matrix approach is adequate and robust enough to compare capacity and use scores. The expert based matrix approach is particularly flexible and presents several advantages. (i) It allows ES assessment in scarce data area and to cover the whole diversity of ES within one study (Campagne and Roche 2018). (ii) With the matrix approach, all ES are assessed with the same scale of units (0 to 5 here). The comparability of the capacity and use scores is a critical aspect and we ensured it by providing the experts scoring the uses with an indication of the level of capacity for each ES/ecosystem combination. We cannot tell whether this supplementary information significantly changed experts' estimates, but expert feedbacks indicated that it helped them calibrate their use scores without directly influencing them towards under- or critical use if they knew the capacity score. Our results and the relation observed with the ecosystem condition indicators seems to point toward a meaningful comparability of capacity and use scores. Compared to some similar approaches that computed differences between supply and demand (i.e. Tao *et al.* 2018), we proposed three methodological improvements. (i) In building the balance matrix, we excluded capacity and use scores below 1 from the calculation because they were associated to quantities of services too small to be considered for the balance. This choice was validated by the experts during the feedback meeting. (ii) We proposed a distinction between critical reported by deficit scores of less than -0.25, and unsustainable use reported with balance scores between -0.25 and 0.25. (iii) ES balances are different at ecosystem and regional levels due to area effects and are both need to ES assessment at regional level. Balance matrices with and without area weighting give complementary information about ES balance: the unweighted matrix gives information on each ET, which is useful for protection/conservation actions in rare or specific ecosystems,

whereas the area-weighted matrix gives the balance at the Park level, which better suits overall management, planning and territory-wide decision-making. Consideration of area is relevant for spatial ES assessment in regulating and provisioning services because provision is proportional to the area of the ecosystem. Conversely, cultural services such as heritage or aesthetic values are independent of that area: a rare ecosystem and a widespread ecosystem in a region can both be considered symbolic or/and beautiful.

c) *Methodological limits of the matrix approach*

Scores for capacity, use or balance were considered in the light of confidence scores expressed by each expert and inter-rater score variabilities (usually standard deviation) (Campagne and Roche, 2018). Use scores had the lowest confidence scores, owing to the difficulty estimating use rather than demand or preference for ES in each ecosystem type as expressed by experts in the online survey. Application of the expert-based matrix approach includes limits and biases presented in Hou *et al.* (2012); Burkhard *et al.* (2014); Jacobs *et al.* (2015); Campagne *et al.* 2017 and Campagne and Roche (2018). Despite the limitations of our approach, the method has been successfully applied in the SE-RNP area with high participation of experts and with feedbacks of good acceptance of the results.

d) *Impact on decision making*

The expert-based matrix approach offers several advantages for decision-making. First, the concept of ES is easily understood and appropriated by non-scientists, making the matrix approach well-suited to on-the-ground decision in an expert-based framework. The participatory approach helped in understanding the method by prompting debate and disseminating information through interactions (Campagne and Roche, 2018). Pooling all the expertise on a territory also fosters local acceptance of the results (Kopperoinen *et al.* 2014) and sharing of local issues. This was confirmed by the results of the feedback meeting and the online survey, which showed a good understanding of the study, the method and the results. Although the results are primarily intended for SE-RNP managers, experts also expressed a high probability of using them in their own organizations.

Our results carry two main types of policy implication. First, they provide a reliable, implementable tool to assess pressure/(over)use exerted on ES that can be replicated in different regional situations and steer democratic debate to set local development objectives. Measuring the capacity and use of ES can help objectify the consequences of different policy options. Regional natural parks are ideal cases, as they are designed to reconcile economic and environmental objectives. However, the method should also be tested on other areas, in particular those lacking environmental protection.

Second, land-planning policies have to comply with various environmental regulations concerning biodiversity: respecting ecological continuum, and compensating for deforestation, destruction of wetlands or ecosystem types, and depletion of protected species. The stacking of these regulations is complex, with often ineffective application and uncertainty for economic operators (who do not know how a regulation will be interpreted by the environmental authorities). Our results help to identify which ES seem most critical with regard to sustainability issues, and can support current debate on the improvement of ecological compensation rules.

RNP actions concern local and territorial scales, confirming the relevance of the balance matrix with and without ecosystem area weighting. The balance matrix of the SE-RNP can be used to guide actions of protection, conservation and restoration, as is now the case for French wetlands in the revision of the strategy for the development and management of water resources (called SAGE in France). The area-weighted balance matrix is to be used for the revision of the SE-RNP Charter and to meet the SE-RNP's goal of drawing up an extensive sustainable development plan.

3.5. Conclusion

We applied a method to assess ecosystem service sustainability in the Scarpe-Escaut Regional Natural Park. Our study stated that the capacity/use balance with expert-based matrices can be used to estimate ecosystem service sustainability at ecosystem and SE-RNP levels.

Our results suggest that 15% of capacity/use balance indicate unstainable or critical use of ES. The ecosystem concerned are predominantly the more managed and artificialized (freshwater, agricultural and urban). The expert based matrix approach presents the advantages of allowing ES assessments in scarce data area and with the whole diversity of ES. In an assessment of ES sustainable with the creation of capacity and use matrices, we have the same scale of units and the balance matrix is easy made.

We proposed here methodological improvements in the balance matrix analysis and the creation of an area weighting matrix. Ecosystem service balances are different at ecosystem and regional levels due to area effects. Balance matrices with and without area weighting give complementary information about ecosystem service balance and concern different actions. Unweighted ecosystem service balance is useful for protection/conservation actions in rare or specific ecosystems. Ecosystem service balance with area weighting gives

information at the SE-RNP level, which is important for overall management, planning and guiding larger-scale decision-making.

References

.

Bagstad, K.J., Villa, F., Batker, D., Harrison-cox, J., Voigt, B., Johnson, G.W., (2014) From theoretical to actual ecosystem services: mapping beneficiaries and spatial flows in ecosystem service assessments. Ecol. Soc. 19, 64. doi:10.5751/ES-06523-190264

Baró, F., Gómez-Baggethun, E. & Haase, D. (2017) Ecosystem service bundles along the urban-rural gradient: Insights for landscape planning and management. Ecosystem Services, 24, 147–159.

Baró, F., Haase, D., Gómez-Baggethun, E., & Frantzeskaki, N. (2015) Mismatches between ecosystem services supply and demand in urban areas: A quantitative assessment in five European cities. Ecological Indicators, 55, 146–158. doi:10.1016/j.ecolind.2015.03.013

Biggs, R., Schlüter, M., Biggs, D., Bohensky, E.L., BurnSilver, S., Cundill, G., Dakos, V., Daw, T.M., Evans, L.S., Kotschy, K., Leitch, A.M., Meek, C., Quinlan, A., Raudsepp-Hearne, C., Robards, M.D., Schoon, M.L., Schultz, L. & West, P.C. (2012) Toward Principles for Enhancing the Resilience of Ecosystem Services. Annual Review of Environment and Resources, 37, 421–448.

Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y. & Müller, F. (2014) Ecosystem service potentials, flows and demands-concepts for spatial localisation, indication and quantification. Landscape Online, 34, 1–32.

Burkhard, B., Kroll, F. & Müller, F. (2009) Landscapes' Capacities to Provide Ecosystem Services – a Concept for Land-Cover Based Assessments. Landscape Online, 15, 1–22.

Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S. & Müller, F. (2012) Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. Ecological Indicators, 21, 17–29.

Campagne, C. S., & Roche, P. (2018) May the matrix be with you! Guidelines for the application of expert-based matrix approach for ecosystem services assessment and mapping. One Ecosystem, 3, e24134. doi:10.3897/oneeco.3.e24134

Campagne, C.S., Roche, P., Gosselin, F., Tschanz, L. & Tatoni, T. (2017) Expert-based ecosystem services capacity matrices: Dealing with scoring variability. Ecological Indicators, 79, 63–72.

Campagne, C.S., Roche, P.K. & Salles, J.-M. (2018) Looking into Pandora's Box: Ecosystem disservices assessment and correlations with ecosystem services. Ecosystem Services, 30, 126–136.

Cicchetti, D. V. (1994) Guidelines, Criteria, and Rules of Thumb for Evaluating Normed and Standardized Assessment Instruments in Psychology. Psychological Assessment, 6, 284–290.

Drescher, M., Perera, A.H., Johnson, C.J., Buse, L.J., Drew, C.A. & Burgman, M.A. (2013) Toward rigorous use of expert knowledge in ecological research. Ecosphere, 4, 1–26.

Fazey, I., Fazey, J.A., Salisbury, J.G., Lindenmayer, D.B. & Dovers, S. (2006) The nature and role of experiential knowledge for environmental conservation. Environmental Conservation, 33, 1–10.

Federation of the French Rnp, (2012) Questions & Answers on the Regional Natural Parks of France - Statement, November 2012, 61p. (accessible the 21th June 2018) http://www.parcs-naturels-regionaux.fr/centre-de-ressources/document/questions-answers-regional-natural-parks-france-statement

Geijzendorffer, I. R., Martín-López, B., & Roche, P. K. (2015). Improving the identification of mismatches in ecosystem services assessments. Ecological Indicators, 52, 320–331. doi:10.1016/j.ecolind.2014.12.016

Geijzendorffer, I.R., Martín-López, B. & Roche, P.K. (2015) Improving the identification of mismatches in ecosystem services assessments. Ecological Indicators, 52, 320–331.

Haines-Young, R., Potschin, M. (2013) CICES V4.3 - Report prepared following consultation on

CICES Version 4. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003.
Hou, Y., Burkhard, B. & Müller, F. (2012) Uncertainties in landscape analysis and ecosystem service assessment. Journal of environmental management, 127, S117-31.
Jacobs, S., Burkhard, B., Van Daele, T., Staes, J. & Schneiders, A. (2014) 'The Matrix Reloaded': A review of expert knowledge use for mapping ecosystem services. Ecological Modelling, 295, 21–30.
Kandziora, M., Burkhard, B. & Müller, F. (2013) Mapping provisioning ecosystem services at the local scale using data of varying spatial and temporal resolution. Ecosystem Services, 4, 47–59.
Kopperoinen, L., Itkonen, P. & Niemelä, J. (2014) Using expert knowledge in combining green infrastructure and ecosystem services in land use planning: An insight into a new place-based methodology. Landscape Ecology, 29.
Kovarik, I. (1999) Natürlichkeit, Naturnähe und Hemerobie als Bewertungskriterien. Urban ecology (eds H. Sukkopp, S. Hejny, & I. Kovarik), pp. 45–74. SPB Academic Publications, The Hague, The Netherlands.
Krippendorf, K. (1980) Content Analysis: An Introduction to Its Methodology. Sage Publications, Beverly Hills, CA.
Kroll, F., Müller, F., Haase, D. & Fohrer, N. (2012) Rural–urban gradient analysis of ecosystem services supply and demand dynamics. Land Use Policy, 29, 521–535.
Lal, R. (1993) Tillage effects on soil degradation, soil resilience, soil quality, and sustainability. Soil and Tillage Research, 27, 1–8.
Machado, A. (2004) An index of naturalness. Journal for Nature Conservation, 12, 95–110.
Martin, T.G., Burgman, M.A., Fidler, F., Kuhnert, P.M., Low-Choy, S., Mcbride, M. & Mengersen, K. (2012) Eliciting Expert Knowledge in Conservation Science. Conservation Biology, 26, 29–38.
McDonald, M.A., Healey, J.R. & Stevens, P.A. (2002) The effects of the secondary clearance forest and subsequent land-use on erosion losses and soil properties in the Blue Mountains of Jamaica. Agriculture Ecosystems and Environment, 92, 1–19.
Mukherjee, N., Zabala, A., Huge, J., Nyumba, T.O., Adem Esmail, B. & Sutherland, W.J. (2018) Comparison of techniques for eliciting views and judgements in decision-making. Methods in Ecology and Evolution, 9, 54–63.
Müller, R. & Büttner, P. (1994) A critical discussion of intraclass correlation coefficients. Statistics in Medicine, 13, 2465–2476.
Newbold, T., Hudson, L.N., Arnell, A.P., Contu, S., De Palma, A., Ferrier, S., Hill, S.L.L., Hoskins, A.J., Lysenko, I., Phillips, H.R.P., Burton, V.J., Chng, C.W.T., Emerson, S., Gao, D., Hale, G.P., Hutton, J., Jung, M., Sanchez-Ortiz, K., Simmons, B.I., Whitmee, S., Zhang, H., Scharlemann, J.P.W. & Purvis, A. (2016) Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. Science, 353, 291–288.
Palomo, I., Martín-López, B., Potschin, M., Haines-Young, R., & Montes, C. (2013). National Parks, buffer zones and surrounding lands: Mapping ecosystem service flows. Ecosystem Services, 4, 104–116. doi:10.1016/j.ecoser.2012.09.001
R Development Core Team (2017) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing URL: https://www.R-project.org/.
Rees, W.E. (1992) Ecological footprints and appropriated carrying capacity: what urban economics leaves out. Environment and Urbanization, 4, 121–130.
Roche, P. K., & Campagne, C. S. (2017). From ecosystem integrity to ecosystem condition: a continuity of concepts supporting different aspects of ecosystem sustainability. Current Opinion in Environmental Sustainability, 29, 63–68. doi:10.1016/j.cosust.2017.12.009
Scarpe Escaut Regional Natural Park & Hauts-de-France Region (historically Nord-Pas-de-Calais Region), (2010) Charte 2010-2022. 129p
Schröter, M., Barton, D.N., Remme, R.P. & Hein, L. (2014) Accounting for capacity and flow of ecosystem services: A conceptual model and a case study for Telemark, Norway. Ecological Indicators, 36.
Schröter, M., Remme, R.P. & Hein, L. (2012) How and where to map supply and demand of

ecosystem services for policy-relevant outcomes? Ecological Indicators, 23, 220–221.
Schröter, M., Stumpf, K.H., Loos, J., van Oudenhoven, A.P.E., Böhnke-Henrichs, A. & Abson, D.J. (2017) Refocusing ecosystem services towards sustainability. Ecosystem Services, 25, 35–43.
Stoll, S., Frenzel, M., Burkhard, B., Adamescu, M., Augustaitis, A., Baeßler, C., Bonet, F.J., Carranza, M.L., Cazacu, C., Cosor, G.L., Díaz-Delgado, R., Grandin, U., Haase, P., Hämäläinen, H., Loke, R., Müller, J., Stanisci, A., Staszewski, T. & Müller, F. (2015) Assessment of ecosystem integrity and service gradients across Europe using the LTER Europe network. Ecological Modelling, 295, 75–87.
Tao, Y., Wang, H., Ou, W. & Guo, J. (2018) Land Use Policy A land-cover-based approach to assessing ecosystem services supply and demand dynamics in the rapidly urbanizing Yangtze River Delta region. Land Use Policy, 72, 250–258.
Walz, U. & Stein, C. (2014) Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. Journal for Nature Conservation, 22.
Wei, H., Fan, W., Wang, X., Lu, N., Dong, X. & Zhao, Y.Y.Y ,(2017) Integrating supply and social demand in ecosystem services assessment : A review. Ecosystem Services, 25, 15–27.
Wolff, S., Schulp, C.J.E. & Verburg, P.H. (2015) Mapping ecosystem services demand: A review of current research and future perspectives. Ecological Indicators, 55, 159–171.

4. Approche participative de l'évaluation des services écosystémiques produits par les écosystèmes du Parc naturel régional Scarpe-Escaut

Extrait de Campagne, C. S., Lefort, T. et Roche P.K. Approche participative de l'évaluation des services écosystémiques produits par les écosystèmes du Parc naturel régional Scarpe-Escaut. Documents Phytosociologiques ***(in révision)***[7]***.***

4.1. L'origine et les objectifs de la démarche

La diversité biologique et la productivité naturelle des zones humides ont placé ces écosystèmes en deuxième position après les forêts tropicales (PEARCE et CRIVELLI 1994). Cependant, malgré leur intérêt, les zones humides sont grandement menacées et la moitié de leur surface en Europe et dans le monde a disparu au cours du XXe siècle (MEA 2005 ; BARBIER 1993).

Après plusieurs décennies d'actions en faveur de leur préservation, ce constat général reste réel et se retrouve localement au cœur des plaines de la Scarpe et de l'Escaut. Leur sauvegarde nécessite une large mobilisation en impliquant les élus et les citoyens afin d'éviter que cela reste une affaire de spécialistes qui, seuls, ne pourront assurer leur préservation.

Dans cet objectif, le Parc naturel régional (PNR) Scarpe-Escaut a souhaité expérimenter en complément des approches naturalistes de la biodiversité, l'évaluation de la capacité en services écosystémiques des *écosystèmes* de son territoire et plus particulièrement de ses zones humides. Au-delà de cette évaluation, il s'agissait avant tout l'opportunité de mobiliser différemment les acteurs locaux afin de :

- rendre plus ambitieux encore le volet milieux humides et aquatiques du Schéma d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE) Scarpe aval en cours de révision,

- porter collectivement la candidature au label Ramsar de la zone humide d'intérêt national des plaines de la Scarpe et de l'Escaut.

Dès 2015, une première évaluation des services potentiellement produits par les zones humides des territoires du PNR et du SAGE avait été effectuée en collaboration avec

[7] *Cet article a été écrit à l'initiative des gestionnaires du parc qui souhaitaient valoriser l'étude dans un article technique en francais. Ainsi il reprend de nombreux points de l'article scientifique sur la durabilité mais diffère dans sa présentation plus détaillée de la vision du parc, de ses objectifs et des débuts de valorisation avec les mots et le vocabulaire des gestionnaires. Le texte suivant est un extrait de l'article. En effet, pour éviter les répétitions au sein de la thèse, la partie sur les notions de services écosystémiques et la description de PNR-SE n'ont pas été repris car ils sont présentés en version plus détaillés dans l'introduction de la thèse*

l'Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Écologie Marine et Continentale (IMBE) en utilisant une méthode participative permettant une évaluation collective et la production « d'une matrice des capacités des zones humides » (CAMPAGNE 2015 ; CAMPAGNE *et al.* 2016). Les retours positifs des participants et des acteurs du territoire ont amené à continuer l'évaluation en 2016, cette fois avec l'Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture (IRSTEA) dans le cadre de la thèse de doctorat en sciences de C. Sylvie CAMPAGNE, en élargissant l'approche d'une part à l'ensemble des *écosystèmes* et d'autre part à l'analyse de l'usage des services écosystémiques. Ce travail s'inscrit dans une démarche visant à évaluer la durabilité de l'usage des services écosystémiques (SE) en effectuant le bilan entre la capacité et l'usage des services écosystémiques du PNR. Pour cela, nous avons évalué le bilan entre l'évaluation de la capacité et de l'usage en services écosystémiques.

L'acquisition des données est finie mais les analyses sont encore en cours tout comme la valorisation de l'ensemble des résultats. Nous présentons tout d'abord la méthode appliquée et les analyses préliminaires des résultats pour ensuite donner la parole au PNR avec sa lecture des résultats et les valorisations déjà effectuées.

4.2. Les services écosystémiques

[Définition de la notion des services écosystémiques tel que dans l'Introduction]

Dans l'évaluation des SE sur le PNR Scarpe-Escaut, nous approchons la durabilité de la fourniture de SE sur la base d'une analyse du bilan entre la capacité et l'usage des SE. L'avantage est que nous ne considérons pas le lieu de provenance de la demande car l'usage est la part de la capacité qui est exportée des écosystèmes peu importe le lieu de consommation. Avec cette approche nous n'évaluons pas le bien final produit qui est le résultat d'une chaîne de production comprenant l'action de l'homme mais l'usage effectif des services produits par les écosystèmes (SCHRÖTER *et al.* 2012 ; VILLAMAGNA *et al.* 2013).

4.3. Le territoire d'étude : le PNR Scarpe-Escaut, une mosaïque de milieux humides et aquatiques

[Description du Parc tel que dans l'Introduction]

Le projet du PNR Scarpe-Escaut est traduit au travers de sa Charte, document officiel qui fixe les objectifs de préservation et de développement du territoire. Elle a valeur de contrat et engage les collectivités concernées à mobiliser les moyens techniques et financiers nécessaires à la mise en œuvre d'un véritable projet de territoire. La Charte actuellement en vigueur s'étend sur une période de 12 ans, de 2010 à 2022. Elle s'appuie sur un engagement commun entre le PNR Scarpe-Escaut et le Parc naturel des Plaines de

l'Escaut, en Belgique (27 000 hectares englobant 40 villages et 2 villes), afin de consolider à terme le Parc Naturel Transfrontalier du Hainaut (PNTH), premier parc transfrontalier d'Europe. Si cette Charte intègre les enjeux liés aux milieux naturels et notamment aux milieux humides et aquatiques dans la Vocation n°2 « Scarpe-Escaut, Terre de nature et de patrimoine où l'eau, le bâti, le minier... forgent le caractère rural et les identifiés du territoire transfrontalier », on les retrouve en filigrane au sein des 3 autres vocations, mettant en évidence non seulement les services que rendent les milieux agricoles et naturels aux activités humaines mais également le rôle collectif de préservation et d'usage raisonné de ces derniers.

C'est donc naturellement que le PNR a souhaité expérimenter l'approche des services écosystémiques en y associant les acteurs locaux et les experts dans une volonté affirmée de concertation et de mobilisation larges.

4.4. Approche croisant avis d'experts et connaissances de terrain

L'utilisation du dire d'experts est courante dans les études de conservation, d'écologie et d'évaluation biophysique (JACOBS *et al.* 2014). L'approche via la mobilisation d'expertises territoriales ou sectorielles a prouvé sa pertinence pour construire des matrices d'indicateurs semi-quantitatifs reliant les écosystèmes et les SE à dire d'experts et/ou de bénéficiaires de services (BURKHARD *et al.* 2009 ; STOLL *et al.* 2014 ; VIHERVAARA *et al.* 2010). L'approche matricielle est de plus en plus utilisée en France et plus généralement en Europe (CAMPAGNE et ROCHE, submitted, 2018 ; Figure 4).

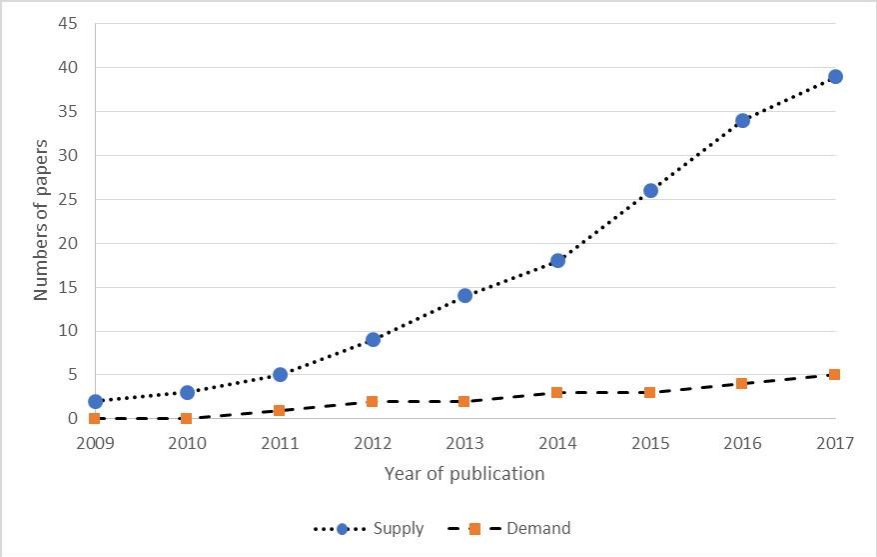


Figure 4 : Tendance du nombre d'articles scientifiques publiés utilisant l'approche des matrices pour évaluer l'offre et la demande en services écosystémiques entre 2008 et 2017 (source : WoS, Google Scholar et Scopus).

Ces matrices qui condensent l'expertise disponible concernant la capacité des écosystèmes à produire différents services écosystémiques peuvent aisément être exprimées spatialement sous forme cartographique. Elles permettent ainsi de cibler les priorités et sont, par leur simplicité et leur flexibilité, un outil de pédagogie pour les gestionnaires des politiques publiques. L'utilisation de matrices permet une évaluation rapide des SE et donne un grand aperçu des tendances des services produits à l'échelle du paysage (HERMANN *et al.* 2013).

Il s'agit d'une méthode d'évaluation des services écosystémiques à « dire d'expert » utilisant une table pivot (la matrice) entre les services écosystémiques et les écosystèmes (ou types d'écosystèmes) qui les produisent. La matrice comprend en colonnes la liste des services écosystémiques et en lignes la typologie des écosystèmes. Chaque cellule de la matrice est remplie avec un score de 0 à 5 reflétant la capacité d'un écosystème donné à produire un service écosystémique donné avec un 5 lorsque le milieu a une forte capacité à rendre le service et 0 lorsqu'il a une faible capacité à le rendre. Les scores reflètent une capacité actuelle moyenne au cours de l'année. De plus, pour chaque ligne (types d'écosystèmes) et chaque colonne (SE), un indice de confiance a été demandé afin que les personnes remplissant la matrice expriment leur degré de confiance envers leurs notations. L'indice de confiance va de 1 : « Je ne me sens pas à l'aise pour ces notations » à 3 : « Je me sens à l'aise dans ces notations ». Durant des ateliers ou des entretiens individuels, l'approche, la méthode et les définitions des services écosystémiques et des écosystèmes ont été présentés aux participants. Ensuite les matrices ont été remplies entièrement par chacun d'eux de manière individuelle. La matrice finale est la moyenne de toutes les matrices individuelles.

Un des intérêts de cette méthode est qu'elle favorise les échanges et le partage entre les différentes personnes mobilisées et ceci dans un climat constructif. Il ne s'agit pas de prendre une décision mais de partager des expertises et des points de vue sans hiérarchisation des compétences. De ce fait, elle permet de mobiliser les connaissances et expertises de chacun, tout en évitant de basculer dans certains débats idéologiques ou encore de "posture", plus conflictuels et qui reviennent de manière récurrente dans le cadre de démarches projet pouvant notamment être influencées par leur caractère réglementaire (SAGE, charte de Parc, Natura 2000, planification urbaine…). Les participants ont contribué avec conviction, parfois de manière très enthousiaste, avec certes une part de subjectivité, mais toujours dans l'écoute et le respect des autres, avec bienveillance. Les échanges ayant eu lieu après les notations, les débats ont permis de ne pas influencer le remplissage des matrices. Cette démarche a ainsi favorisé la construction d'une vision partagée du territoire sans influencer les résultats des matrices individuelles et donc des matrices globales.

Choix des écosystèmes et des services écosystémiques

Les écosystèmes sont basés sur une typologie des écosystèmes issue de la cartographie ARCH (Assessing Regional Habitat Change) disponible sur le territoire du PNR. Les données ARCH sont issues d'une coopération transfrontalière entre la Région Nord - Pas-de-Calais et le Comté du Kent (Angleterre). Cette cartographie des écosystèmes naturels couvre l'ensemble du territoire des 2 régions partenaires à l'échelle du 1/5000ème et utilise une nomenclature des écosystèmes naturels adaptée de CORINE biotopes. Pour le versant Nord - Pas-de-Calais, la cartographie a été réalisée par photo-interprétation d'images aériennes couleurs et infrarouge couleurs datées de 2009, sous la supervision scientifique du Conservatoire botanique national de Bailleul (CBNB). Les données ARCH comprennent 64 écosystèmes. Dans le cadre de notre étude nous les avons regroupés en 33 écosystèmes, en fonction de leur capacité à produire des services écosystémiques. Ainsi toutes les limites et biais intrinsèques des données ARCH sont à prendre en considération dans les résultats.

La liste et la classification des services écosystémiques se basent quant à eux sur la classification du CICES (HAINES-YOUNG *et al.* 2018) qui a été adaptée au territoire.

Afin d'effectuer l'analyse du bilan entre la capacité et l'usage des SE, nous avons réalisé à partir d'expertises différentes une matrice de la capacité et une matrice de l'usage. Dans chaque cas nous avons sollicité des groupes d'experts différents mais avec une table comprenant les mêmes écosystèmes et SE. Notre définition « d'expert » est une personne ayant des connaissances ou des compétences approfondies basées sur la recherche, l'expérience ou la profession dans un domaine particulier.

La matrice de la capacité

La matrice de la capacité évalue la capacité des écosystèmes à produire des services écosystémiques (SCHRÖTER *et al.* 2012). Les scores remplis par les experts répondent à la question : « Quelle est la capacité de cet écosystème à produire ce service écosystémique ?».

Nous avons limité le panel d'experts aux personnes ayant des connaissances locales en écologie sur les différents écosystèmes afin de tenir compte de tous les principaux types d'écosystèmes et de toutes les activités majeures qui sont appliquées sur le PNR. Nous avons suivi les recommandations de JACOBS *et al.* (2014) sur la formation d'un échantillon pertinent d'experts ayant une affinité spécifique sur leur territoire. Les experts considérés comprenaient des chercheurs ayant une expertise en écologie et/ou sur les SE, des gestionnaires de projets ou de sites, des techniciens travaillant sur des domaines

environnementaux ou écologiques et des agents de collectivités territoriales. Le remplissage de la matrice de la capacité par ces 17 experts s'est fait individuellement après la présentation de la méthode lors d'un atelier de travail réalisée le 16 juin 2016.

La matrice de l'usage

Les scores de la matrice des usages sont déterminés à partir de la question posée aux experts : « Quelle quantité de services écosystémiques l'homme utilise ou prélève directement pour ces écosystèmes ? ».

La matrice de l'usage a été remplie par des participants avec des profils différents de ceux des participants de la matrice de la capacité avec des connaissances en écologie. Nous avons sollicités des participants ayant soit une connaissance des activités, des modes de gestion et exploitations des milieux naturels soit des experts de la consommation, de la société et/ou de l'usage des milieux naturels. Ainsi les connaissances nécessaires pour remplir la matrice de l'usage sont liées aux pressions exercées par la demande sociétale sur les écosystèmes naturels. En tout 25 personnes ont rempli la matrice de l'usage en mai 2017. Les participants proviennent de collectivités territoriales, d'associations de protections de la nature et d'autres organismes gestionnaires.

La matrice de bilan

La matrice de bilan est formée à partir de la soustraction entre les scores de la capacité et les scores de l'usage. Le bilan Capacité-Usage est calculé pour estimer la part de la capacité qui est utilisée et peut être une approche de la durabilité de la fourniture de services. En effet, si l'usage atteint ou dépasse la capacité cela est un indicateur à considérer pour déterminer la pression exercée sur les écosystèmes.

Figure 5 : Photographie prise lors de l'atelier de restitution des résultats en Juin 2017 à la maison du Parc (©CS. Campagne).

Ce bilan doit être analysé avec précaution et au cas par cas. Selon les services écosystémiques, sa signification peut varier. Par exemple: si l'usage agricole dépasse la capacité de l'écosystème, cela peut conduire à une dégradation de celui-ci. Par contre, un usage fort du service de pollinisation ne va pas conduire à la dégradation de l'écosystème.

Afin d'avoir un retour sur les résultats, nous avons réalisé un atelier de restitution de l'étude (Figure 5). Celui-ci nous a permis d'avoir des retours sur les 3 matrices (capacité, usage et bilan) et sur des cartes du territoire avec les résultats du bilan.

4.5. Analyse préliminaire des résultats scientifiques

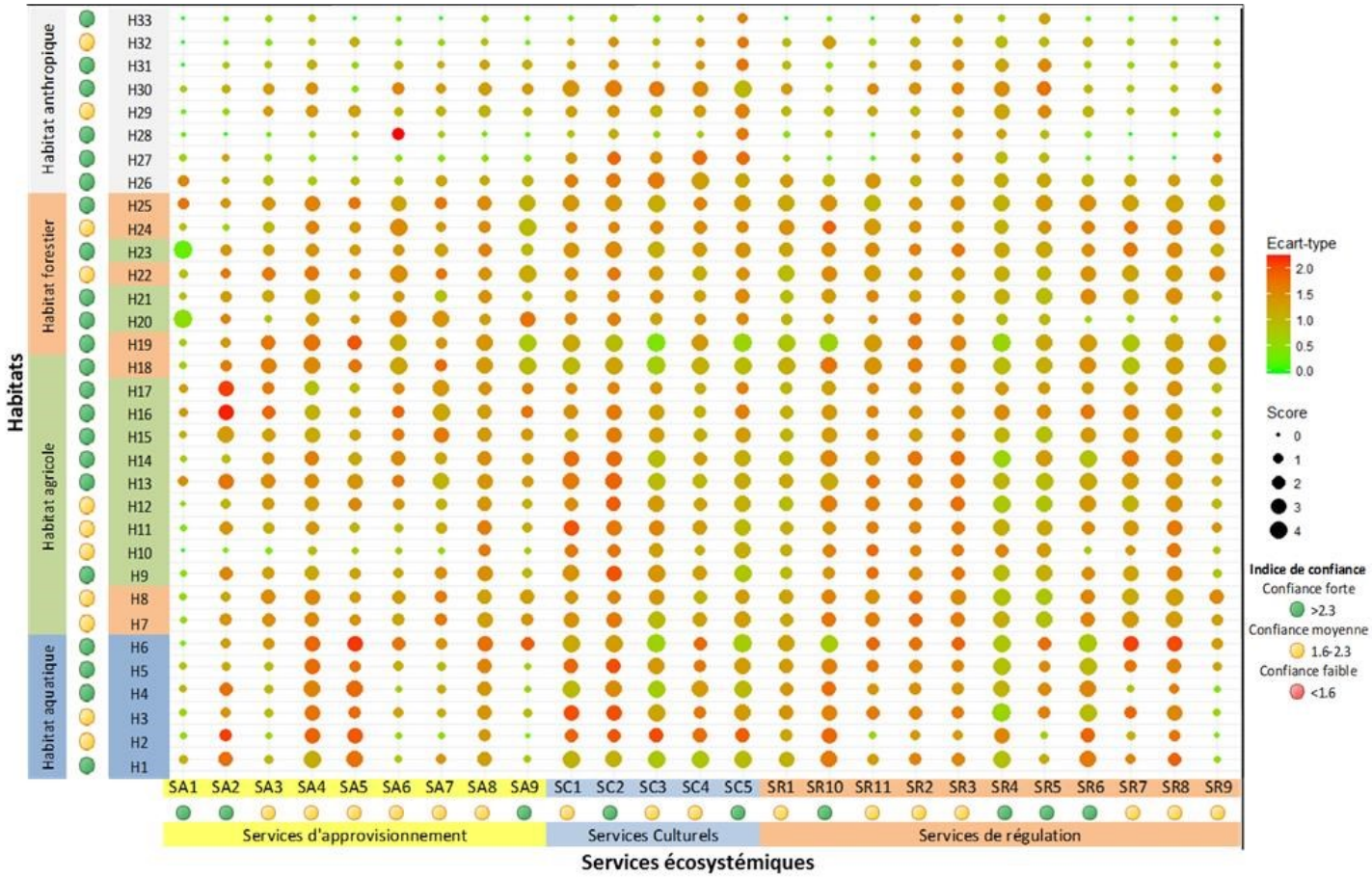
La matrice de la capacité

La matrice de capacité finale représente la moyenne des 17 matrices des participants (Tableau 1). Les scores sont représentés par la taille des points, l'écart-type (ou variance entre les participants) par la couleur des points et les indices de confiance sont en périphérie du tableau pour chaque écosystème et chaque service. Ainsi, plus le service écosystémique est rendu par l'écosystème, plus le point sera gros. Plus le point tend vers la couleur verte, plus les experts ont chacun donné une valeur similaire. De même la confiance des experts dans leurs propres scores est forte lorsque les points en périphéries du tableau sont verts.

Nous pouvons observer que la matrice de la capacité indique une forte capacité des écosystèmes forestiers à produire les différents services écosystémiques et que ce sont les écosystèmes urbains qui ont des scores de fourniture les plus faibles. Un certain nombre d'éléments de cette matrice sont intéressants et peuvent être extraits mais ils ne peuvent pas tous être abordés ici (plus de résultats dans le rapport d'étude CAMPAGNE et ROCHE 2018, in litt.), voici quelques exemples en lien avec l'intérêt du PNR pour les zones humides.

Le service SR10 « Régulation des inondations et des crues » a un indice de confiance fort (2,53 sur une échelle de 1 à 3) et ses scores de capacité les plus élevés (scores supérieurs à 4 sur une échelle de 0 à 5) sont dans les écosystèmes H6 « Bas marais, tourbières de transition, sources », H13 « Prairies humides » et H19 « Forêts riveraines, forêts et fourrés très humides » avec des écarts types modérés (1,28 en moyenne). Les services culturels ont généralement des scores élevés (moyennes par services entre 2,18 et 3,05), surtout SC5 « Connaissance et éducation » et SC3 « Esthétique », présentent des indices de confiance forts (entre 2,29 et 2,71) et une variabilité modérée entre les notateurs (écart-type).

Tableau 1 : Matrice des capacités



L'écosystème H6 « Bas marais, tourbières de transition, sources » a un indice de confiance fort (2,56) et présente les scores les plus élevés et cela pour le plus grand nombre de services par rapport aux autres écosystèmes aquatiques. En effet, il a des scores élevés pour les services culturels SC1 « Emblème ou symbole », SC2 « Héritage (passé et futur) et existence », SC3 « Esthétique » et SC5 « Connaissance et éducation », pour SR4 « Offre d'habitat, de refuge et de nursery », SR6 « Maintien de la qualité des eaux », et SR10 « Régulation des inondations et des crues » avec des écarts types faibles.

La matrice de l'usage

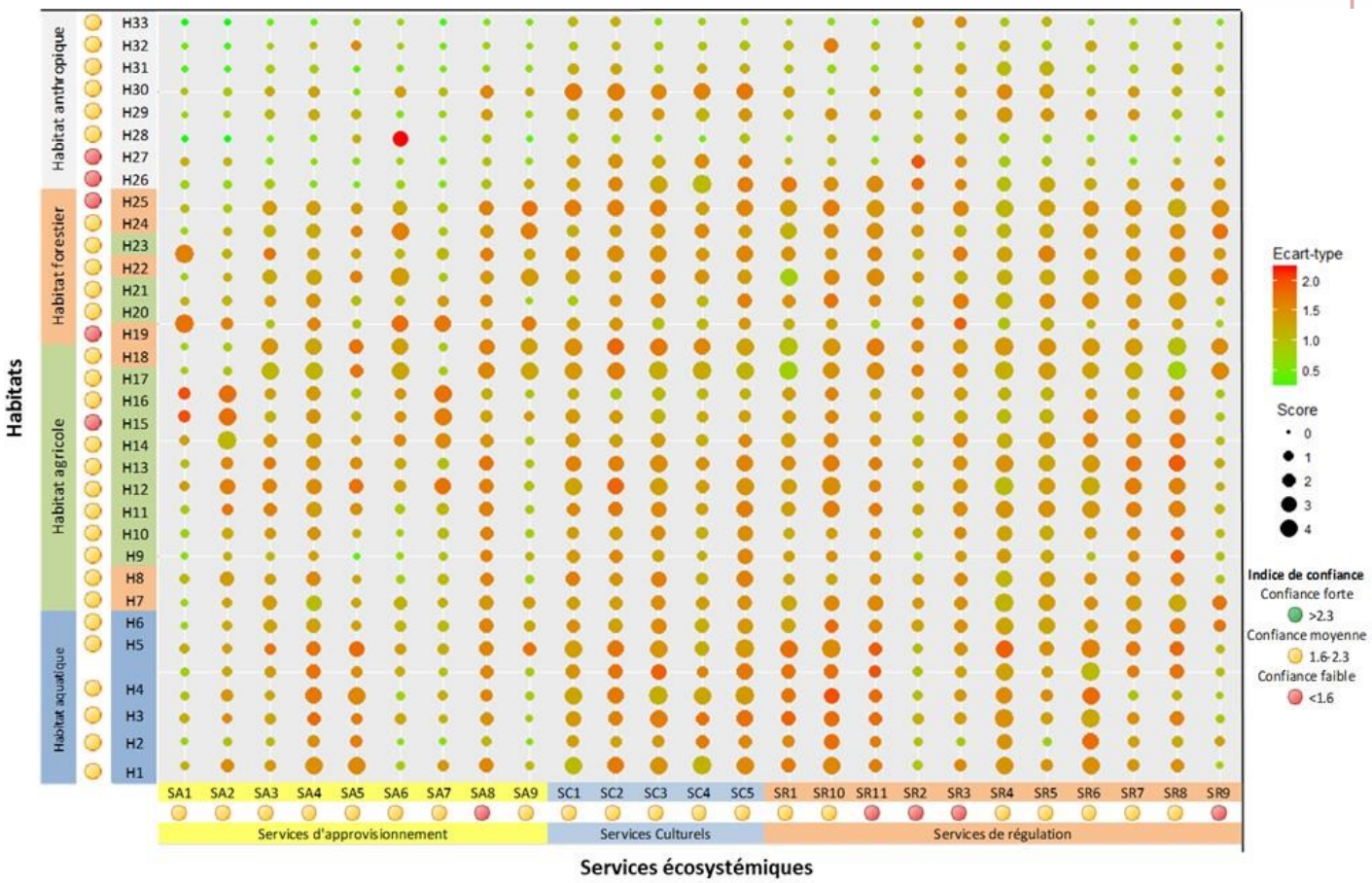
La matrice de l'usage (Tableau 2) est présentée avec le même graphisme et les mêmes types de données avec le score (taille des points), la variation (couleur du point) et les scores de confiance en périphérie de la matrice.

La similitude entre la matrice de la capacité et la matrice de l'usage est très forte. Ceci est confirmé par des analyses de comparaisons faites sur les matrices (test T et une co-inertie). Les tendances semblent être similaires avec un faible usage des services écosystémiques

au sein des écosystèmes urbains et un usage élevé des écosystèmes forestiers en particulier pour les services de régulation et les services culturels. Des légères divergences sont observables dans les scores faibles qui, dans la matrice de l'usage, concernent généralement les services d'approvisionnement et les écosystèmes H10 « Prairies à métaux lourds » et les H20 « Cultures » (à part pour le service d'approvisionnement en SA1 « Production végétale alimentaire cultivée »).

De plus, même si la variance ne semble pas différentes en moyenne générale, les indices de confiance de la matrice de l'usage sont généralement faibles (indice de confiance à 2,42 pour l'ensemble des écosystèmes et à 2,12 pour l'ensemble des services pour la matrice de la capacité contre 1,96 pour les écosystèmes et 1,86 pour les services dans la matrice de l'usage). Ces résultats expriment un manque d'aisance et de connaissance dans l'usage des écosystèmes quant aux services écosystémiques.

Tableau 2 : Matrice de l'usage



La durabilité de l'usage : bilan capacité-usage

Les scores de bilan proviennent de la soustraction des scores de la capacité et des scores de l'usage. Un bilan à 0, soit à l'équilibre, signifie que la capacité est totalement utilisée mais la durabilité des écosystèmes ne concernent pas que les écosystèmes en surexploitation mais aussi les milieux en équilibre ou proche de l'équilibre. En tout, 32 % des scores sont entre -0,25 et 0,25 soit très proche de 0. Ce sont en particulier les services d'approvisionnement et certains services de régulation. Cela signifie que les écosystèmes du Parc subissent une forte pression quant à l'usage et qu'il faudra prendre cela en compte pour les prochaines mesures de protection ou de conservation.

Suite à l'atelier de restitution autour des résultats du bilan nous avons déterminé que les scores de l'usage ou de la capacité inférieurs à 1 n'étaient pas pertinents pour le calcul du bilan car ils concernent des scores de capacité et/ou d'usage nul ou très faible. Ainsi les scores du bilan sont représentés avec un « / » lorsque l'un des scores de la capacité ou de l'usage est inférieur à 1 (Tableau 3).

Les résultats montrent un bilan majoritairement positif (79 % des scores au-dessus de 0) et les valeurs négatives sont principalement présentes pour les écosystèmes urbains, les services de régulation et d'approvisionnement pour les écosystèmes aquatiques. Les valeurs négatives doivent être analysées une à une pour interpréter leur significations. Par exemple, la valeur fortement négative du bilan pour H27 « Villes, villages, et sites industriels » pour le service « Régulation des animaux vecteurs de maladies pour l'homme » pose question quant à sa signification autour de la complexité du service et du fort usage que les résultats montrent.

De même, on peut réfléchir au sens des valeurs négatives de H20 « Cultures » pour les services SR7 « Maintien de la qualité du sol » et SR8 « Contrôle de l'érosion » car nous rentrons dans des systèmes avec une interaction entre les activités humaines et les modes de gestion et la capacité liée aux fonctionnalités de l'écosystème.

Tableau 3 : Matrice de bilan

			Services de régulation et d'entretien											Services d'approvisionnement									Services culturels				
			Maintien des conditions biologiques, physiques et chimiques							Régulation des risques naturels			Nuisances	Biomasse				Eau douce	Matériaux				REPRESENTATIONS			USAGES	
	Habitats	Code	Régulation du climat et de la composition atmosphérique	Régulation des animaux vecteurs de maladies pour l'homme	Régulation des ravageurs	Offre d'habitat, de refuge et de nursery	Pollinisation et dispersion des graines	Maintien de la qualité des eaux	Maintien de la qualité du sol	Contrôle de l'érosion	Protection contre les tempêtes	Régulation des inondations et des crues	Limitation des nuisances visuelles, olfactives et sonores	Production végétale alimentaire cultivée	Production animale alimentaire élevée	Ressource végétale et fongique alimentaire sauvage	Ressource animale alimentaire sauvage	Eau douce	Matériaux et fibres	Ressource secondaire pour l'agriculture/ alimentation indirecte	Composés et matériel génétique des êtres vivants	Biomasse à vocation énergétique	Emblème ou symbole	Héritage (passé et futur) et existence	Esthétique	Activités récréatives	Connaissance et éducation
			SR1	SR2	SR3	SR4	SR5	SR6	SR7	SR8	SR9	SR10	SR11	SA1	SA2	SA3	SA4	SA5	SA6	SA7	SA8	SA9	SC1	SC2	SC3	SC4	SC5
Urbain	Réseaux routiers et ferroviaires	H33	/	- 0.44	- 0.49	/	0.42	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
	Lagunes et réservoirs industriels	H32	/	/	/	0.51	/	- 0.31	/	/	/	- 0.12	/	/	/	/	/	0.14	/	/	/	/	/	/	/	/	0.72
	Voies de chemin de fer, friches et abords de voies de communi	H31	/	0.68	0.19	0.24	0.42	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.45	/	/	/	/	/	/	- 0.14	/	/	0.70
	Terrils	H30	0.24	1.01	0.44	0.90	0.69	/	- 0.68	/	/	/	0.51	/	/	0.39	0.65	/	0.56	/	0.28	0.58	0.20	0.14	0.41	0.12	0.78
	Carrières abandonnées	H29	/	/	0.12	0.79	0.38	0.10	/	/	/	- 0.27	0.09	/	/	/	0.59	0.85	/	/	0.45	/	0.04	0.08	0.30	0.06	1.11
	Carrières en activité	H28	/	/	/	0.38	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	- 0.58	/	/	/	/	/	/	/	0.83
	Villes, villages, et sites industriels	H27	/	- 0.91	/	0.43	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	- 0.25	0.02	0.04	0.61	0.51
	Parcs urbains et grands jardins	H26	- 0.40	0.08	0.42	0.44	0.36	0.34	0.21	- 0.01	0.23	- 0.44	- 0.17	0.68	/	/	/	/	/	0.84	0.31	0.55	0.37	0.44	0.02	0.45	0.46
Forestier	Haies, alignements d'arbres	H25	0.46	0.90	0.12	0.27	0.25	0.76	0.62	0.13	0.40	0.43	0.35	0.64	/	0.09	1.09	0.52	1.11	0.94	0.94	1.11	0.71	0.92	0.88	0.24	0.79
	Plantations de conifères	H24	0.02	0.37	0.04	0.41	0.02	0.06	0.20	0.38	0.50	- 0.06	0.29	/	/	- 0.19	- 0.06	0.07	0.51	/	- 0.03	1.18	0.01	0.07	0.08	0.26	0.07
	Vergers	H23	0.28	0.56	- 0.08	0.54	0.24	0.59	0.69	0.77	0.48	0.97	0.69	0.80	0.58	- 0.34	0.56	0.55	0.44	0.59	0.31	0.56	0.72	0.60	0.66	0.79	0.35
	Plantations de caducifoliés	H22	- 0.09	0.69	0.29	0.55	0.55	0.51	0.51	0.30	0.34	0.74	0.11	/	/	0.29	0.42	0.14	0.02	0.74	0.22	0.66	0.16	0.56	0.37	0.47	0.36
	Bandes enherbées	H21	0.22	0.87	- 0.34	- 0.04	0.64	0.18	0.47	0.05	/	0.49	0.51	/	0.43	0.45	0.79	0.34	0.33	0.55	0.69	/	0.75	0.14	0.38	0.47	0.46
	Cultures	H20	0.10	0.15	- 0.38	- 0.06	- 0.31	/	- 0.87	- 0.83	/	/	/	0.61	- 0.38	/	0.60	/	0.44	0.43	0.33	1.41	0.01	0.63	0.13	0.29	0.15
	Forêts riveraines, forêts et fourrés très humides	H19	0.38	1.31	0.97	0.82	0.50	0.68	0.91	0.56	0.97	0.94	0.80	/	/	- 0.19	0.24	0.39	0.46	0.68	0.91	0.97	0.76	1.21	1.38	0.59	1.02
Agricole	Forêts caducifoliées	H18	0.22	1.16	1.12	0.27	0.37	0.36	0.67	0.25	0.78	0.31	0.45	/	0.55	- 0.11	0.20	0.27	0.35	0.95	0.64	0.78	0.60	0.60	0.69	0.36	0.70
	Prairies améliorés	H17	0.23	0.47	- 0.02	0.55	0.14	0.51	0.55	1.03	/	1.06	0.44	- 0.67	- 0.04	0.50	0.57	/	0.25	0.21	0.96	0.76	0.20	0.69	0.24	0.45	0.55
	Prairies à fourrage des plaines	H16	0.17	1.06	0.40	0.79	0.56	0.53	0.91	1.20	/	1.47	0.69	- 0.61	- 0.21	0.71	0.95	0.45	0.58	0.30	1.38	0.89	0.74	1.28	1.11	0.57	1.08
	Prairies mésophiles	H15	0.36	1.17	0.21	0.55	0.49	0.93	0.84	0.94	/	1.05	0.51	/	0.06	0.45	0.83	0.49	0.26	0.16	1.15	0.83	0.28	1.17	1.13	0.63	1.22
	Végétations de ceinture des bords des eaux	H14	0.62	1.50	0.60	0.63	0.36	0.53	0.75	0.59	0.49	0.73	0.69	/	- 0.47	0.15	0.38	0.60	1.23	0.50	0.96	0.66	0.26	0.83	0.93	0.38	0.61
	Prairies humides	H13	0.24	1.52	0.74	- 0.01	0.95	0.30	0.61	0.48	0.33	0.42	0.73	/	0.61	0.26	0.36	0.96	0.57	0.55	1.09	0.60	0.10	0.69	0.77	1.06	0.59
	Lisières humides à grandes herbes	H12	0.71	1.24	0.66	0.83	0.89	0.21	1.26	0.60	0.29	0.83	0.88	/	- 0.08	0.03	- 0.08	0.51	0.64	- 0.13	0.69	0.46	0.50	0.76	0.72	0.73	0.71
	Prairies acides et dunes fossiles	H11	0.86	0.97	0.50	0.85	1.29	0.86	1.53	1.17	/	1.10	0.64	/	0.66	0.28	0.46	/	/	0.30	0.85	/	1.32	1.46	1.32	1.02	1.25
	Prairies à métaux lourds	H10	0.38	0.79	0.56	- 0.07	0.63	/	- 0.21	0.70	/	0.84	0.75	/	/	/	/	/	/	/	0.31	/	0.58	0.49	1.14	0.17	1.40
	Steppes et prairies calcaires sèches	H9	0.54	0.93	0.54	0.97	1.08	0.67	1.27	1.10	/	0.75	0.66	/	0.42	0.41	0.60	0.60	/	0.50	1.54	/	1.65	1.31	1.64	1.34	1.39
	Fourrés	H8	0.02	0.98	1.05	0.30	0.47	0.93	1.08	0.59	0.46	0.24	0.30	/	/	0.37	0.34	0.36	0.40	0.94	0.59	0.96	0.53	0.53	0.62	0.53	0.90
	Landes	H7	0.31	0.88	1.16	0.34	0.79	1.04	0.85	0.95	0.10	0.72	0.57	/	0.95	0.48	0.62	0.51	0.72	0.80	1.13	0.86	1.64	1.40	1.54	0.59	1.17
Aquatique	Bas marais, tourbières de transition, sources	H6	0.30	1.32	0.26	1.11	0.16	0.45	1.16	1.19	0.60	0.47	0.36	/	/	0.19	0.85	0.60	0.90	0.34	1.29	0.54	0.67	1.04	1.13	0.18	0.86
	Végétations immergées	H5	0.55	1.03	0.45	0.79	0.45	0.01	0.11	0.80	/	0.74	0.15	/	/	/	1.01	0.16	/	/	0.93	/	0.54	0.79	0.79	0.38	0.56
	Eaux courantes	H4	0.25	0.89	0.36	0.38	0.50	0.26	/	/	/	- 0.24	- 0.20	/	0.56	/	0.30	- 0.01	/	/	0.91	/	0.64	0.42	0.59	0.23	0.35
	Végétations aquatiques	H3	0.53	0.98	0.45	0.77	0.24	0.17	0.07	0.74	/	0.84	0.10	/	/	- 0.31	1.05	0.29	0.05	/	1.01	/	0.57	0.70	0.83	0.10	0.78
	Fonds ou rivages des plans d'eau non végétalisés	H2	0.35	0.41	0.33	0.68	/	- 0.38	/	0.41	/	0.66	- 0.56	/	1.04	/	1.46	1.73	/	/	0.83	/	0.70	0.87	1.04	0.70	1.00
	Milieu aquatique non marin	H1	0.68	1.12	0.76	0.51	- 0.49	- 0.08	- 0.34	0.35	/	0.00	- 0.09	/	1.04	/	0.69	0.15	/	- 0.17	0.96	/	0.52	0.63	0.94	0.34	0.84

Limites

L'évaluation des services écosystémiques par matrice comporte des limites méthodologiques qui sont détaillées dans plusieurs papiers scientifiques (HOU *et al.* 2012 ; JACOBS *et al.* 2014 et CAMPAGNE *et al.* 2017). Certaines limites sont inhérentes à l'approche telles que la clé d'entrée par écosystèmes impliquant un manque de prise en compte des hétérogénéités spatiales provenant des pratiques de gestion, des statuts de protections, de l'accessibilité, etc.

Par ailleurs, les données étant évaluées à travers le dire d'experts, il y a des limites liées à la subjectivité, à la compréhension et à l'interprétation des résultats. De plus, les profils des participants peuvent avoir un impact sur les résultats. Nous avons pris soin de mettre en œuvre un protocole visant à minimiser ces problèmes (préparation de la réunion, diversité des experts consulté et taille du panel d'experts). Des analyses statistiques préalables montrent que le panel d'experts nécessaire est de l'ordre de 10-15 experts, ce qui est atteint dans nos deux matrices (CAMPAGNE *et al.* 2017).

L'évaluation de la capacité et de l'usage avec la constitution de la matrice de bilan par soustraction a engendré des limites méthodologiques qui sont en cours d'analyse et de développement dans la thèse de doctorat de C.S. CAMPAGNE. Par exemple si la capacité est forte (proche de 5), le bilan ne pourra pas mettre en avant une sur fréquentation ou une surexploitation même si la valeur de l'usage est proche de 5 car le bilan des 2 donnera une

valeur proche de 0 soit l'équilibre. De plus la question de la comparabilité des scores de l'offre et de l'usage se pose (est-ce qu'un 5 dans la matrice de la capacité équivaut à un 5 dans la matrice de l'usage ?). C'est pour cela que lors de l'évaluation de l'usage, nous avons fourni aux experts notateurs des éléments de cadrage pour indiquer l'importance de l'offre disponible pour les différents services dans les différents écosystèmes.

Valorisation scientifique

Cette étude s'inscrit dans un travail de thèse de doctorat et a été valorisé au travers de présentations orales dans des colloques scientifiques et dans d'articles scientifiques en français (article dans le magazine Sciences, Eaux et Territoires, CAMPAGNE *et al.* 2015) ainsi que dans des revues scientifiques internationales (CAMPAGNE *et al.* 2017 et CAMPAGNE *et al.* 2018). D'autres articles sont en cours de rédaction.

4.6. Lecture des résultats pour le PNR Scarpe-Escaut

Retour sur les résultats

Les avancées des résultats et des analyses nous ont permis pour l'instant de nous focaliser sur les résultats de la matrice de la capacité ou des résultats intéressants sont déjà mis en avant. Les valeurs fortes de capacités écosystémiques associées aux différents écosystèmes présents au sein du territoire du PNR confortent notre attachement à une protection des différents écosystèmes autant pour la biodiversité qu'ils hébergent, mais également pour leur contribution au bien-être des citoyens.

Les résultats du service SR10 « Régulation des inondations et des crues » confirment l'intuition que ce service est une clé importante pour affirmer la nécessité de préserver les écosystèmes humides du territoire, identifiés de manière consensuelle comme rendant de grands services en termes de sécurité des biens et des personnes.

Les valeurs fortes pour les services culturels montrent la place centrale des différents écosystèmes du Parc. Celles-ci sont parfois liées une importance symbolique et marque les paysages traversés chaque jour. Tous les experts s'accordent sur le rôle central des milieux. C'est un résultat important et une bonne base de discussion pour fédérer des acteurs parfois opposés certains objectifs.

Pour l'écosystème H6 « Bas marais, tourbières de transition, sources », le résultat est intéressant en rassurant les gestionnaires du PNR quant à la mobilisation autour de ces milieux, bénéficiant généralement déjà de statuts de protection. Mais cela ne garantit pas leur avenir, dans la mesure où ils peuvent être menacés par les évolutions climatiques ou les

aléas liés aux évolutions des moyens humains et financiers mis à disposition pour leur sauvegarde et leur restauration. Il n'en reste pas moins que c'est une preuve supplémentaire qu'il est aujourd'hui important de dépenser de l'énergie pour des milieux peut-être jugés plus anodins, ordinaires, et en tous cas moins consensuels, où les enjeux et usages peuvent parfois être contradictoires, comme les prairies et les boisements mono spécifiques.

Des cartes peuvent être faites à partir des matrices. Elles sont présentées dans les rapports détaillés des études (CAMPAGNE 2015 et rapport en cours de rédaction). La cartographie met en évidence qu'il est parfois plus intéressant d'étudier les services ou les bouquets de services en regroupant la mosaïque d'écosystèmes d'un secteur donné, plutôt que chaque écosystème de ce secteur pris individuellement. Cette analyse tend à montrer que les mosaïques de milieux humides peuvent rendre plus de services qu'un seul écosystème. C'est un message fort en faveur des actions menées localement pour maintenir une diversité de milieu dans les plaines de la Scarpe et de l'Escaut. Une exception non négligeable, la matrice montre que les forêts humides rendent énormément de services et ce sur des surfaces homogènes importantes.

Valorisation des résultats par le PNR

L'objectif de la première application de cette étude était de contribuer à améliorer l'image des zones humides dans le cadre de la révision du SAGE et de la labellisation Ramsar. Ainsi les principaux résultats exploités par le PNR jusqu'à présent sont principalement issus de la matrice de la capacité et des services produits par les écosystèmes humides.

La volonté de mobilisation des acteurs à travers l'approche des SE semble pleinement atteinte. La vulgarisation de cette étude a ainsi permis de sensibiliser les élus et acteurs du territoire à travers une clé d'entrée anthropocentrée « les services écosystémiques », plutôt qu'une clé d'entrée « fonctionnalité des milieux », à laquelle certains acteurs sont moins réceptifs. Le SAGE a ainsi publié une fiche information exploitants les principaux résultats (Figure 6), largement diffusée auprès des élus et acteurs du bassin versant. De même, le PNR s'appuie sur les résultats afin de mobiliser en vue de la labellisation Ramsar, et exploite l'étude au sein du dossier de candidature qui exigence de développer une approche "services écosystémiques".

Figure 6 : Couverture de la Fiche « Zoom sur les services écosystémiques : les zones humides nous sont utiles », incluse dans la lettre d'information du SAGE Scarpe aval 2015 (©PNR Scarpe-Escaut, Audiccé).

Les principaux résultats de la matrice de la capacité ont été vulgarisés sous la forme d'une illustration (Figure 7) qui est aujourd'hui régulièrement utilisée dans le cadre de réunions auprès d'élus et de partenaires techniques, aussi bien que lors de manifestations grand public.

Un autre objectif, en cours d'achèvement, est d'offrir un outil d'aide à la décision. Les résultats de la concertation mettent ainsi en avant des consensus et des divergences autour de certains services et écosystèmes.

Dans le cadre de la révision du SAGE, par exemple, les résultats facilitent certains choix et priorisations : l'intérêt des forêts humides, marais, tourbières et roselières est suffisamment consensuel pour définir des mesures fortes de préservation. Ils sont en effet collectivement reconnus comme rendant le plus de services écosystémiques, avec des notations homogènes des participants. Cela a aussi permis d'identifier ou de confirmer certains sujets à aborder plus finement, illustrés par des divergences d'expertise.

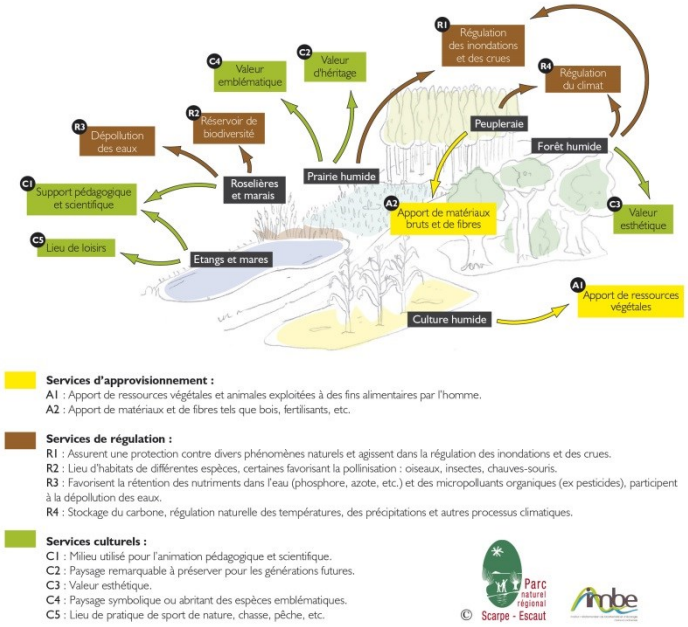


Figure 7 : Représentation schématique des Services écosystémiques potentiellement le plus produits par les zones humides le plus fréquemment rencontrées dans la plaine de la Scarpe et la vallée de l'Escaut (©PNR Scarpe-Escaut, IMBE).

La valorisation de ce travail en tant qu'outil d'aide à la décision et de sensibilisation se poursuit : cette clé d'entrée est actuellement utilisée dans le cadre de la concertation locale avec les usagers de secteurs que le SAGE pense identifier comme « zones humides à restaurer » prévues par le Schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) Artois-Picardie et sera également reprise lors des réunions de la Commission Locale de l'Eau (CLE) à venir. De même, ce travail sera repris dans le cadre de la mobilisation autour de la labellisation Ramsar.

Les analyses de l'évaluation de la capacité et de l'usage sont en cours et donc les valorisations en cours de réflexion

Dans le cadre de la valorisation faite par le PNR, il est important de rappeler un préalable affirmé dès le lancement de cette expérimentation : l'approche services écosystémiques ne se suffit pas à elle-même. C'est en la confrontant aux autres données, études et expertises que le SAGE et bientôt Ramsar vont définir leurs priorités, notamment en terme de préservation et de restauration de zones humides. Et c'est en l'associant à d'autres outils, comme le clip vidéo réalisé par le SAGE sur les milieux humides et aquatiques, et à des évènements comme par exemple la journée mondiale des zones humides, que l'on peut sensibiliser le plus grand nombre à la chance que nous avons de vivre au cœur des plaines de la Scarpe et de l'Escaut.

4.7. Discussion et perspectives du partenariat

La méthode développée dans cette étude a suscité un intérêt local important. La participation et le taux de remplissage des matrices par les différents experts ont été très importants malgré la grande dimension de la matrice. L'appropriation des résultats et leur compréhension est fortement renforcée par l'exercice d'évaluation collective et les débats qui s'initient entre les participants sur les différents aspects liés aux services écosystémiques qui transcendent les approches sectorielles.

Des résultats déjà analysés ont pu être rapidement être valorisés localement pour contribuer à l'atteinte d'objectifs précis (le SAGE et RAMSAR), et à plus grande échelle, pour améliorer la compréhension globale des interactions entre l'homme et la nature avec les valorisations scientifiques. Néanmoins, une partie importante du travail reste à faire telle que l'analyse fine de la durabilité au travers des résultats de la matrice de bilan croisés avec d'autres indicateurs d'état de conservation des écosystèmes considérés.

Le travail se poursuit aussi avec Irstea dans le cadre du projet européen IMAGINE (programme BiodivERsA) qui se focalise sur les services écosystémiques et la condition écologique des éléments des trames vertes et bleues. Ce projet est en partenariat avec des centres de recherches et des sites d'études en Allemagne, en Norvège, en Belgique et en Estonie. Cette méthode est également en train d'être adaptée à l'échelle des Hauts de France en partenariat avec la Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement (DREAL) Hauts-de-France. Des expérimentations sont en cours pour utiliser les résultats d'évaluation des services écosystémiques dans les études d'impacts.

Bibliographie

BARBIER, E.B. 1993. - Sustainable use of wetlands. Valuing tropical wetlands benefits: economic methodologies and applications. Geogr. J. 159, 22–32.

BAROT S., YÉ L., ABBADIE L., BLOUIN M. & FRASCARIA N., 2017. - Ecosystem services must tackle anthropized ecosystems and ecological engineering. Ecol. Eng. 99, 486– 495. doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.071.

BURKHARD B., KROLL F. & MÜLLER F. 2009. - Landscapes' Capacities to Provide Ecosystem Services – a Concept for Land-Cover Based Assessments. Landscape Online 15 (1), 1–22. doi.org/doi.org/10.3097/LO.200915.

BURKHARD B., KROLL F., NEDKOV S. & MÜLLER F. 2012. - Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. Ecol. Indic. 21, 17–29. doi:10.1016/j.ecolind.2011.06.019.

BURKHARD B., KANDZIORA M., HOU Y. & MÜLLER F. 2014. - Ecosystem service potentials, flows and demands-concepts for spatial localisation, indication and quantification. Landscape Online, 34(1), 1–32. http://doi.org/10.3097/LO.201434.

CAMPAGNE C.S., TSCHANZ L. & TATONI T. 2015. - Outil d'évaluation et de concertation sur les services écosystémiques : la matrice des capacités. Sciences, Eaux et Territoires, 6 p. Available online.

CAMPAGNE C.S. 2015. - Évaluation des services écosystémiques potentiellement rendus par les zones humides des territoires du SAGE Scarpe aval et du Parc naturel régional Scarpe-Escaut. Rapport d'étude, Parc naturel régional Scarpe-Escaut – Institut méditerranéen de biodiversité et d'écologie marine et continentale, 62 p.

CAMPAGNE C.S., ROCHE P.K., GOSSELIN F., TSCHANZ L. & TATONI T. 2017. - Expert-based ecosystem services capacity matrices: dealing with scoring variability. Ecological Indicators. 79, 63–72. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.03.043

CAMPAGNE C.S., ROCHE P.K. & SALLES J-M. 2018. - Looking into Pandora's Box: ecosystem disservices assessment and correlations with ecosystem services. Ecosystem Services 30, 126–136. https://doi:10.1016/j.ecoser.2018.02.005.

CAMPAGNE C.S. & ROCHE P.K. - May the matrix be with you! Guidelines for the application of expert-based matrix approach for ecosystem services assessment and mapping. OneEcosystem (Submitted).

CAMPAGNE C.S. & ROCHE P.K. 2017. - Évaluation de la capacité et l'usage en services écosystémiques : Parc naturel régional Scarpe-Escaut. Rapport d'étude, UR RECOVER, IRSTEA, Aix-en-Provence. (En cours de finalisation).

GEIJZENDORFFER I. & ROCHE P.K. 2014. - The relevant scales of ecosystem services demand. Ecosyst. Serv. 10, 49–51. doi:10.1016/j.ecoser.2014.09.002.

HOU Y., BURKHARD B. & MÜLLER F. 2012. - Uncertainties in landscape analysis and ecosystem service assessment. J. Environ. Manage. 127, S117–31. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.12.002.

HAINES-YOUNG R. & POTSCHIN M.B. 2018. - Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1and Guidance on the Application of the Revised Structure. Available from www.cices.eu.

HERMANN A., KUTTNER M., HAINZ-RENETZEDER C., KONKOLY-GYURÓ É., TIRÁSZI Á., BRANDENBURG C., ALLEX B., ZIENER K. & WRBKA T. 2014. - Assessment framework for landscape services in European cultural landscapes: An Austrian Hungarian case study. Ecol. Indic. 37, 229–240. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.01.019.

JACOBS S., BURKHARD B., VAN DAELE T., STAES J. & SCHNEIDERS A., 2014. - "The Matrix Reloaded": A review of expert knowledge use for mapping ecosystem services. Ecol. Model. 295, 21–30. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.08.024.

LAURANS Y., RANKOVIC A., BILLÉ R., PIRARD R., & MERMET L. 2013. - Use of ecosystem services economic valuation for decision making: questioning a literature blindspot. Journal of Environmental Management, 119, 208–19. http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.008.

LELE S., SPRINGATE-BAGINSKI O., LAKERVELD R., DEB D., & DASH P. 2013. - Ecosystem Services: Origins, Contributions, Pitfalls, and Alternatives. Conservation & Society, 11(4), 343–358. http://doi.org/10.4103/0972-4923.125752.

MEA Millennium Ecosystem Assessment. 2005. - Ecosystems and Human Well-Being Synthesis. Island Press.

MOUCHET M.A., LAMARQUE P., MARTÍN-LÓPEZ B., CROUZAT E., GOS P., BYCZEK C. & LAVOREL S. 2014. - An interdisciplinary methodological guide for quantifying associations between ecosystem services. Glob. Environ. Chang. 28, 298–308. doi:10.1016/j.gloenvcha.2014.07.012.

MOUCHET M.A., REGA C., LASSEUR R., GEORGES, D., PARACCHINI, M.L., RENAUD J., STÜRCK J., SCHULP C.J.E., VERBURG P.H., VERKERK P.J. & LAVOREL S. 2017. - Ecosystem service supply by European landscapes under alternative land-use and environmental policies. Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag. 0, 1–13. doi:10.1080/21513732.2017.1381167.

PEARCE F. & CRIVELLI A.J. 1994. - Caractéristiques générales des zones humides méditerranéennes. MedWet/Tour du Valat n°1, Tour du Valat, Arles,France, 88 p.

SCHRÖTER M., REMME R.P. & HEIN L. 2012. - How and where to map supply and demand of ecosystem services for policy-relevant outcomes? Ecol. Indic. 23, 220–221. doi:10.1016/j.ecolind.2012.03.025.

SCHRÖTER M., ALBERT C., MARQUES A., TOBON W., LAVOREL S., MAES J. & BONN A. 2016. - National Ecosystem Assessments in Europe: A Review. BioScience, 66(10), 813–828. http://doi.org/10.1093/biosci/biw101.

STOLL S., FRENZEL M., BURKHARD B., ADAMESCU M., AUGUSTAITIS A., BAEßLER C., BONET F.J., CARRANZA M.L., CAZACU C., COSOR G.L., DÍAZ-DELGADO R., GRANDIN U., HAASE P., HÄMÄLÄINEN H., LOKE R., MÜLLER, J., STANISCI A., STASZEWSKI T. & MÜLLER F., 2015. - Assessment of ecosystem integrity and service gradients across Europe using the LTER Europe network. Ecol. Modell. 295, 13. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.06.019.

VILLAMAGNA A.M., ANGERMEIER P.L. & BENNETT E.M. 2013. - Capacity, pressure, demand, and flow: A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery. Ecological Complexity, 15(December), 114–121. http://doi.org/10.1016/j.ecocom.2013.07.004.

VIHERVAARA P., KUMPULA T., TANSKANEN A. & BURKHARD B. 2010. - Ecosystem services–A tool for sustainable management of human–environment systems. Case study Finnish Forest Lapland. Ecol. Complex. 7 (3), 410–420. https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.12.002.

WOLFF S., SCHULP C.J.E. & VERBURG, P.H. 2015. - Mapping ecosystem services demand: A review of current research and future perspectives. Ecol. Indic. 55, 159–171. doi:10.1016/j.ecolind.2015.03.016.

PARTIE 3

Partie 3 : Vers une approche intégrative à l'échelle territoriale

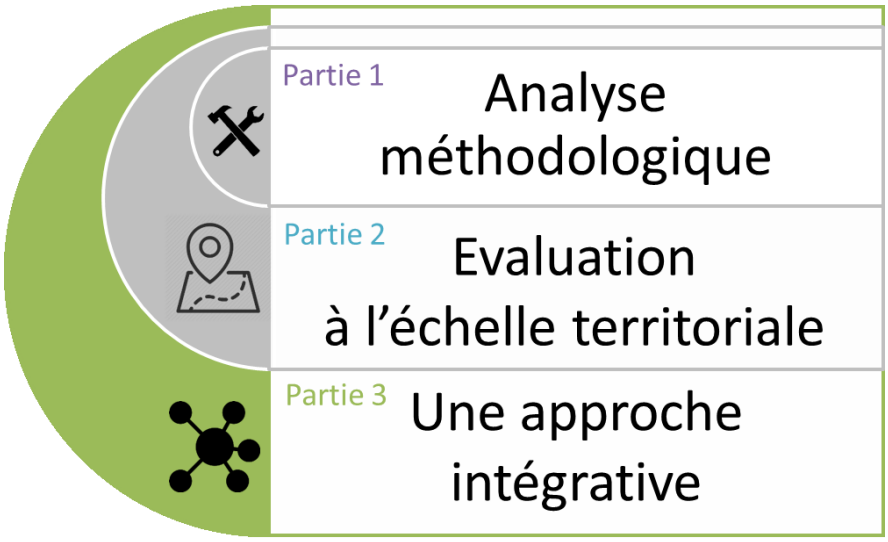


Figure 1 : Partie 2 dans la structure générale de la thèse

Englobant les deux premières parties de la thèse, la troisième partie de la thèse traduit la volonté d'atteindre une approche intégrative des évaluations des services écosystémiques à l'échelle territoriale (Figure 1). Pour cela nous avons concentré nos études sur les notions de disservices et de l'intégrité écologique.

En utilisant la méthode des matrices, nous avons évalué la capacité des écosystèmes du PNR Scarpe-Escaut à produire des services écosystémiques et à générer des disservices. Nous avons analysé les capacités des écosystèmes à produire des disservices et nous les avons comparées à celles des services écosystémiques.

Dans l'évaluation de l'intégrité écologique nous avons été confrontés à la complexité de la notion et de ses concepts associés. À partir d'une revue de la littérature scientifique utilisant ces notions et des indicateurs, nous avons identifié cinq formes d'intégrités des écosystèmes dont nous définissons les spécificités : l'intégrité écosystémique de naturalité, l'intégrité fonctionnelle et structurelle des écosystèmes, la stabilité et la fiabilité des écosystèmes, l'état des écosystèmes et la qualité ou la valeur des écosystèmes. Nous avons ensuite poursuivi le travail avec des réflexions sur la condition écologique et son rôle dans une évaluation intégrée de l'écosystème.

1. Looking into Pandora's Box: ecosystem disservices assessment and correlations with ecosystem services

Campagne C.S, Roche P.K., Salles J-M. (2018) Looking into Pandora's Box: ecosystem disservices assessment and correlations with ecosystem services. *Ecosystem Services* 30, 126–136. https://doi:10.1016/j.ecoser.2018.02.005

Abbreviations: ES, ecosystem service; ET, ecosystem types; EDS, ecosystem disservices; RNP, Regional Natural Park; SE-RNP, Scarpe-Escaut RNP; Conf. Score, Confidence scores

1.1. Introduction

The positive contributions of ecosystems to human life and well-being are well-attested, but we cannot ignore negative effects arising from characteristics of ecosystems that are economically or socially harmful, or that endanger health or are even life-threatening (Dunn 2010; Lele *et al.*, 2013; Stoll *et al.*, 2015). Although the use of the ecosystem services concept has expanded considerably over the last decade, it is generally not combined with actual consideration of the negative aspects of the natural environment (Schaubroeck, 2017). Although some authors even advocate that the current ecosystem service consideration equilibrate the age-old practice that nature is accounted only for costs (Shapiro and Baldi, 2014). A quick search on Scopus (in July 2017) returned 126 papers on EDS ("article and review", "all year", "ecosystem* disservice") and 21,248 papers on ES ("article and review", "all year", "ecosystem service"), this means that only 0.6% of published studies focused on EDS. However, there has been an increase in the number of papers since 2009 on the adverse effects of ecosystems, reflecting its increasing recognition (Von Döhren and Haase, 2015). Negative or dangerous effects of ecosystems are recognised (Kareiva *et al.*, 2007).

The concept of ecosystem disservices (hereafter EDS) has generated debate in the last few years (Barot *et al.*, 2017; Lyytimäki, 2014a; Lyytimäki *et al.*, 2008; Schaubroeck, 2017; Shapiro and Baldi, 2014; Villa *et al.*, 2014). The EDS concept and its assessment have been challenged because they may be perceived as sending a "wrong message", and so may hamper conservation efforts through induced misconceptions (Villa *et al.*, 2014). As discussed by Lyytimäki (2014a), Von Döhren and Haase (2015) and Shackleton *et al.* (2016), the concept of EDS has varied over time, and so there is a wide range of other definitions, such as "functions or properties of ecosystems that cause effects that are perceived as harmful, unpleasant or unwanted" (Lyytimäki, 2014b), or "negative ecological effects or impacts have been described as harmful consequences of ecological change or as deficient ecosystem services caused, for example, by the loss of biodiversity" (Von Döhren and

Haase, 2015). The disservices were also considered under different names related to their impacts (plagues, pests, floods, diseases…) since the dawn of civilization (Shapiro and Baldi, 2014).

Mirroring the definition of ecosystem services (ES), “the goods or services provided by ecosystems that directly or indirectly benefit humans” (MEA, 2005), ecosystem disservices (EDS) can be defined as “the ecosystem-generated functions, processes and attributes that result in perceived or actual negative impacts on human well-being” (Shackleton *et al.*, 2016).

In the papers published on EDS, several characteristics of the concept can be set out. For present purposes, we will first make a non-exhaustive description of the EDS concept. As presented in Figure 1,

(a) An EDS can be triggered as an indirect effect of management (orange dotted arrow) by impaired ecosystem functioning. Nuisances resulting from side effects of management practices are considered as negative externalities, but the response of ecosystems to management practices can induce negative effects on the human well-being, and so are considered as EDS (Barot *et al.*, 2017; Lyytimäki, 2014b; Shackleton *et al.*, 2016). For example, health problems resulting from pesticide spraying are negative externalities of agricultural ecosystems management (direct effect of management), whereas resistant weed invasion following pesticide spraying is a management-induced EDS (indirect effect of management, Barot *et al.*, 2017; Lyytimäki, 2014b).

(b) An EDS can be the reverse of an ES, i.e. a “*negative provision*” (green box). It is the opposite of an existing ES, as it is negatively perceived and/or can generate costs (mainly concerning regulation services). For example, greenhouse gas sequestration is an ES in the CICES (Common International Classification of Ecosystem Services, Haines-Young and Potschin, 2013; Hof *et al.*, 2011), yet some ecosystems generate net emissions of greenhouse gases such as CO_2, CH_4 or N_20 (Burgin *et al.*, 2013): it is thus the balance between the production and sequestration of greenhouse gases that ultimately defines whether the ecosystem provides an ES or an EDS.

(c) An EDS can be directly related to ecological characteristics or functions (red dashed arrow). Some EDS are linked to specific species, such as species that harm human health (pathogens, parasites), species that cause pest damage (Lele *et al.*, 2013) or animal attacks (Dunn, 2010).

(d) An effect can be regarded as either an ES or an EDS depending on the point of view of the individuals or societal groups considered, but also depending on space and time (blue double line, Rasmussen *et al*,. 2017, Saunders & Luck, 2016; Shackleton *et al.*, 2016; Vaz *et al.*, 2017). The same function or species can even be perceived as providing simultaneously both ecosystem services and disservices by the same individual or different ones (Lele *et al.*, 2013). For example, hedges can be used to block out a view: some individuals will consider this positive, while others will consider it a nuisance.

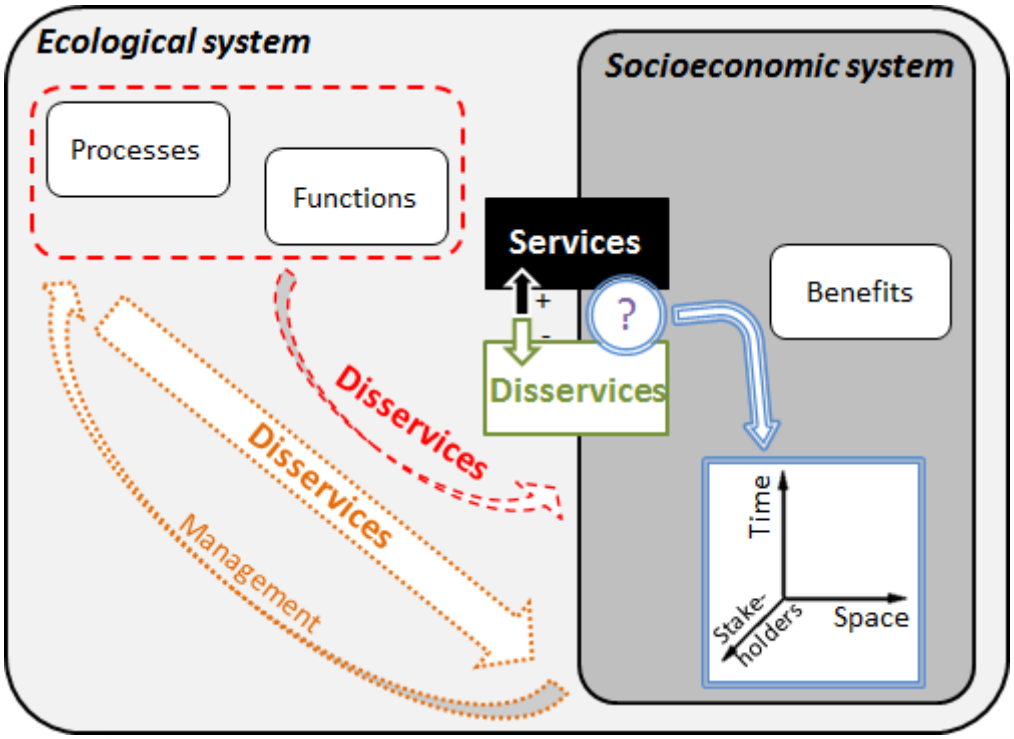


Figure 1. Distinction between EDS resulting from the ecosystems management (orange dotted arrow); EDS from ecological processes and/or functions (red dashed arrow); EDS as a "negative provision" of ES (green box) and depending on the point of view of individual or societal groups, space and time, effects of the same ecosystem can be considered as either ES or EDS (blue double line)

The diversity of methods that can be used for assessing EDS is as broad as those used to assess ES. They include EDS assessments based on interviews and discourse analysis (Fischer & Eastwood, 2016), with newspaper text analyses (Lyytimäki, 2014b; Kopperoinen *et al.*, 2014), with a quantitative evaluation (Dobbs *et al.*, 2014) and with monetary valuation (Schaubroeck *et al.*, 2016). EDS and ES are mostly assessed separately on specific ecosystems, e.g. on urban ecosystems (Lyytimäki *et al.*, 2008), on urban forests (Dobbs *et al.*, 2014; Escobedo *et al.*, 2011), on agroecosystems (Sabatier *et al.*, 2013), or on ranch

lands (Swain *et al.*, 2013). Kopperoinen *et al.* (2014) assess "according to how favourable or harmful the areas represented by them are in potentially providing each ES" with a scale from "3 = Very favourable" to "−3 = Very harmful", and so assess an EDS as a negatively provided ES.

In our study, to use the metaphor of Shackleton *et al.* (2016), we unpacked and looked into the Pandora's Box of EDS: we set out to evaluate the capacity of ecosystems to provide ES and generate EDS using an expert-based scoring approach (Campagne *et al.*, 2017), the capacity matrix approach (explained in the next section).

Our main aim is to evaluate the importance of ecosystem disservices and compare them with the capacity of ecosystem to provide services for a large set of different ecosystems in the Park.

Here we analyse the results from an assessment of both ES and EDS carried out using the same protocol. Besides gauging how important were the capacities of EDS and ES, we also looked at the correlations between them.

1.2. Materials and Methods

a) Case Study Site

The Scarpe-Escaut Regional Natural Park (RNP, http://www.RNP-scarpe-escaut.fr/en) is a protected area in northern France (Figure 2), near the Belgian border. It covers over 430 km^2, is crossed by the Scarpe and Escaut rivers, and includes 55 towns and villages. It is the oldest of the 51 French Regional Natural Parks. With its Belgian neighbour, the Plaines de l'Escaut Natural Park, it forms the Hainaut cross-border Nature Park, the largest such park in Europe. The Scarpe-Escaut RNP (SE-RNP) mainly covers the wet lowland plain around the Scarpe and Escaut rivers. As a peri-urban area, urban pressure is high (use of space) in a landscape formed by a mosaic of agricultural and natural environments (crops, grasslands, woodlands, marshes, ponds, etc.) and urbanized areas (SE-RNP and Hauts-de-France Region, 2010). Natural ecosystems are mainly wetlands, grasslands and forests (Maresca, *et al.*, 2014). Wetlands have been considered an unattractive landscape by the local population for aesthetics, recreation activities but more generally as linked to negative perception, and wet meadows have been declining under urban pressure, or exploited as profitable sites for agricultural production such as livestock and as landscaped recreational ponds (SE-RNP and Hauts-de-France Region, 2010). Despite their local importance as an ecosystem providing many ES, current perceptions of wetlands are either negative, for certain local stakeholders, or inexistent for the wider community, (SE-RNP and Hauts-de-France Region, 2010; Morère

and Glon, 2016). This perception deficit prompted a study of the ES provided by the wetland types in 2015. A new wetlands assessment was also needed for a revision of the strategy for the development and management of water resources (called SAGE in France) and to apply for RAMSAR certification (http://www.ramsar.org/). In 2015 the capacity matrix approach was thus applied on wetlands, and after positive local feedback from participants and the Park authorities, in 2016 the method was applied to all land cover types in an exhaustive spatial assessment (Campagne *et al.*, 2017). In addition, in 2015 some participants faulted the lack of consideration of EDS, and expressed that from their points of view, EDS were as important as ES in analysing human-environment interactions. The same opinions were voiced in Ango *et al.* (2014). Thus in 2016 an assessment of EDS was added for the first time.

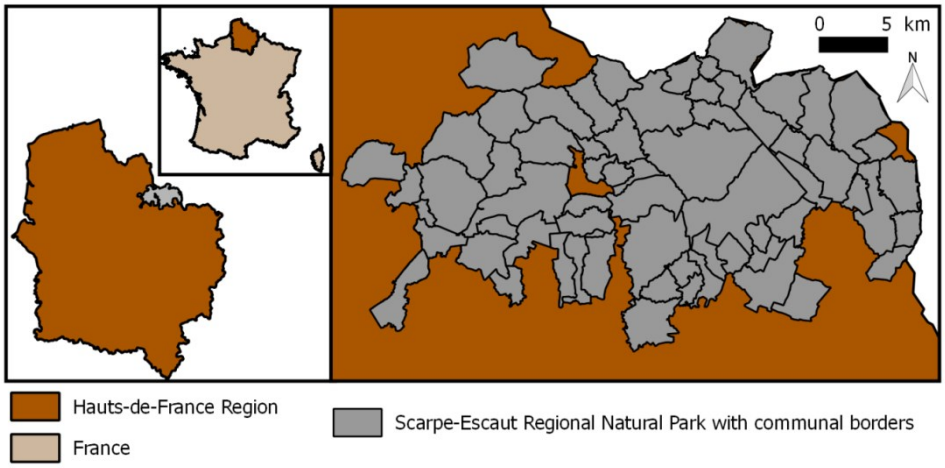


Figure 2. Localisation of the Scarpe-Escaut Regional Natural Park

b) Ecosystem Services and Disservices evaluation method

It is possible to estimate the biophysical capacity, economic or social value of ecosystem services and disservices of different ecosystem types by knowledge or preference elicitation methods based on individual interviews and/or collective deliberative workshops. This is the case for the widely-used multi-criteria approaches, ranking methods, and life satisfaction approaches, and also for other less frequently used methods, such as the Q method (Rodriguez-Vargas and Marburg, 2011), or the Delphi prospective approaches (Martin *et al.*, 2012).

The method used in our study is a knowledge elicitation protocol aiming to evaluate the capacity of different ecosystem types to provide ES and EDS based on a panel of experts. The principal output of this protocol is a capacity matrix linking ecosystem types and ES/EDS. The capacity matrix is a look-up table that links land cover types or ecosystem

types to ES (Burkhard *et al.*, 2009). Since the capacity matrix approach was first introduced by Burkhard *et al.* in 2009, the use of semi-quantitative scoring of ES potential has been developed and applied in many case studies (e.g. Hermann *et al.*, 2013; Kroll *et al.*, 2012; Stoll *et al.*, 2014; Vihervaara *et al.*, 2010; etc.), in many countries (e.g. in Austria and Hungary by Hermann *et al.*, 2014; in China by Cai *et al.*, 2017; in USA by Cotillon, 2013; in Thailand by Kaiser *et al.*, 2013) and at different scales (e.g. local scale in Nedkov *et al.*, 2014; national scale in Depellegrin *et al.*, 2016, and European scale in Stoll *et al.* 2015). Some limits of this method, as applied in previous studies, have been pointed out in Hou *et al.* (2012) and Jacobs *et al.* (2014): poor methodological transparency, lack of reproducibility and lack of appropriate factoring on uncertainty. In an earlier paper, we addressed several of these limits, we proposed a methodology to consider individual expert scoring and concluded that score variability stabilize when the size of expert panel is higher than 10. We also highlighted the importance of assessing the confidence of the experts as complementary information source regarding scoring reliability (Campagne *et al.* 2017).

The matrix approach has also the benefit of providing scores on the same (0 - 5) scale for all ecosystem services bypassing a standardization step and allowing a relatively quick assessment of ES capacity for all ecosystem types considered (Vihervaara *et al.*, 2012; Stoll *et al.*, 2014). As a side benefit, the collaborative protocol used also promotes common understanding and territorial vision regarding ES among the experts involved, and good subsequent appropriation of the results by them.

Basically, the method aims to allow each expert involved to provide their best evaluation of the potential of each ecosystem type to provide ES and EDS. Importantly, the ES and EDS scores elicited are not individual preferences, but best-knowledge estimates. Experts use a combination of field observations, formal knowledge and mental models to generate quantitative information (Fazey *et al.* 2006). The expert knowledge is commonly used as a surrogate of empirical data in many field of ecological research (Drescher *et al.* 2013).

We define as ‘expert’ a person with extensive knowledge or skills based on research, experience, or occupation in a particular field. The panel of experts included researchers with expertise in ecology and/or ES, project or site managers, engineers working in environmental or ecological fields, and heads of territorial organizations.

Our protocol for expert knowledge elicitation involved a discussion session with the panel during a workshop where we presented and discussed the list of ecosystem types, ecosystem services and disservices present in the matrix in order to build a common understanding (Figure 3). The experts were then asked to fill in the capacity matrix

individually; scores could be discussed to improve common understanding, but we did not conduct any consensus-building rounds.

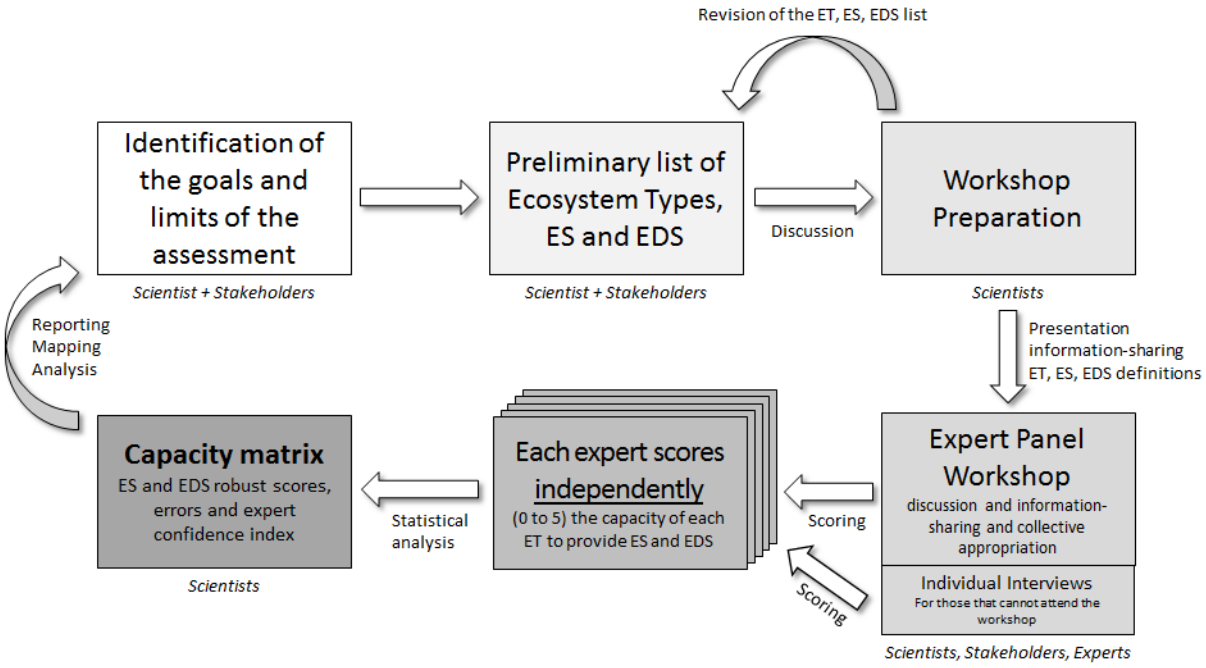


Figure 3. Methodology for expert-based evaluation of capacity of ecosystem types to supply ecosystem services and ecosystem disservices (see Campagne *et al.*, 2017). ES: Ecosystem services; EDS ecosystem disservices; ET: Ecosystem Types.

Finally, individual experts' scores were processed using a bootstrap method to estimate an average mean score and standard errors for each ecosystem type and ES/EDS in order to produce a capacity matrix based on central estimates of ES and EDS capacities for each ecosystem type (Campagne *et al.*, 2017). The matrix for the Scarpe-Escaut RNP (SE-RNP) was completed in 2016 by a panel of 17 experts involved in the participatory method (details of the expert panel are in Appendix 1) and so was based on 17 independent matrices of expert scores and confidence scores.

The capacities of the different ecosystem types (ET) to provide an individual ES were estimated on a 0–5 scale (0 = no relevant capacity, 1 = low relevant capacity, 2 = relevant capacity, 3 = moderate relevant capacity, 4 = high relevant capacity, and 5 = very high relevant capacity (Burkhard *et al.* 2009). The EDS were estimated independently of the ES using the same approach and scale (0 = EDS not generated with relevant capacity, to 5 = EDS generated with very high relevant capacity. In what follows, "expert score" refers to the ES and EDS supply capacity score that individual experts provided, and "final score" refers to the mean capacity score computed from all expert scores.

In addition the score for each ES/ET combination, the experts were asked to give a confidence index in their score for each ES and each ET. This confidence index was used to estimate expert confidence in providing the capacity score, and could be used to compute score errors (Campagne *et al.*, 2017). Each expert was asked to state their confidence in their own knowledge on ET and ES using a confidence score ranging from: 1 = I don't feel comfortable with my score, 2 = I feel fairly comfortable with my score, and 3 = I feel comfortable with my score".

c) ET, ES and EDS lists

ET, ES and EDS lists were at the SE-RNP scale and adapted to the local context, because ES and EDS have a strong "spatial, temporal and socio-economic context-dependency" (Vaz *et al.*, 2017). ET typology corresponded to land cover types in the ARCH map (www.archnature.fr), yielding 33 ET: 6 aquatic, 13 agriculture, 7 forest and 7 urban (detailed in Table 2). We considered provisioning services, regulating services, cultural services (details in Table 3 and Appendix 2 and 3) and EDS (detailed in Table 1). For provisioning services and regulating services, the list was based on the CICES V4.3 (Haines-Young and Potschin, 2013), and definitions and examples (e.g. indicators) were adapted to local contexts by local managers.

Table 1. Definition of Ecosystem Disservices assessment in the Scarpe-Escaut Regional Natural Park
(Type of direct negative impacts is based on Von Dohren and Hasse, 2015)

Type of direct negative impacts	EDS		Definition
Health impacts	**Wild animal attacks**	**EDS1**	Capacity of ecosystem to shelter species harmful to humans through bites and attacks by insects or other wildlife.
	Plant allergies or poisoning	**EDS2**	Capacity of ecosystem to shelter species harmful to humans due to their release of allergenic pollen and spores, their toxicity or irritant properties.
	Disease transmission	**EDS3**	Capacity of ecosystem to be a reservoir for disease vectors: Lyme disease, leptospirosis, hantavirus, etc.
Economic impacts	**Damage to infrastructure**	**EDS4**	Capacity of ecosystem and species to cause damage to infrastructure: dwellings and properties, cables, sidewalks, roads.
	Pest damage to agriculture	**EDS5**	Capacity of ecosystem to shelter species causing damage to human activities such as on agricultural or agroforestry environments
Ecological impacts	**Carbon release**	**EDS6**	Capacity of ecosystem to release carbon dioxide, methane and other greenhouse gases

Local adaptations were preferred in order to promote understanding and above all to increase the involvement of the local experts and the future users of the results. Cultural services were listed and defined using an adaptation of the CICES, because the CICES classification for cultural services was perceived as too complex and ill-suited to local stakeholders. The list of EDS was drawn from a review of the EDS scientific literature (e.g. Ango *et al.*, 2014; Dobbs *et al.*, 2014; Lyytimäki, 2014b; Shapiro and Baldi, 2014; Von Döhren and Hasse, 2015), and meetings were held with local managers in order to adapt it to the local specific context. The 6 EDS, presented in Table 1, were identified as those most relevant to the local context by the local experts involved in the participatory scoring. This capacity matrix counted 25 ES (9 provisioning services, 11 regulating services and 5 cultural services) and 6 EDS. The total dataset comprised 33 ET x (25 ES + 6 EDS) x 17 experts.

d) Statistical analysis

Since normality cannot be assumed for the ES and EDS scores, we used the Kruskal-Wallis test for EDS score differences between the broad ecosystem types. The Kruskal-Wallis test is a widely-used non-parametric test suitable for comparing ordinal and ranked variables between several samples.

The box plots for the EDS scores were produced using median and interquartile ranges. The box and whisker plots and Kruskal-Wallis tests and Mann-Whitney pairwise comparison test with a Bonferroni correction were done using Past3 software (Hammer *et al.* 2001)

The correlation analysis between ES and EDS was carried out using Spearman's rho statistic to evaluate the degree of correlation between two variables linked monotonically but not necessarily linearly. Alternatively, the Kendall tau correlation statistic could have been used, but both provided the same significance patterns. The Spearman correlation matrix was computed using R software (R Development Core Team, 2017) version 4.0-2 and the 'Hmisc' package. A Bonferroni correction has been used for correcting for repeated correlation tests risk inflation.

1.3. Results

a) EDS profiles

The capacity of ecosystems to generate EDS was estimated to be low to moderate. The mean of all the EDS scores was 1.36 (median 1.16), and the means for the broad ecosystem types ranged between 1.25 and 1.65 (Table 2). Health impacts EDS (EDS1, EDS2 and EDS3) had higher scores than Economic impacts EDS (EDS4 and EDS5) and Ecological impacts EDS (EDS6) (Table 2). A Kruskal-Wallis test and Mann-Whitney pairwise

comparison test with a Bonferroni correction were significant between EDS1, EDS2, EDS3 and EDS4, EDS5, EDS6 (pBonf.Corr < 0.001). There were no significant differences between EDS1, EDS2 and EDS3, or between EDS4, EDS5 and EDS6. The highest score was EDS of Ecological impacts (EDS6 Carbon release) in “Towns, villages and industrial sites” with 4.20.

We found that EDS1 (Wild animal attacks) and EDS3 (Disease transmission) had similar patterns, with most of the capacity associated with aquatic and forest ecosystems, and low capacity in urban. EDS4 (Damage to infrastructures) was clearly associated with aquatic ecosystems, while EDS5 (Pest damage to agriculture) was more evenly spread in the different groups. EDS6 (Carbon release) was clearly associated with urban ecosystems (Figure 4).

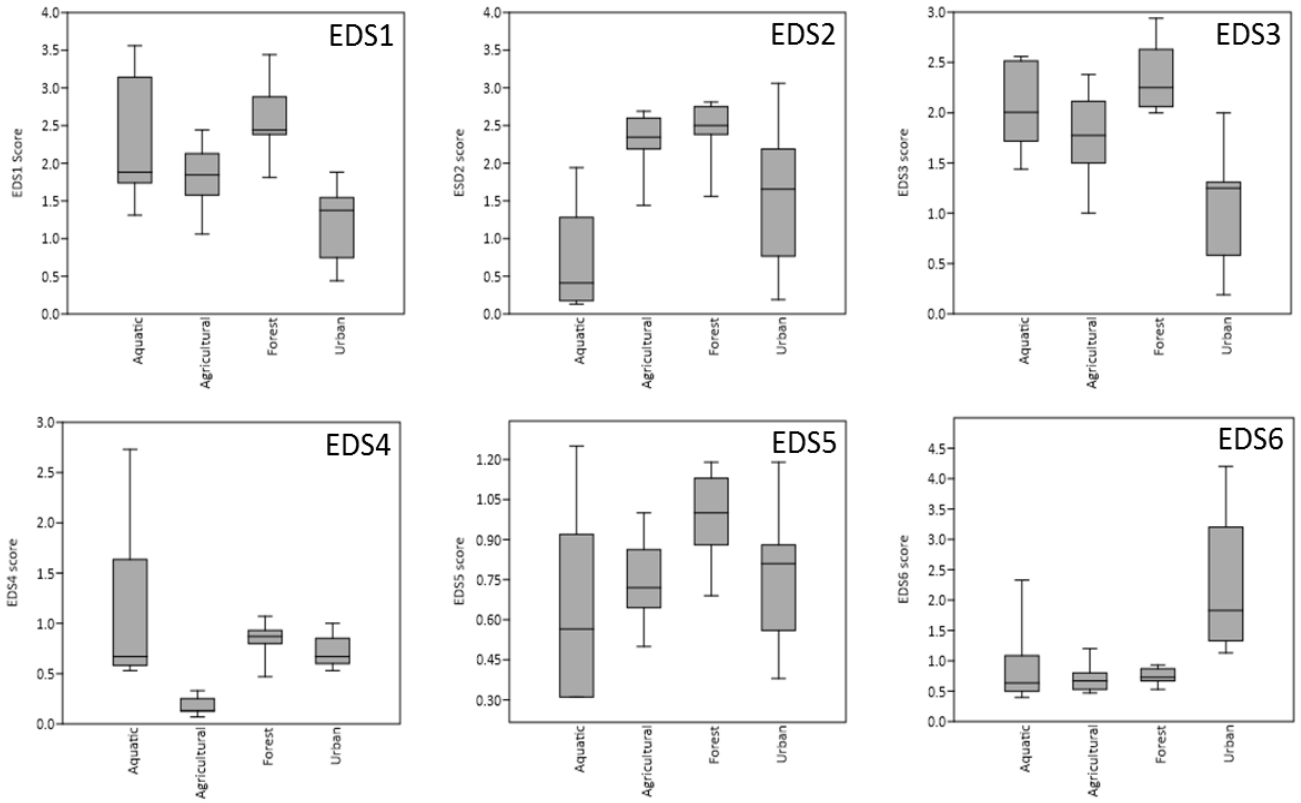


Figure 4. Box and whisker plots of the EDS scores grouped by broad ecosystem type: EDS1 (Wild animal attacks), EDS2 (Plant allergies and poisoning), EDS3 (Disease transmission), EDS4 (Damage to infrastructures), EDS5 (Pest damage to agriculture), EDS6 (Carbon release)

Table 2. Capacity matrix of ecosystem disservices on the Scarpe-Escaut Regional Natural Park
(Type of negative effects is based on Von Dohren and Hasse, 2015)

		Health impacts			Economic impacts		Ecological impacts
		Wild animal attacks	Plant allergies or poisoning	Disease transmission	Damage to infrastructure	Pest damage to agriculture	Carbon release
		EDS1	**EDS2**	**EDS3**	**EDS4**	**EDS5**	**EDS6**
Aquatic ecosystems		**2.25**	**0.69**	**2.05**	**1.08**	**0.64**	**0.87**
Freshwater	**ET1**	3.00	0.38	2.50	1.27	0.81	0.67
Bottom or shores of unvegetated water bodies	**ET2**	1.88	0.19	1.88	0.67	0.31	0.53
Aquatic vegetation	**ET3**	1.88	1.06	2.13	0.67	0.44	0.67
Running water	**ET4**	1.31	0.13	1.44	2.73	1.25	0.40
Submerged vegetation	**ET5**	1.88	0.44	1.81	0.60	0.31	0.60
Low marshes, transition bogs, springs	**ET6**	3.56	1.94	2.56	0.53	0.69	2.33
Agricultural ecosystems		**1.82**	**2.30**	**1.76**	**0.18**	**0.74**	**0.69**
Steppes and dry calcareous grasslands	**ET7**	1.94	2.25	1.81	0.20	0.81	0.67
Grasslands containing heavy metals	**ET8**	1.33	2.07	1.80	0.33	1.00	0.53
Acidic grasslands and fossil dunes	**ET9**	1.94	2.31	1.88	0.13	0.69	0.47
Wet margins with tall grass/weed	**ET10**	2.44	2.69	2.38	0.13	0.75	0.80
Wet meadows	**ET11**	2.19	2.63	2.19	0.13	0.50	0.87
Water's edge vegetation	**ET12**	2.38	2.38	2.25	0.27	0.56	0.80
Mesophilic grasslands	**ET13**	1.94	2.50	1.75	0.13	0.63	0.60
Fodder grasslands	**ET14**	1.63	2.63	1.50	0.13	0.69	0.47
Improved grasslands	**ET15**	1.56	2.19	1.38	0.13	0.69	0.73
Crops	**ET16**	1.06	1.44	1.00	0.33	1.00	1.20
Grass strips	**ET17**	1.75	2.38	1.69	0.13	0.75	0.53
Orchards	**ET18**	1.69	2.19	1.50	0.07	0.88	0.67
Forest ecosystems		**2.54**	**2.45**	**2.34**	**0.84**	**0.98**	**0.76**
Moors	**ET19**	2.44	2.50	2.25	0.47	0.88	0.53
Thickets	**ET20**	2.38	2.44	2.25	0.87	0.94	0.73
Deciduous Forests	**ET21**	2.88	2.81	2.63	0.93	1.00	0.73
Riparian forests, wet forests and wet thickets	**ET22**	3.44	2.75	2.94	0.80	1.06	0.93
Deciduous plantations	**ET23**	2.50	2.38	2.25	0.87	1.19	0.87
Conifer plantations	**ET24**	1.81	1.56	2.00	0.87	1.13	0.87
Hedgerows. tree alignments	**ET25**	2.38	2.69	2.06	1.07	0.69	0.67
Urban ecosystems		**1.25**	**1.55**	**1.11**	**0.72**	**0.76**	**2.24**
Urban parks and large gardens	**ET26**	1.50	3.06	1.25	0.87	0.38	1.33
Towns, villages and industrial sites	**ET27**	1.31	2.25	1.31	0.67	0.56	4.20
Active quarries	**ET28**	0.44	0.19	0.19	1.00	0.88	3.00
Abandoned quarries	**ET29**	1.56	1.56	1.31	0.53	0.56	1.13
Slag heaps	**ET30**	1.44	2.00	1.25	0.60	0.81	1.53
Railway and roadside fallows	**ET31**	1.31	1.75	1.19	0.80	1.19	2.13
Industrial water bodies	**ET32**	1.88	0.81	2.00	0.60	0.88	1.33
Road and rail networks	**ET33**	0.56	0.75	0.38	0.67	0.81	3.27
All ecosystem types		**1.91**	**1.88**	**1.77**	**0.61**	**0.78**	**1.12**

Forests were considered to generate more EDS than other broad ecosystem types, with a mean of 1.65 (median = 1.37, Kruskal-Wallis $H = 8.97$, $p = 0.03$), particularly for EDS1,

EDS2, EDS3 and EDS5. Aquatic ecosystems had high scores for EDS1 (Wild animal attacks) and EDS3 (Disease transmission). Agricultural ecosystems had high scores in Health impacts EDS2 and EDS3. Urban ecosystems had the highest score for EDS6 (Carbon release) and the lowest scores for Health Impacts (Figure 4).

Besides differences between broad ecosystem types, we found large differences in EDS scores between ecosystem types belonging to the same broad category, for example, EDS2 (Plant allergies and poisoning) in Urban ecosystem had scores ranging from 0.19 in Active quarries to 3.06 in Urban parks and large gardens (Table 2).

b) Comparing ES and EDS scores

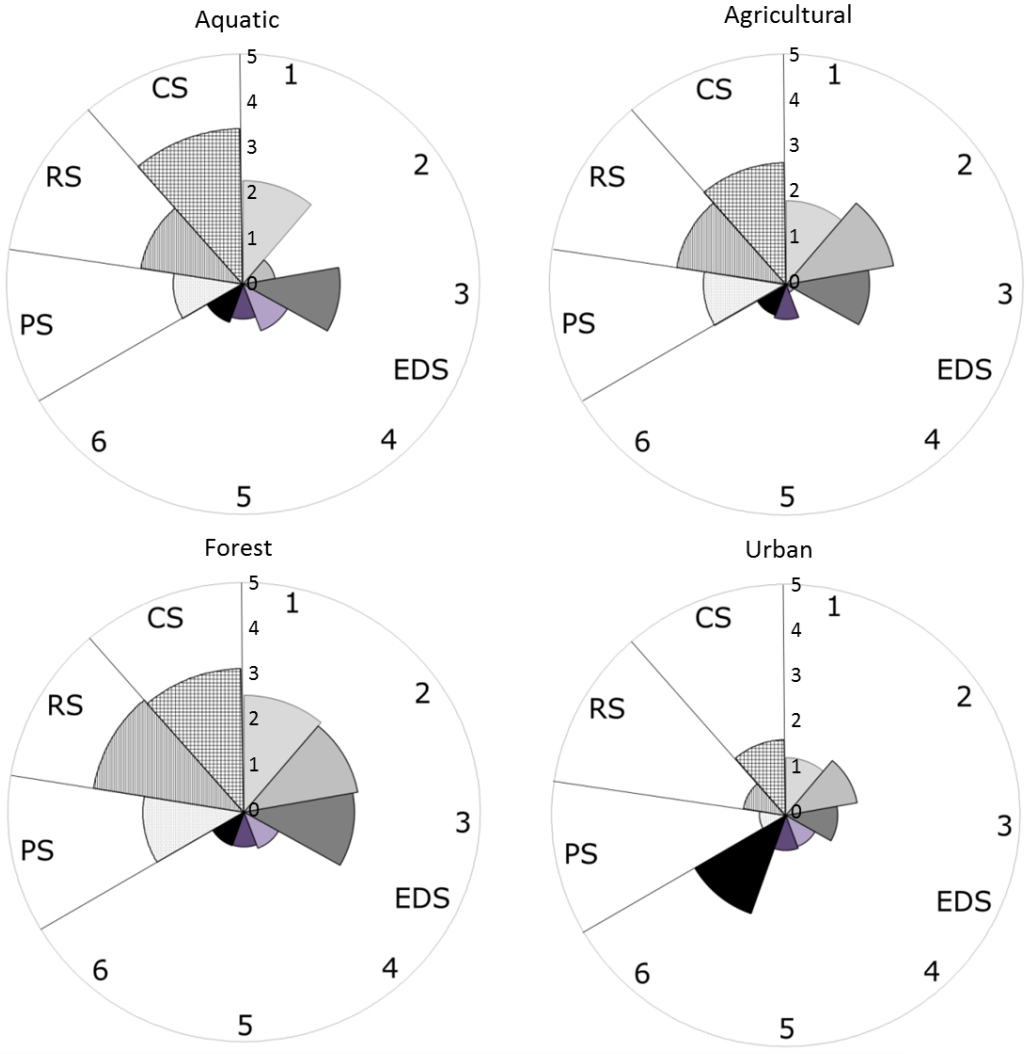


Figure 5. Bundles of the capacity of the four broad ecosystem types to generate EDS and ES types: EDS1 (Wild animal attacks), EDS2 (Plant allergies and poisoning), EDS3 (Disease transmission), EDS4 (Damage to infrastructure), EDS5 (Pest damage to agriculture), EDS6 (Carbon release), PS (Provisioning Services), RS (Regulating Services) and CS (Cultural Services). The wedges in the chart are same-shaped; their length (radius) indicates the capacity of the ecosystem type to generate ES and EDS.

The different broad ecosystem types had very different ES and EDS bundles (Figure5). Forest ecosystems were assigned the highest capacity to provide both ES and EDS, while urban ecosystems had the lowest (Figure 5). Aquatic and agricultural ecosystems had high ES scores and variable EDS scores. The agricultural ecosystem's relatively low average score of Provisioning services (1.6) resulted from the specialisation of agricultural systems. Crops had high plant food scores and low animal food scores. Meadows and grasslands displayed the reverse pattern. When averaging precise ES into a broad ES category this resulted in a low mean. We found that EDS (Carbon release) was particularly high for urban areas, but other ecosystem service and ecosystem disservice scores were low. This score is questionable since many carbon emissions result from the use of fossil fuels, and thus may not be considered as a direct ecosystem disservice.

There is a significant difference in profile of Confidence score (Conf. Score) frequencies between the EDS and the ES (Chi-squared Test = 75.34, df = 16, $p < 0.001$). The percentage of low confidence (Conf. Score = 1) was higher for ES than for EDS (Figure 6). In the chi-squared test, the contributions of EDS4 and EDS6 were particularly high (34% of the chi-squared value). For EDS4 (Damage to infrastructure) to EDS6 (Carbon release), a high proportion (>40%) of the participants felt "uncomfortable with their scores" (Conf. Score = 1). EDS1 (Wild animal attacks) and EDS2 (Plant allergies and poisoning) had confidence score profiles similar to those of ES (Figure 6).

c) Confidence scores

To explore the association patterns between EDS and ES, a Spearman's rho correlation matrix were computed (Table 3). The Health-Related EDS were the most closely correlated with a wide range of ES and between them (Table 3). EDS1 (Wild animal attacks) was significantly ($p < 0.05$) correlated with all ES, with highly significant ($p < 0.01$) correlations with RS9 (Storm protection), RS11 (Nuisance control), PS3 (Wild plants and fungi), PS4 (Wild animal provisioning services), and with CS1 (Emblematic) and CS2 (Existence). EDS2 (Plant allergies and poisoning) was significantly correlated with 17 ES out of 26, and highly significantly correlated with 2 ES (RS2 Erosion control and PS7 Secondary resources). ED3 (Disease transmission) was significantly correlated with 19 ES out of 26, and highly significantly correlated with 4 ES (RS3 Pest control, RS11 Nuisance control, PS4 Wild animal attacks and CS1 Emblematic). EDS4 (Damage to Infrastructure) was significantly and negatively correlated with only 2 ES (PS2 Reared animals and PS7 Secondary resources). EDS5 (Pest damage to agriculture) was not correlated to any ES. EDS6 (Carbon release) was negatively correlated with 10 ES and highly significantly with PS2 (Reared animals).

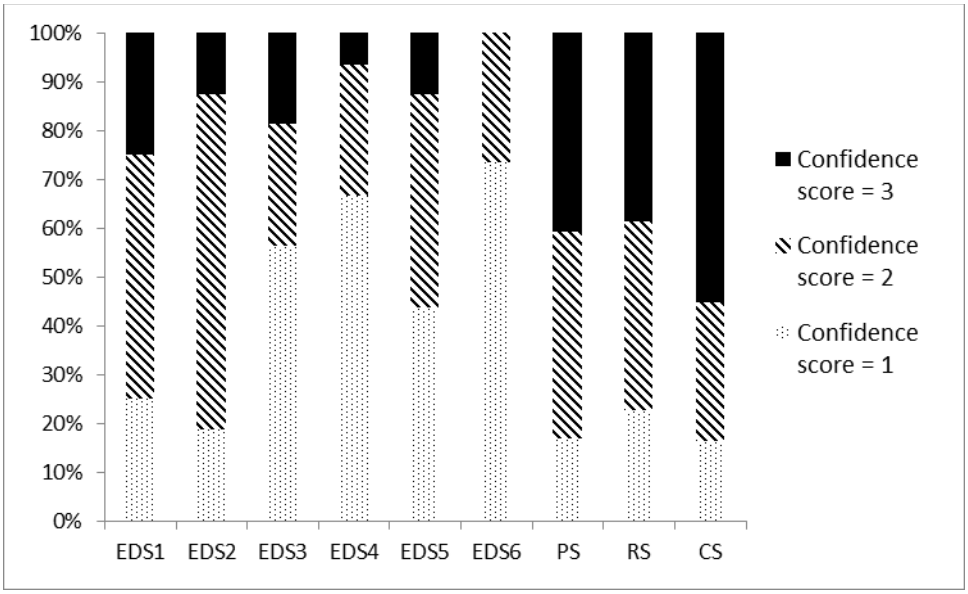


Figure 6. Percentage of the three different confidence scores for each EDS and each ES type: EDS1 (Wild animal attacks), EDS2 (Plant allergies and poisoning), EDS3 (Disease transmission), EDS4 (Damage to infrastructures), EDS5 (Pest damage to agriculture), EDS6 (Carbon release), PS (Provisioning Services), RS (Regulating Services) and CS (Cultural Services). Confidence score is expressed to high (=3) to low (=1)

d) ES and EDS correlations

To explore the association patterns between EDS and ES, a Spearman's rho correlation matrix were computed (Table 3). The Health-Related EDS were the most closely correlated with a wide range of ES and between them (Table 3). EDS1 (Wild animal attacks) was significantly ($p < 0.05$) correlated with all ES, with highly significant ($p < 0.01$) correlations with RS9 (Storm protection), RS11 (Nuisance control), PS3 (Wild plants and fungi), PS4 (Wild animal provisioning services), and with CS1 (Emblematic) and CS2 (Existence). EDS2 (Plant allergies and poisoning) was significantly correlated with 17 ES out of 26, and highly significantly correlated with 2 ES (RS2 Erosion control and PS7 Secondary resources). ED3 (Disease transmission) was significantly correlated with 19 ES out of 26, and highly significantly correlated with 4 ES (RS3 Pest control, RS11 Nuisance control, PS4 Wild animal attacks and CS1 Emblematic). EDS4 (Damage to Infrastructure) was significantly and negatively correlated with only 2 ES (PS2 Reared animals and PS7 Secondary resources). EDS5 (Pest damage to agriculture) was not correlated to any ES. EDS6 (Carbon release) was negatively correlated with 10 ES and highly significantly with PS2 (Reared animals).

Table 3. Spearman correlation matrix (significant correlations in bold, cell colour light grey $p < 0.05$; dark grey $p < 0.01$)

	Health			Economical		Ecological	Regulating Services (RS)										Provisioning Services (PS)									Cultural Services (CS)				
	Wild animal attacks	Plants and their pollens can cause allergies or poisoning	Disease transmission	Damage on infrastructures	Pest damages to agriculture	Carbon release	Atmospheric composition and climate regulation	Disease control	Pest control	Maintaining nursery populations and habitats	Pollination and Seed dispersal	Maintenance water quality	Maintenance soil quality/ Land/soil formation and composition	Mass stabilisation and control of erosion rates	Protection against storms	Protection against floods	Limitations of noise pollutions and odour and visual nuisances	Cultivated crops (including seaweed farming)	Reared animals and animals from aquaculture	Wild plants, algae, fungi and their outputs	Wild animals and their outputs	Drinking water	Materials and fibres	Secondary resources / Outputs from domestic food used for no human comsuption	Genetic materials	Biomass-based energy sources	Emblematic and symbolic	Existence and bequest	Aesthetic	Physical and experien-tial interactions	Knowledge, scientific and educational
	EDS1	EDS2	EDS3	EDS4	EDS5	EDS6	RS1	RS2	RS3	RS4	RS5	RS6	RS7	RS8	RS9	RS10	RS11	PS1	PS2	PS3	PS4	PS5	PS6	PS7	PS8	PS9	CS1	CS2	CS3	CS4	CS5
EDS1		**0.46**	**0.95**	0.01	-0.05	-0.22	**0.83**	**0.82**	**0.74**	**0.81**	**0.55**	**0.77**	**0.82**	**0.79**	**0.61**	**0.82**	**0.66**	**0.10**	**0.38**	**0.67**	**0.64**	**0.70**	**0.44**	**0.35**	**0.81**	**0.48**	**0.62**	**0.59**	**0.69**	**0.47**	**0.56**
EDS2			**0.38**	-0.24	-0.07	-0.08	**0.47**	**0.65**	**0.73**	0.30	**0.83**	**0.26**	**0.77**	**0.73**	**0.79**	**0.39**	**0.71**	0.32	0.25	**0.79**	0.25	0.09	**0.48**	**0.61**	**0.49**	**0.63**	0.31	**0.37**	**0.36**	**0.35**	0.25
EDS3				0.09	0.04	-0.24	**0.84**	**0.78**	**0.70**	**0.80**	**0.47**	**0.78**	**0.77**	**0.76**	**0.57**	**0.81**	**0.67**	0.03	0.28	**0.56**	**0.60**	**0.70**	**0.40**	0.21	**0.75**	**0.41**	**0.60**	**0.54**	**0.68**	**0.43**	**0.57**
EDS4					0.33	0.25	0.15	-0.17	-0.19	0.06	-0.32	0.02	-0.18	-0.13	-0.02	-0.07	0.04	-0.01	**-0.42**	-0.18	0.13	0.12	0.06	**-0.50**	-0.17	-0.02	0.05	0.00	0.06	0.26	0.02
EDS5					0.33	0.25	0.05	-0.04	0.06	-0.15	0.10	-0.23	0.01	0.03	0.11	-0.18	0.14	-0.09	-0.19	0.04	0.00	-0.16	0.23	-0.02	-0.10	0.30	0.01	-0.07	-0.09	0.01	-0.05
EDS6						0.08	-0.23	-0.32	**-0.45**	-0.31	-0.23	**-0.38**	-0.33	**-0.36**	-0.03	-0.33	-0.21	-0.26	**-0.61**	-0.25	**-0.56**	**-0.36**	0.15	-0.31	**-0.42**	0.00	**-0.36**	-0.26	**-0.38**	-0.14	**-0.35**

1.4. Discussion

Our study set out to evaluate the ecosystem disservices (EDS) in the Scarpe-Escaut Regional Natural Park and to compare them with the capacity of ecosystem services (ES) using an expert-based methodology.

EDS were acknowledged in the Park, but were estimated to be less important than the ES. At the design stage of the study, our exchanges with the local stakeholders (park managers) allowed to identify 6 key EDS for the territory. This figure can be compared to the 25 ES previously at a similar stage for the same territory. Similarly, Lugnot and Martin (2013) in Swedish agrosystems found that farmers identified an average 2.25 EDS for 13.12 ES (8 farmers interviewed, 18 EDS cited and 105 ES).

Our results show a general pattern of lower capacity of ecosystems to generate EDS compared with ES. Even though the measurement scales are not commensurable, we see that when we consider the scores associated with EDS and ES, in our study on average the EDS scores were 60% lower than the ES scores. If we consider not the average scores but the sum of ES and EDS scores, then the EDS scores are 17% of the ES scores. For the urban areas EDS had scores higher than ES, but this is due to the very low level of ES associated with urban areas, rather than very high levels of EDS. Some studies evaluating ES and EDS also found lower estimates for EDS than for ES. We can cite Ninan and Kontoleon (2016), who used a monetary valuation approach in Indian agricultural ecosystems. Their results indicated that the EDS score was close to 10% of the ES score.

Klimas *et al.* (2016), using a biophysical approach in urban forests, found that EDS (Carbon emission) was 9.3% of ES (Carbon sequestration).

Besides the valuation of ES and EDS capacity by the expert panel, we analysed an index rating the experts' confidence in their scores. The EDS with the lowest confidence scores were related to Economic impacts and Agricultural impacts, and the EDS related to human health had higher confidence scores. The two EDS linked to economic impacts, EDS4 (Damage to infrastructure) and EDS5 (Pest damage to agriculture), mostly concerned maintenance of municipal roads and infrastructure, and to a lesser extent maintenance of private properties and the agricultural sector. Carbon release had the lowest confidence score. From experts' remarks, it seems to be mostly unknown, in contrast to the capacity to sequester carbon. This implies that for a better reliability of some EDS scores, better knowledge of the Economic and Agricultural disservices needs to be considered by extending the expert panel.

In a third step, we looked for correlations between ES and EDS. We found some expected positive and significant correlations: EDS2 (Plant allergies or poisoning) and RS5 (Pollination and seed dispersal); EDS3 (Disease transmission) and RS2 (Disease control), and EDS3 (Disease transmission) and RS3 (Pest control). We also observed positive and significant to highly significant positive correlation patterns between ES and EDS related to health impacts. Based on the scores, EDS1 (Wild animal attacks), EDS2 (Plant allergies or poisoning) and EDS3 (Disease transmission) are strongly related to the capacity of an ecosystem to provide ecosystem services. This shows that the same ecosystem characteristics, functions or species groups can generate both positive and negative effects. For instance, some insect species can bite and be dangerous to human health, while others pollinate or control crop pests. Surprisingly, some expected correlations were not significant, such as EDS5 (Pest damage to agriculture) and RS3 (Pest control).

Further analyses and interviews would be needed to interpret these findings. Moreover, these correlations and lacks thereof have to be considered in the light of their low confidence scores. In an urban area of Melbourne, Dobbs *et al.* (2014) observed correlations between ES and EDS, such as Forest productivity and Infrastructure damage, or Climate mitigation and Allergens. These correlation patterns implied that management practices or policies aiming to promote ES were very likely to also increase EDS potentially affecting human health.

As a first integration of EDS on the capacity matrix, we acknowledge the limits of this approach expressed in particular in Hou *et al.* (2012), Jacobs *et al.* (2014) and Campagne *et al.* (2017). Scores are based on experts' knowledge and perceptions, and the ES and EDS scores should be considered as semi-quantitative or ordinal estimates of ecosystem capacity. However, the scoring approach has several qualities: it is integrative and provides estimates on a similar scale. Quantitative data very often raise the problem of comparability of ES/EDS potentials using different metrics. It could be argued that the possibilities of biophysical quantification of ecosystem services are still limited and, above all, that the results are expressed in different units that make their aggregation difficult and somehow meaningless. Expert knowledge based estimates might therefore be an efficient way to obtain a comprehensive measurement. As stated by Drescher *et al.* (2013) given that a rigorous method is used and that explicit steps in the process are followed, the use of expert knowledge in research can be as equally valid as the use of empirical data.

In other words, for objects as heterogeneous as ecosystem services whose commonality lies in the benefits they represent for human populations, assessment and valuation cannot always be separated. Indeed, it would have been interesting to be able to compare the results of expert judgments about the biophysical capacity with an economic valuation of the considered disservices. Comparing expert judgments with the aggregated measure of perceptions that is the foundation of economic assessments could have shed some perspective on the differences between the perception of experts and those of a wider population. But we did not realize such an economic valuation and the rare works in the literature did not allow to feed such an analysis from benefit transfers. Moreover, although some services can be economically evaluated with some accuracy or at least estimated within a reasonable range (e.g. there are many estimations of the costs of disease outbreaks, cost of purifying water, value of crops or forest products) and some ES / EDS can certainly be measured in rigorous, quantitative ways, such as carbon sequestration / emission, evaluation techniques are of little relevance to estimate a wide variety of services simultaneously and comparing measurements made with different methods is really tricky. Spangenberg and Settele (2010) even consider that despite an illusion of precision given by the rigorous methods used, the economic evaluation of services is based on conventional premises that preclude any claim to "objectively" calculating their score. The intrinsic complexities of estimating scores linked to ES or EDS, particularly those that cannot be easily quantified (some regulation services and most cultural services) question the reliability of many biophysical or economic valuation approaches (Aldred, 2006). In the case of economic valuation, the question of the value of services raises many problems (for a recent

synthesis, see Rey-Valette *et al.*, 2017), such as the perception and identification of services by social actors or the measure of option and non-use values.

Further analyses will be needed to test the comparability of scores from different ES or EDS, and especially the comparability of expert-based assessment scores with quantitative biophysical estimates or economic values. The scientific literature on the cost of ecosystem disservice is very limited. This is not surprising given that the literature on ecosystem disservices is itself limited, and the few articles that deal with the subject do not focus particularly on economic aspects, and when they do, only describe costs in qualitative terms (Escobedo *et al.*, 2011; Lyytimäki and Sipilä, 2009; Zhang *et al.*, 2007). Some evidence can be found in the literature regarding the EDS1 (Animal attacks), EDS2 (Plant allergies and poisoning) and EDS3 (Disease transmission) in medical and epidemiological studies. Notably, tick bites are associated with the transmission of several bacteria and viruses, and particularly Lyme borreliosis. The ticks (*Ixodes ricinus*) involved in this disease are significantly more abundant in deciduous forests, thickets and dense vegetation that shelter rodents and other mammal hosts (Lindgren and Jaenson, 2006), and where the highest scores for EDS1 are observed.

We conclude by agreeing that though not common practice (Von Döhren & Haase, 2015), ecosystem services assessments should consider both ecosystem services and disservices (Lyytimäki, 2014a; Ango *et al.*, 2014; Méral and Pesche, 2015; Vaz *et al.*, 2017), since identifying EDS would allow managers and stakeholders to explicitly address, manage and eventually mitigate some of the negative effects of ecosystem processes (Barot *et al.*, 2017; Maestre Andrés *et al.*, 2012), to understand the interrelated dynamics, and thereby to increase the analytical depth and policy-making relevance of the assessments (Lyytimäki, 2014a).

1.5. Conclusion

In our study, the expert knowledge elicitation method used enabled us to assess both ecosystem services and disservices amounts for a large number of different ecosystem types. Our results indicate a lower potential of the Scarpe-Escaut Regional National Park ecosystems to produce ecosystem disservices compared with ecosystem services. Although ecosystem disservices are acknowledged, they can be considered less important than the services, both in quantity (scores) and in variety (number of disservices).

We interpreted the significant positive correlations observed between ecosystem services and health disservices as resulting from similar ecosystem characteristics, functions and/or

species groups that can generate both positive and negative effects. As a consequence, management or policies options aiming to promote some ecosystem services will very likely result in increases in some ecosystem disservices as well. This highlights the importance of ecosystem services assessments that are not limited to the positive aspects only.

Moreover, considering ecosystem disservices with the general framework of ecosystem services is also a way to gain a better understanding of our natural environment, integrate our dependence on it, and thereby improve the perception of positive services. The participants in the evaluation acknowledged the importance of being able to express negative impacts of ecosystems and species in addition to recognising their benefits. We emphasise that it is important to evaluate both ecosystem disservices and ecosystem services to implement management of the ecosystems, while respecting the functioning of the ecosystems, to develop positive effects while limiting negative ones.

Finally, whatever progress can be made in the evaluation of disservices, damage will always be more perceived by certain categories of agents than by others, depending on their exposure and sensitivity.

References

Aldred, J. (2006). Incommensurability and monetary valuation. *Land economics*, 82(2), 141-161.

Ango, T.G., Börjeson, L., Senbeta, F., & Hylander, K. (2014). Balancing ecosystem services and disservices: smallholder farmers' use and management of forest and trees in an agricultural landscape in southwestern Ethiopia. *Ecology and Society,* 19(1), 30.

Barot, S., Yé, L., Abbadie, L., Blouin, M., & Frascaria, N. (2017). Ecosystem services must tackle anthropized ecosystems and ecological engineering. *Ecological Engineering*, 99(February), 486–495. doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.071

Burgin, A.J., Lazar, J.G., Groffman, P.M., Gold, A. J., & Kellogg, D.Q. (2013). Balancing nitrogen retention ecosystem services and greenhouse gas disservices at the landscape scale. *Ecological Engineering*, 56, 26–35. doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.05.003

Burkhard, B., Kroll, F., & Müller, F. (2009). Landscapes' Capacities to Provide Ecosystem Services – a Concept for Land-Cover Based Assessments. *Landscape Online*, 15(1), 1–22. doi.org/10.3097/LO.200915

Cai, W., Gibbs, D., Zhang, L., Ferrier, G., & Cai, Y. (2017). Identifying hotspots and management of critical ecosystem services in rapidly urbanizing Yangtze River Delta Region, China. Journal of Environmental Management, 191, 258–267. doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.01.003

Campagne, C.S., Roche, P., Gosselin, F., Tschanz, L., & Tatoni, T. (2017). Expert-based ecosystem services capacity matrices: Dealing with scoring variability. *Ecological Indicators*, 79, 63–72. doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.03.043

Cotillon, S. (2013). Impacts of Land Cover Changes on Ecosystem Services Delivery in the Black Hills Ecoregion from 1950 to 2010. Theses and Dissertations. 1145. http://openprairie.sdstate.edu/etd/1145

Depellegrin, D., Pereira, P., Misiunė, I., & Egarter-Vigl, L. (2016). Mapping ecosystem services potential in Lithuania. International Journal of Sustainable Development & World Ecology, 4509(February), 1–15. doi.org/10.1080/13504509.2016.1146176

Drescher, M., Perera, A.H., Johnson, C.J., Buse, L.J., Drew, C.A., Burgman, M.A., (2013). Toward rigorous use of expert knowledge in ecological research. *Ecosphere* 4, 1–26.

Dobbs, C., Kendal, D., & Nitschke, C.R. (2014). Multiple ecosystem services and disservices of the urban forest establishing their connections with landscape structure and sociodemographics. *Ecological Indicators*, 43, 44–55. doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.007

Dunn, R.R. (2010). Global Mapping of Ecosystem Disservices: The Unspoken Reality that Nature Sometimes Kills us. *Biotropica*, 42(5), 555–557. doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00698.x

Escobedo, F.J., Kroeger, T., & Wagner, J. E. (2011). Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental Pollution*, 159(8–9), 2078–2087. doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.010

Fazey, I., Fazey, J. A., Salisbury, J. G., Lindenmayer, D. B., & Dovers, S. (2006). The nature and role of experiential knowledge for environmental conservation. *Environmental Conservation,* 33, 1–10.

Fischer, A., & Eastwood, A. (2016). Coproduction of ecosystem services as human-nature interactions-An analytical framework. *Land Use Policy*, 52. doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.12.004

Haines-Young, R., & Potschin, M., (2013). CICES V4.3 – Report Prepared Following Consultation on CICES Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003.

Hammer, Ø., Harper, D.A.T., & P. D. Ryan. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Palaeontologia Electronica 4(1): 9pp

Hermann, A., Kuttner, M., Hainz-Renetzeder, C., Konkoly-Gyuró, É., Tirászi, Á., Brandenburg, C., Allex, B., Ziener, K., Wrbka, T., 2014. Assessment framework for landscape services in European cultural landscapes: An Austrian Hungarian case study. Ecol. Indic. 37, 229–240. doi:10.1016/j.ecolind.2013.01.019

Hof, C., Araújo, M.B., Jetz, W., & Rahbek, C. (2011). Additive threats from pathogens, climate and land-use change for global amphibian diversity. *Nature*, (September), 1–17. doi.org/10.1038/nature10650

Hou, Y., Burkhard, B., & Müller, F. (2012). Uncertainties in landscape analysis and ecosystem service assessment. *Journal of Environmental Management*, 127, S117-31. doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.12.002

Jacobs, S., Burkhard, B., Van Daele, T., Staes, J., & Schneiders, A. (2014). "The Matrix Reloaded": A review of expert knowledge use for mapping ecosystem services. *Ecological Modelling*, 295, 21–30. doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.08.024

Kaiser, G., Burkhard, B., Römer, H., Sangkaew, S., Graterol, R., Haitook, T., Sterr, H., Sakuna-Schwartz, D., 2013. Mapping tsunami impacts on land cover and related ecosystem service supply in Phang Nga, Thailand. Nat. Hazards Earth Syst. Sci. 13, 3095–3111. doi:10.5194/nhess-13-3095-2013

Kareiva, P., Watts, S., McDonald, R., & Boucher, T. (2007). Domesticated nature: shaping landscapes and ecosystems for human welfare. *Science*, 316(5833), 1866-1869.

Klimas, C., Williams, A., Hoff, M., Lawrence, B., Thompson, J., & Montgomery, J. (2016). Valuing ecosystem services and disservices across heterogeneous green spaces. *Sustainability* (Switzerland), 8(9), 1–21. doi.org/10.3390/su8090853

Kopperoinen, L., Itkonen, P., & Niemelä, J. (2014). Using expert knowledge in combining green infrastructure and ecosystem services in land use planning: An insight into a new place-based methodology. *Landscape Ecology*, 29(8). doi.org/10.1007/s10980-014-0014-2

Kroll, F., Müller, F., Haase, D., & Fohrer, N. (2012). Rural–urban gradient analysis of ecosystem services supply and demand dynamics. Land Use Policy, 29(3), 521–535. doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.07.008

Lele, S., Springate-Baginski, O., Lakerveld, R., Deb, D., & Dash, P. (2013). Ecosystem Services: Origins, Contributions, Pitfalls, and Alternatives. *Conservation and Society*, 11(4), 343. doi.org/10.4103/0972-4923.125752

Lindgren, E., & Jaenson, T.G.T. (2006). Lyme borreliosis in Europe: influences of climate and climate change, epidemiology, ecology and adaptation measures. World Health Organization, 35.

Lugnot, M., & Martin, G. (2013). Biodiversity provides ecosystem services: Scientific results versus stakeholders' knowledge. *Regional Environmental Change*, 13(6), 1145–1155. doi.org/10.1007/s10113-013-0426-6

Lyytimäki, J. (2014a). Bad nature: Newspaper representations of ecosystem disservices. *Urban Forestry and Urban Greening,* 13(3), 418–424. doi.org/10.1016/j.ufug.2014.04.005

Lyytimäki, J. (2014b). Ecosystem disservices: Embrace the catchword. *Ecosystem Services*, 12(October 2014), 2212. doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.11.008

Lyytimäki, J., & Sipilä, M. (2009). Hopping on one leg – The challenge of ecosystem disservices for urban green management. *Urban Forestry & Urban Greening*, 8(4), 309-315.

Lyytimäki, J., Petersen, L. K., Normander, B., & Bezák, P. (2008). Nature as a nuisance? Ecosystem services and disservices to urban lifestyle. *Environmental Sciences*, 5(3), 161-172.

Maestre Andrés, S., Calvet Mir, L., van den Bergh, J.C.J.M., Ring, I., & Verburg, P.H. (2012). Ineffective biodiversity policy due to five rebound effects. Ecosystem Services, 1(1), 101–110. doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.003

Maresca, B., Vandebroucke, S., Mercurio, G., Brice, L., Petit, O., Calvo-Mendieta, I., Carnoye, L., Maillefert, M., Masson, E., Julliard, R., Schwartz, A., Tesnière, C., & Duhayon G., (2014) Les Services Écosystémiques du parc naturel régional Scarpe-Escaut : Évaluation et approche Prospective (SESEEP), CRÉDOC, MESHS, MNHN, SE-RNP, 59p.

Martin, T.G., Burgman, M.A., Fidler, F., Kuhnert, P.M., Low-Choy, S., McBride, M., & Mengersen, K., (2012). Eliciting expert knowledge in conservation science. *Conserv. Biol*. 26 (1), 29–38.

Méral, P., & Pesche D. (2015). Préface; In R. Muradian, Les services écosystémiques. Repenser les relations nature et société, Ed. Quae (Nature et Société), Paris, 298p.

Millennium Ecosystem Assessment MEA, (2005). Ecosystem and Human Well-Being, General Synthesis. Island Press, Washington D.C.

Morère, L., & Glon, E. (2016). Les défis de la gouvernance pour concilier protection et valorisation territoriales d'une ressource. Le cas du programme « Agriculture et zones humides » du Parc naturel régional Scarpe-Escaut. Développement durable et territoires - Économie, géographie, politique, droit, sociologie, 7(3), 23p.

Nedkov, S., Gikov, A., Nikolova, M., Dimitrov, P., & Gachev, E. (2014). Mapping Ecosystem Services Supply in Mountain Areas: a Case Study of Seven Rila Lakes, Bulgaria. 5th International Conference on Cartography and GIS, June 15-21, 2014 Riviera, Bulgaria, (JUNE).

Ninan, K.N., & Kontoleon, A. (2016). Valuing forest ecosystem services and disservices - Case study of a protected area in India. *Ecosystem Services*, 20, 1–14. doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.05.001

R Development Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing URL: https://www.R-project.org/.

Rasmussen, L.V., Christensen, A.E., Danielsen, F., Dawson, N., Martin, A., Mertz, O., Sikor, T., Thongmanivong, S., & Xaydongvanh, P., (2017). From food to pest: Conversion factors determine switches between ecosystem services and disservices. Ambio 46, 173–183. doi:10.1007/s13280-016-0813-6

Rey-Valette H., Mathé, S., & Salles, J.-M. (2017). An assessment method of ecosystem services based on stakeholders perceptions: the Rapid Ecosystem Services Participatory Appraisal (RESPA). *Ecosystem Services*, available online on August 11.

Rodríguez-Vargas, A. & Marburg, P., (2011). A Deliberative Economics of Ecosystems and Biodiversity. 9th Conference of European Society for Ecological Economics ''Advancing Ecological Economics: Theory and Practice" Istanbul, Jun 14–17, 2011.

Sabatier, R., Meyer, K., Wiegand, K., & Clough, Y. (2013). Non-linear effects of pesticide application on biodiversity-driven ecosystem services and disservices in a cacao agroecosystem: A modeling study. *Basic and Applied Ecology*, 14(2), 115–125. doi.org/10.1016/j.baae.2012.12.006

Saunders, M.E., & Luck, G.W. (2016). Limitations of the ecosystem services versus disservices dichotomy. *Conservation Biology*, 30(6), 1363–1365. doi.org/10.1111/cobi.12740

Scarpe Escaut Regional Natural Park & Hauts-de-France Region (historically Nord-Pas-de-Calais Region), (2010) Charte 2010-2022. 129p. (available online http://www.pnr-scarpe-escaut.fr/sites/default/files/charte_pnrse_definitive_bdef.pdf)

Schaubroeck, T. (2017). A need for equal consideration of ecosystem disservices and services when valuing nature; countering arguments against disservices. *Ecosystem Services*, 26, 95–97. doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.06.009

Schaubroeck, T., Deckmyn, G., Giot, O., Campioli, M., Vanpoucke, C., Dewulf, J., Verheyen, K., Rugani, B., Achten, W.M.J., & Muys, B., (2016). Environmental impact assessment and monetary ecosystem service valuation of an ecosystem under different future environmental change and management scenarios; a case study of a Scots pine forest. J. Environ. Manage. doi:10.1016/j.jenvman.2016.03.005

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. doi:10.1007/s10021-015-9952-z

Shapiro, J., & Baldi, A.(2014). Accurate accounting: How to balance ecosystem services and disservices. *Ecosystem Services*, 7, 201–202. doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.01.002

Spangenberg, J. H., & Settele, J. (2010). Precisely incorrect? Monetising the value of ecosystem services. *Ecological Complexity*, 7(3), 327-337.

Stoll, S., Frenzel, M., Burkhard, B., Adamescu, M., Augustaitis, A., Baeßler, C., Bonet, F.J., Carranza, M.L., Cazacu, C., Cosor, G.L., Díaz-Delgado, R., Grandin, U., Haase, P., Hämäläinen, H., Loke, R., Müller, J., Stanisci, A., Staszewski, T., Müller, F., 2015. Assessment of ecosystem integrity

and service gradients across Europe using the LTER Europe network. Ecol. Modell. 295, 13. doi:10.1016/j.ecolmodel.2014.06.019

Swain, H.M., Boughton, E.H., Bohlen, P.J., & Lollis, L.O. (2013). Trade-Offs Among Ecosystem Services and Disservices on a Florida Ranch. *Rangelands*, 35(5), 75–87. doi.org/10.2111/RANGELANDS-D-13-00053.1

Vaz, A.S., Kueffer, C., Kull, C.A., Richardson, D.M., Vicente, J.R., Kühn, I., Schröter, M., Hauck, J., Bonn, A., Honrado, J.P., 2017. Integrating ecosystem services and disservices: insights from plant invasions. Ecosyst. Serv. 23, 94–107. doi:10.1016/j.ecoser.2016.11.017

Vihervaara, P., Kumpula, T., Tanskanen, A., & Burkhard, B. (2010). Ecosystem services–A tool for sustainable management of human–environment systems. Case study Finnish Forest Lapland. Ecological Complexity, 7(3), 410–420. doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.12.002

Villa, F., Bagstad, K.J., Voigt, B., Johnson, G.W., Athanasiadis, I.N., & Balbi, S. (2014). The misconception of ecosystem disservices: How a catchy term may yield the wrong messages for science and society. *Ecosystem Services*, 10, 52–53. doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.09.003

Von Döhren, P., & Haase, D. (2015). Ecosystem disservices research: A review of the state of the art with a focus on cities. *Ecological Indicators*, 52, 490–497. doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.12.027

Zhang, W., Ricketts, T.H., Kremen, C., Carney, K., & Swinton, S.M. (2007). Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics*, 64(2), 253-260.

2. From ecosystem integrity to ecosystem condition: a continuity of notions supporting different aspects of ecosystems sustainability

Roche P. K. and **Campagne C. S.** (2017) From ecosystem integrity to ecosystem condition: a continuity of notions supporting different aspects of ecosystems sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability.* 29:63-68
https://doi.org/10.1016/j.cosust.2017.12.009

2.1. Introduction

Environmental and ecological literatures, that discuss the state of ecosystems, use various different wordings and concepts to conceptualize and describe the degree of intactness of ecosystems. Their agendas range from ethical considerations on pristine and untouched nature [1] to very practical issues such as evaluating degradation of ecosystems [2]. The notion of nature itself has several meanings that are related to perception ecosystem intactness from the origin, the innate disposition of things to the organization of the world elements untouched by the human activities. The upshot is that policies setting conservation and sustainability target-states to secure long-term maintenance of ecosystems, are framed in different terms, such as ecosystem integrity, ecosystem condition, ecosystem state or ecosystem health [3,4]. Despite this diversity of terms linked to what—for simplicity's sake—we will call 'ecosystem integrity' here, the notion and its different uses have proven useful for conservation science and easily understandable for decision makers and the public [5–7]. Nevertheless, although apparently simple and relatively easy to communicate to stakeholders and citizens, the 'ecosystem integrity' notion can lead to approximate and badly-defined concepts. Ecosystem integrity is a notion with many meanings encompassing several aspects from wilderness, intactness, health and functioning to quality, resilience and many more [5,7–10]. Ecosystem integrity has basically two components: *integrity*—"*the state of being unimpaired, sound*" and "*the quality or condition of being whole or complete*" [8,9,11]—and *ecosystem*—the system of interacting physico-chemical environment and wildlife. Here we clarify the cloud of concepts associated with ecosystem integrity to provide a more consistent definition that can frame a more coherent set of indicators and references. Earlier studies have attempted to clarify the concepts behind the notion of ecosystem integrity (e.g. 5,7,9). Here we aim to advance by providing a comprehensive picture of the current notions and their applications from the ecological and ecosystem perspective. Based on review of a wide range of studies and approaches on ecosystem integrity with overlapping wordings (e.g. ecosystem integrity, ecosystem and ecological quality, ecosystem condition and ecosystem health) we clarify the key concepts and specificities associated to the different forms of ecosystem integrity. We go on to discuss applications of these forms of

ecosystem integrity for conservation and sustainable ecosystems policies and the sustainability of the services they provide to people.

2.2. Different terms and concepts related to ecosystem integrity

Integrity first entered ecological science in Leopold's book [1] that linked philosophical and biological notions: "*A thing is right when it tends to preserve the integrity, stability, and beauty of the biotic community*". Cairns (1977) later proposed a more ecologically-refined definition[12], in line with the analytical thinking of the time: "*The summation of chemical, physical and biological integrity can be equated with ecological integrity. A system possessing integrity can withstand, and recover from, most perturbations imposed by natural environmental processes, as well as many major disruptions induced by man*". The literature has since come up with many other definitions mobilizing all or some of the concepts of ecosystem integrity (e.g. 14–16). 'Ecosystem integrity' is referred to in EU environmental policy in the Habitats Directive [refined in [16]. Reza & Abdullah [7] noted that "*Ecological integrity has emerged as a fundamental basis for the implementation of natural resource protection, for example, the Clean Water Act (CWA) in 1972 in the United States* [6] *and the Austrian Water Act in 1990* [17]".

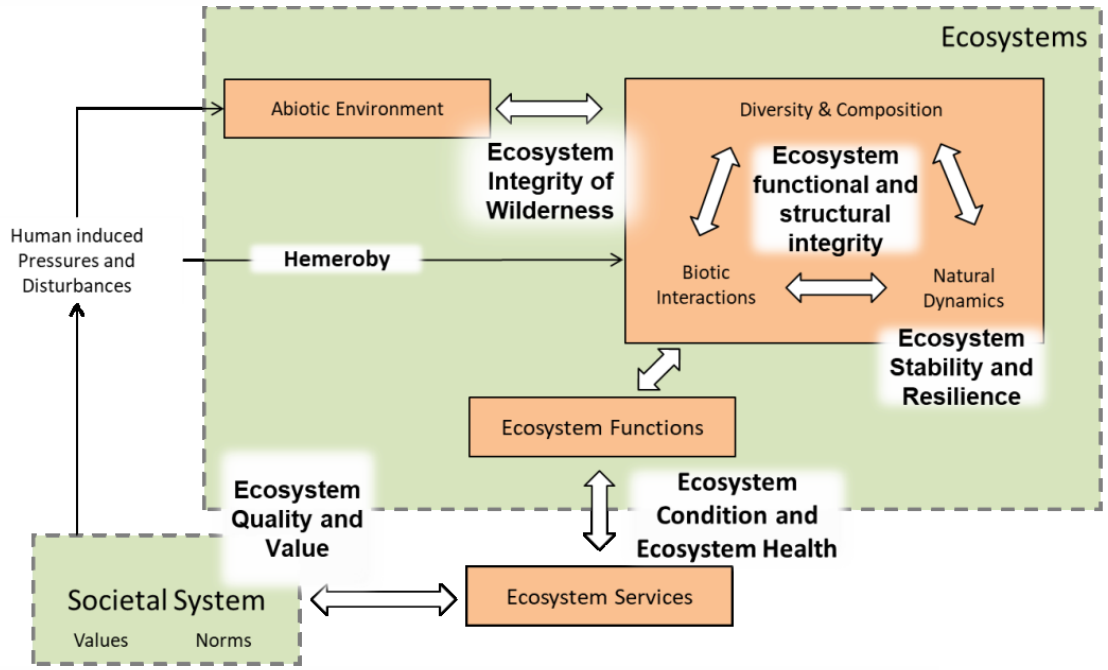


Figure 1: The 5 identified forms of ecosystem integrity (in bold type) positioned within a framework of human system–ecosystem interactions based on Tomimatsu *et al.* (2013). The position of the different ecosystem integrity forms expresses their place within to ecosystem and societal system interactions.

Based on a review of 58 scientific papers that use concepts and propose indicators related to ecosystem integrity, we identified five major forms of ecosystem integrity concepts that can be further assembled into two main strands related to the wider divide between nature conservation (Forms A, B and C) and human use of nature (Forms D and E). These forms include ecosystem integrity of wilderness, ecosystem functional and structural integrity, ecosystem stability and resilience, ecosystem condition and ecosystem quality and value, and can be placed within a socioecological framework (Figure 1).

1. Nature conservation

The notion of 'ecosystem integrity' relates to the conservation movement and non-anthropocentric views of nature [18]. It refers to the natural state of ecosystems and processes (Figure 1). The focus is generally on biodiversity or the living components of ecosystems, where the crux is the issue is the capacity of ecosystems to support wildlife. This integrity is considered the foundation of life on earth and a fact that cannot be negotiated [18]. This view has prompted debate, as it is seen as conveying the idea that humans are not part of ecosystems [19–21]: nature is complete and 'natural' when there are no human activities modifying it or—if humans are part of nature—when their activities are not considered as pushing the ecosystems away from integrity. Nevertheless, many claims emerged that human capacities have clearly altered ecosystems beyond the range of capacities of any other animal species and have thus significantly modified the planet's natural ecosystems by moving them outside the range of their natural dynamics [9,22]. Human activities can, off course, create functional and healthy ecosystems, but such ecosystems would not fit this definition of ecosystem integrity since they result from human management [23].

Ecosystem Integrity of wilderness

This form of ecosystem integrity represents the state of being unimpaired and/or unaltered by human activities and its complementary anthropogenic pressures and disturbances. Such integrity would be considered in conservation biology as an absolute state of being whole, entire or undiminished, a sound unimpaired or perfect condition [18] and humans are not part of ecosystems [19–21]. It stems from the early considerations of integrity as referred to by Leopold [1]. This acceptation of ecosystem integrity of wilderness has strong ethical and moral roots, some presented by Manuel-Navarrete *et al.* [24] as this concept is related to the Wilderness-normative discourse. The wilderness state is usually evaluated using biodiversity and/or the degree of isolation from human influence. Wilderness areas generally designate set aside, biologically intact and legally protected nature areas where human activities are

strictly controlled and minimized. In Europe, the associated notion of naturalness is akin to wilderness but is mainly related to indicators of non-management and the occurrence of indicating species or microhabitats [25,26].

Ecosystem Functional and Structural Integrity

Conservation ecology and ecosystem management address 'integrity' through the prism of natural dynamics and functioning of ecosystems. Both are thus more process-focused than state-focused which make the differentiation with the 'wilderness integrity'. Accordingly, one form of ecosystem integrity could be defined based on evidence of non-alteration of natural processes, such as natural disturbance regimes (i.e. flooding patterns in river beds or natural forest gap disturbances caused by dying treefalls [9,27,28]. According to the Society for Ecological Restoration, the good health of an ecosystem is the state or condition *"in which its dynamic attributes are expressed within normal ranges of activity relative to its ecological stage of development*". Barkmann *et al.* [14] also referred to functional ecosystem integrity as a political target for the preservation against non-specific ecological risks that are general disturbances of the self-organizing capacity of ecological systems. Based on ecosystems and landscape functioning, this notion is particularly interesting as it relates to maintaining the evolutionary capacities of systems rather than their current levels of diversity.

Ecosystem Stability and Resilience

This ecosystem integrity form is linked to the previous form but focusses more on species and community responses. Andreasen *et al.* [5] proposed that natural ecosystems also possess high capacities of resistance and resilience to disturbances—be they natural or anthropogenic. A resistant system is a system that changes little following a disturbance, whereas a resilient system is a system that quickly and/or efficiently recovers its state following a disturbance [5]. Parrish *et al.* [15] gave a closely-related definition: "*An ecological system or species has integrity or is viable when its dominant ecological characteristics … can withstand and recover from most perturbations imposed by natural environmental dynamics or human disruptions".* These definitions rely on the observation that natural ecosystems usually possess high species and functional diversities and also redundancy. They thus possess higher resistance and resilience capacities than impaired ecosystems.

2. Human use of nature

The notion of ecosystem 'condition' (including ecosystem health and ecosystem quality) is used and related to a more a anthropocentric vision of nature [29–31], either as the state of the ecosystem in response to human pressures and disturbances or as the ability to continue to provide services to people. Linked to Human use of nature, there are at the interface of the

ecosystems and the societal system (Figure 1). Seen from this perspective, this notion of ecosystem condition is compatible with human management and disturbances, since it clearly refers to the capacity of ecosystems to provide humans with services and resources over the long term [8,32–35]. However, as stated in Hull *et al.* [23], "*there also seems general agreement that human intervention can produce healthy and sustainable ecosystems, but that such systems are less likely to have integrity*". This means that improved systems that could sustainably provide ecosystem services, cannot be considered as having a high ecological condition. This point is important for many agroecosystems and high-nature-value areas whose state and biodiversity result from strong and ancient human management. The focus is more on the sustainability of natural resources, environment and ecosystem services to people.

Ecosystem condition

The recent development of the ecosystem-services approach and sustainable use of natural resources has brought a resurgence in using ecosystem integrity as a measurement of ecological condition or capacity to maintain fundamental ecological functions and sustainably deliver ecosystem services and resources [10,31,36]. This form of ecosystem integrity links an ecosystem's capacity to sustainably provide services and resources to satisfying both natural and human needs. It assimilates the concepts of ecological health [4,37,38], ecosystem condition [39–42] and ecosystem integrity [5,31,36,43]. Ecosystem condition can be defined as "… *the sum of biophysical properties that underpin services*" [42] or as "*…the effective capacity of an ecosystem to provide services, relative to its potential capacity*" [29]. Ecosystem *health* is another widely used notion that appears to overlap with ecosystem *condition*. Karr [3] defines ecosystem health as the ability of the environment to maintain a good condition within a site, regardless of how the site is managed, as long as the management does not degrade the site for future uses.

Ecosystem Quality and Value

Another aspect of the ecosystem integrity notion encompasses legal status, societal targets and the values associated to ecosystems [5,10,14]. From this perspective, ecosystem integrity is defined by goals and objectives of ecological quality and conservation state that fit with societal demands. This definition has roots in the previous forms of integrity but is operationalized by translations into 'evaluable' targets. This form ties into what Manuel-Navarrete *et al.* [24] defined as the systematic-normative discourse and ecosystemic-pluralistic discourse, where ecosystem integrity is defined either as a norm (even though based on ecological knowledge) or as a participatory definition of what is considered 'integrity' after a negotiation phase involving not just experts but society-wide stakeholders

[24]. In resource-based systems, such as forests, fisheries and croplands, decision-makers are inclined to channel efforts into keeping the system within desirable stability domains that guarantee optimal exploitation rates [9], and will thus directly relate ecological quality to ecological condition.

2.3. Uses and indicators

The two strands and the different forms of 'ecosystem integrity' can be related to different set of indicators and different management and policy targets. With the focus on the conservation of ecosystems and of biodiversity, the first strand and the first three forms of 'ecosystem integrity' can be addressed with sets of indicators based primarily on biodiversity data, species composition, natural ranges of disturbances, ecosystem processes and remoteness from human activities (Table 1). As an example, the concept of hemeroby, that is generally associated with naturalness, proposes that 'natural' state or ahemeroby can defined by the absence evidence of past and actual human management [20]. The values of Hemeroby index are determined by the degree of occurrences of human pressures, generally gauged through land use, landscape patterns and species assemblages [24]. Kovarik in 1999 defined hemeroby as "*the sum of the effects of past and present human activities on the current site conditions or vegetation which prevent the development to a final state"* [44]. The hemeroby literature mobilizes somehow cumbersome terminologies, but it does provide practical guidelines and relatively practical system scales ranging from unaltered to completely artificialized [20]. As a matter of that, the first strand of 'ecosystem integrity' relies predominantly on ecological and ecosystems methods and metrics.

The second strand focusing on the human use of nature rely on indicators directly related to the capacity of ecosystems to sustainably support the provision of ecosystem services (i.e. productivity, energy fluxes and nutrient cycling) or can be determined based on societal preferences regarding preferred ecosystem features (table 1). Some authors make no distinction between 'ecosystem integrity' and the less and less used wording 'supporting services' [31,45]. Sets of indicators that could be used, include NPP, Leaf Area Index (LAI), nutrient cycling, energy efficiency and some forms of. For the 'Ecosystem quality', potential indicators could include red-list species, absence of pollution, aesthetic values or human health based criteria [18].

Table 1: The five forms of ecosystem integrity and potential categories of indicators

Strands	Forms	Definition	Examples of potential indicators	Conservation	Human
Nature conservation	Ecosystem integrity of wilderness	An absolute state of being entire, in perfect condition and unimpaired by human activities.	Biodiversity Composition Human activity Hemeroby index	+++	–
	Ecosystem functional and structural integrity	A state in which the dynamic attributes are expressed in normal ranges of variability relative to its evolutionary stage of development.	Food webs Vegetation cover Habitat fragmentation	++	–
	Ecosystem stability and resilience	The ability to withstand and recover from most perturbations imposed by natural environmental dynamics or human disruptions.	Species traits Spatial connectivity Resilience capacity	++	+
Human use of nature	Ecosystem condition	The capacity and the ability of an ecosystem to provide the services that human expect.	NPP Energy efficiency Nutrient cycling Structure and patterns	–	+++
	Ecological quality and value	A norm or a state with reference to what is considered as a good state for humans and societal needs.	Red list species Aesthetic value Natural heritage Absence of pollutions	+	++

2.4. Conclusions

In this paper we propose a clarification of the 'ecosystem integrity' concept by identifying different forms. Neither the two main strands nor the five forms of ecosystem integrity proposed should be opposed or used alternatively, but instead considered in a multifaceted integrated approach to ecosystem integrity that encompasses both ecosystem conservation issues and the sustainable use of ecosystem by human.

Being more clear on what is form of 'ecosystem integrity" is addressed will facilitate operationalization of this concept and a more direct linkage with different ecosystem properties and functions.

References

1. Leopold A: **A Sand County Almanac**. Oxford University Press; 1949.
2. Jungwirth M, Muhar S, Schmutz S: **Re-estabilishing and assessing ecological integrity in riverine landscapes**. Freshw Biol 2002, 47:867–887.
3. Karr JR: **Assessment of Biotic Integrity Using Fish**. Ecol Appl 1991, 1:66–84.
4. Rapport DJ: **What Constitutes Ecosystem Health**? Perspect Biol Med 1989, 33:120–132.
5. ** Andreasen JK, O'Neill R V, Noss RF, Slosser NC: **Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity**. Ecol Indic 2001, 1:21–35.
   "Introduce the notion of ecological intergrity and some related aspects and propose a way to integrate several metrics related terrestrial ecological integrity."
6. Barbour MT, Swietlik WF, Jackson SK, Courtemanch DL, Davies SP, Yoder CO: **Measuring the attainment of biological integrity in the USA: a critical element of ecological integrity.** Hydrobiologia 2000, 453:422–423.
7. Reza MIH, Abdullah SA: **Regional Index of Ecological Integrity: A need for sustainable management of natural resources**. Ecol Indic 2011, 11:220–229.
8. Czech B: **Chronological Frame of Reference for Ecological Integrity and Natural Conditions**, A. Nat Resour J 2004, 44:1–21.
9. ** Leo GA De, Levin S: **The multifaceted aspects of ecosystem integrity**. Conserv Ecol 1997, 1:3.
   "Discuss the concept of ecosystem integrity and present of very clear view of theoretical concepts behind it. Propose to integrate it with societal issues such as economy and ecosystem management."
10. Müller F: **Indicating ecosystem and landscape organisation**. Ecol Indic 2005, 5:280–294.
11. Tierney GL, Faber-Langendoen D, Mitchell BR, Shriver WG, Gibbs JP, Reviews RR: **Monitoring and evaluating the ecological integrity of forest ecosystems**. Front Ecol Environ 2009, 7:308–316.
12. Cairns JJ: **Quantification of biological integr**ity. In The Integrity of the Water. Edited by Ballentine PK, Guarraia LJ. US Govt. Printing Office; 1977.
13. Karr JR, Dudley DR: **Ecological perspective on water quality goals**. Environ Manage 1981, 5:55–68.
14. Barkmann J, Baumann R, Meyer U, Müller F, Integrität Ö: Ökologische Integrität : Risikovorsorge im nachhaltigen Landschaftsmanagement. Gaia 2001, 10:1–13.
15. Parrish JD, Braun DP, Unnasch RS: **Are we conserving what we say we are? Measuring ecological integrity within protected areas.** Bioscience 2003, 53:851–860.
16. Rees SE, Sheehan E V, Jackson EL, Gall SC, Cousens SL, Solandt J-L, Boyer M, Attrill MJ: **Marine Pollution Bullet in A legal and ecological perspective of " site integrity " to inform policy development and management of Special Areas of Conservation in Europe**. Mar Pollut Bull 2013, 72:1–8.
17. Chovanec A, Jäger P, Jungwirth M, Koller-Kreimel V, Moog O, Muhar S, Schmutz S: **The Austrian way of assessing the ecological integrity of running waters: a contribution to the EU Water framework Directive**. Hydrobiol Int J Limnol Mar Sci 2000, 422/423:445–452.
18. ** Westra L, Miller P, Karr JR, Rees WE, Ulanowicz RE: Ecological integrity and the aims of the global integrity project. 2000,
   "A fundamental introduction to the notions of ecosystem integrity, biological integrity and the values of the wild. At the base of the Global Ecological Integrity Project?"
19. Dufour S, Piégay H: **From the myth of a lost paradise to targeted river restoration: Forget natural references and focus on human benefits.** River Res Appl 2009, 25:568–581.
20. Machado A: **An index of naturalness**. J Nat Conserv 2004, 12:95–110.
21. Relf A, Walentowski H, Reif A, Walentowski H: **The assessment of naturalness and its role for nature conservation and forestry in Europe.** Waldokologie Online 2008, 6:63–76.
22. Rey F, Burylo M: **Can bioengineering structures made of willow cuttings trap sediment in eroded marly gullies in a Mediterranean mountainous climate?** Geomorphology 2014, 204:564–572.
23. Hull RB, Richert D, Seekamp E, Robertson D, Buhyoff GJ: **Understandings of environmental quality: Ambiguities and values held by environmental professionals.** Environ Manage 2003, 31:1–13.
24. * Manuel-Navarrete D, Kay JJ, Dolderman D: **Ecological integrity discourses: Linking ecology with cultural transformation**. Hum Ecol Rev 2004, 11:215–229.

"Propose 4 types of discourses linked to ecological integrity considering science, ethics and the use of these discourses regarding human/nature interactions."

25. Angermeier PL, Karr JR: **Biological Integrity versus Biological Diversity as Policy Directives.** Bioscience 1994, 44:690–697.
26. Callicott JB, Crowder LB, Mumford K, Callicott JB, Crowder LB, Mumfordt K: **Current Normative Concepts in Conservation.** Society for Conservation Biology. 1999, 13:22–35.
27. Clewell AF, Aronson J: **Motivations for the restoration of ecosystems**. Conserv Biol 2006, 20:420–428.
28. Minshall GW: The structure and function of flowing water ecosystems. 1998.
29. MEA: Millenium Ecosystem Assessment. Island Press; 2005.
30. Schröter M, van der Zanden EH, van Oudenhoven APEE, Remme RP, Serna-Chavez HM, de Groot RS, Opdam P: **Ecosystem Services as a Contested Concept: A Synthesis of Critique and Counter-Arguments**. Conserv Lett 2014, 7:514–523.
31. Kandziora M, Burkhard B, Müller F: **Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise.** Ecol Indic 2013, 28:54–78.
32. Haines-Young R, Potschin M, Kienast F: **Indicators of ecosystem service potential at European scales: Mapping marginal changes and trade-offs.** Ecol Indic 2012, 21:39–53.
33. Hermoso V, Clavero M: **Revisiting ecological integrity 30 years later: Non-native species and the misdiagnosis of freshwater ecosystem health.** Fish Fish 2013, 14:416–423.
34. Kandziora M, Burkhard B, Müller F: **Mapping provisioning ecosystem services at the local scale using data of varying spatial and temporal resolution**. Ecosyst Serv 2013, 4:47–59.
35. Mackey B: Ecological Integrity – A Commitment to Life on Earth. Earth Chart Action 2004,
36. Müller F, Hoffmann-Kroll R, Wiggering H: I**ndicating ecosystem integrity - Theoretical concepts and environmental requirements.** Ecol Modell 2000, 130:13–23.
37. Rapport DJ, Costanza R, McMichael AJ: **Assessing ecosystem health.** Trends Ecol Evol 1998, 13:397–402.
38. Costanza R, Norton BG, Haskell BD: Ecosystem Health: New Goals for Environmental Management. 1992.
39. Nelson GC, Bennett E, Berhe AA, Cassman KG, DeFries R, Dietz T, Dobson A, Dobermann A, Janetos A, Levy M: Drivers of Change in Ecosystem Condition and Services. Ecosyst Hum Well-Being Scenar - Vol 2 2006.
40. Revenga C: **Developing indicators of ecosystem condition using geographic information systems and remote sensing.** Reg Environ Chang 2005, 5:205–214.
41. Menzel S, Kappel CV., Broitman BR, Micheli F, Rosenberg AA: **Linking human activity and ecosystem condition to inform marine ecosystem based management.** Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst 2013, 23:506–514.
42. Schröter M, Albert C, Marques A, Tobon W, Lavorel S, Maes J, Brown C, Klotz S, Bonn **A: National Ecosystem Assessments in Europe: A Review**. Bioscience 2016, 66:biw101.
43. Woodley S, Kay J, Francis G: **Ecological integrity and the management of ecosystems.** 1993, 220p.
44. Kovarik I: **Natürlichkeit, Naturnähe und Hemerobie als Bewertungskriterien**. In Urban ecology. Edited by Sukkopp H, Hejny S, Kovarik I. SPB Academic Publications; 1999:45–74.
45. Burkhard B, Kroll F, Müller F: **Landscapes' Capacities to Provide Ecosystem Services – a Concept for Land-Cover Based Assessments**. Landsc Online 2010, 15:1–22.

3. Ecosystem Condition and its role in an integrated ecosystem assessment

Roche P. K. and **Campagne C. S.** Chapiter 3.2. – Ecosystem Condition and its role in an integrated ecosystem assessment IN Potschin-Young, M. (2018) (Editor). Multifunctional assessment methods and the role of map analyse - Using an Integrated Ecosystem Service Assessment Framework. Deliverable D4.8, EU Horizon 2020 ESMERALDA Project, Grant agreement No. 642007,186 pp.
http://www.esmeralda-project.eu/getatt.php?filename=ESMERALDA%20D4.8_15284.pdf

3.1. Introduction

Increasing demand for local and regional-scale ecosystem service (ES) mapping and assessment to support biodiversity management (Nagendra *et al.*, 2013; Posner *et al.*, 2016), land-use planning (Darvill and Lindo, 2015; Kopperoinen *et al.*, 2014) and environmental impact assessment (Geneletti, 2013) drives the need for ES mapping and assessment related methods. Nevertheless, assessing ES capacity or demand are not the only requirements for evaluating the sustainability of ecosystem capacity to provide them. At the EU level, the Biodiversity Strategy requires member states to assess and map the state of their ecosystems and their services. The Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services working group (MAES WG) was mandated to coordinate the Action 5. In a recent report (Maes *et al.*, 2018), the MAES WG proposed guidelines for the evaluation of ecosystem condition at EU level and proposed that ecosystem condition is directly supporting ES capacity. The ESMERALDA project, a Support and Coordination Action (SCA), funded under the European Commission's Horizon 2020 funding scheme with the specific aim of supporting the implementation of Action 5 in EU Member States proposed an integrative ecosystem assessment framework for evaluating ecosystem condition and ES (see chapter 2 and Brown *et al.*, 2018). The aim of this chapter is to introduce the notion of ecosystem condition and related concepts, to quickly present options for indicators and references required for ecosystem condition mapping and assessment.

3.2. Defining ecosystem condition

Environmental and ecological literature, discussing the state of ecosystems, use various different wordings and concepts to conceptualize and to describe the degree of intactness of ecosystems, with agendas ranging from ethical considerations on pristine and untouched nature (Leopold, 1949) to very practical issues such as defining metrics to evaluate the degree of degradation of river ecosystems (Jungwirth *et al.*, 2002). The upshot is that policies setting conservation and sustainability target-states to secure long-term maintenance of ecosystems are framed in different terms, such as ecosystem integrity (Karr, 1993),

ecosystem condition (Roche and Campagne, 2017), ecosystem state or ecosystem health (Rapport, 1989).

The recent development of the ES approach and sustainable use of natural resources has brought a resurgence in use of the ecosystem integrity approach as a measurement of ecological condition or capacity to maintain fundamental ecological functions and sustainably deliver ES and resources (Müller *et al.*, 2000; Müller, 2005; Kandziora *et al.*, 2013).

The specific goal of the notion of ecosystem condition is to link the state of ecosystems to the capacity to sustainably provide services and resources to meet both natural and human needs (Revenga, 2005; Nelson *et al.*, 2006; Menzel *et al.*, 2013; Schröter *et al.*, 2016). As such ecosystem condition is closely related to concepts such as ecological health (Rapport, 1989; Costanza *et al.*, 1992; Rapport *et al.*, 1998) and ecosystem or ecological integrity (Woodley *et al.*, 1993; Müller *et al.*, 2000; Andreasen *et al.*, 2001; Kandziora *et al.*, 2013). For Roche and Campagne (2017), the notion of ecosystem condition (including ecosystem health and ecosystem quality) is used and related to an anthropocentric vision of nature, either as the state of the ecosystem in response to human pressures and disturbances or as the ability to continue to provide services to people. Ecosystem condition can be defined shortly as "… the sum of biophysical properties that underpin services" (Schröter *et al.*, 2016: p819). This definition is used almost identically in the 5th MAES report (Maes *et al.*, 2018), there the ecosystem condition is defined as "Ecosystem condition refers to the physical, chemical and biological condition or quality of an ecosystem at a particular point in time."

The MAES report uses 'ecosystem condition' and 'ecosystem state' as synonymous terms (Maes *et al.*, 2018; p11). According to the SEEA-EEA definition, ecosystem condition is "*the overall quality of an ecosystem asset, in terms of its characteristics (...which) also underpins the capacity of an ecosystem asset to generate ecosystem services*" (Czúcz and Condé 2018; p5). This definition refers to the Millennium Assessment definition, ecosystem condition is "…*the effective capacity of an ecosystem to provide services, relative to its potential capacity*" (MA, 2005).

As a conclusion, the definition of the SEEA-EEA appears to be a very good compromise and we propose to use it slightly modified to avoid using the term quality.

Based on the existing literature, we propose here to define the ecosystem condition as

"The overall state of an ecosystem asset in terms of its biophysical characteristics that underpins its capacity to generate ecosystem services sustainably".

Besides the focus on ES capacity, the ecosystem condition is largely overlapping with other notions relating to the state of conservation of ecosystems and their biodiversity. We are going to introduce below some of these notions that can be encountered in the scientific literature and policy documents.

3.3. Other definitions and notions related to ecosystem condition

According to De Leo and Levin (1997); Czech (2004) and Tierney *et al.* (2009) Ecosystem integrity has basically two components:

integrity — "*the state of being unimpaired, sound" and "the quality or condition of being whole or complete*", and

ecosystem — "*the system of interacting physico-chemical environment and wildlife*".

Conservation ecology and ecosystem management address 'integrity' through the prism of the natural dynamics and functioning of ecosystems. Accordingly, one aspect of ecosystem integrity, that could be named "Ecosystem functional and structural integrity" (Roche and Campagne, 2017) can be estimated based on evidence of non-alteration of natural processes, such as natural disturbance regimes (i.e. flooding patterns in riverbeds or natural forest gap disturbances caused by dying tree falls; De Leo and Levin 1997; Minshall 1998; Clewell and Aronson 2006). According to the Society for Ecological Restoration (2004), the good health of an ecosystem is the state or condition in which its dynamic attributes are expressed within normal ranges of activity. Barkmann *et al.* (2001) also refer to functional ecological integrity as a political target for the preservation against non-specific ecological risks that are general disturbances of the self-organizing capacity of ecological systems.

Other aspects of integrity are related to the ecosystem stability and resilience (table 3.2.1). It is linked to the previous aspect but focuses more on species and community responses. Andreasen *et al.* (2001) proposed that natural ecosystems possess high capacities of resistance and resilience to disturbances—be they natural or anthropic. A resistant system is a system that changes little following a disturbance, whereas a resilient system is a system that quickly and/or efficiently recovers its state following a disturbance. Parrish *et al.* (2003, p852) gave a closely related definition: "*An ecological system or species has integrity or is viable when its dominant ecological characteristics … can withstand and recover from most perturbations imposed by natural environmental dynamics or human disruptions*". These assumptions rely on the observation that natural ecosystems usually possess high species

and functional diversity and redundancy and thus also possess higher resistance and resilience capacities than impaired ecosystems.

Table 1: Aspects of ecosystem integrity, definitions and potential indicators (based on Roche and Campagne, 2017)

Strands	Aspects	Definitions	Potential indicators
Nature Conservation	Integrity of wilderness	An absolute state of being entire, in perfect condition and unimpaired by human activities.	Biodiversity, Composition, Human activity, Hemeroby index
	Functional and Structural Integrity	A state in which the dynamic attributes are expressed in normal ranges of variability relative to its evolutionary stage of development.	Food webs Vegetation cover Habitat fragmentation
	Stability and Resilience	The ability to withstand and recover from most perturbations imposed by natural environmental dynamics or human disruptions.	Species traits Spatial connectivity Resilience capacity
Human Use of Nature	Ecosystem condition	The capacity and the ability of an ecosystem to provide the services that human expect.	NPP Energy efficiency Nutrient cycling Structure and patterns
	Ecological quality and status	A norm or a state with reference to what is considered as a good state for humans and societal needs.	Red list species Aesthetic value Natural heritage Absence of pollutions

Finally, quite often the notion of ecological quality or status is referred to in policy targets (table 3.2.1). From this perspective, ecosystem integrity is defined by goals and objectives of ecological quality and conservation state that fit with societal demands. This definition has roots in the previous aspects of integrity but is operationalized by translations into 'evaluable' targets. This aspect ties into what Manuel-Navarrete at al. (2004) define as the systematic-normative discourse and ecosystemic-pluralistic discourse, where ecosystem integrity is defined either as a norm, even though based on ecological knowledge, or as a participatory definition of what is considered 'integrity' after a negotiation phase involving not just experts but society-wide stakeholders. Accordingly, potential indicators could be protected areas, red-list species, absence of pollution, aesthetic value, etc.

The aim of this section was to introduce the diversity and complexity of the concepts and wordings associated with ecosystem condition. Beyond, the lexical side of this review, it is important to acknowledge their differences and this will have consequences for the type of indicators than can be used and their meanings.

3.4. Potential indicators that could be mobilized

The biodiversity and naturalness approach of ecosystem integrity puts the emphasis on the absence or the limited impact of human past and present activities as well as natural species composition and abundances. Some indicators have been proposed and implemented to quantify the degree of naturalness or intactness. We can cite here two indices: the Hemeroby Index (Machado, 2004; Walz and Stein, 2014) and the Biodiversity Intactness Index (Scholes and Biggs, 2005; Newbold *et al.*, 2016). The hemeroby is an index based on the evaluation of the degree of pressure on nature mainly evaluated through the importance of anthropogenic land uses (urbanization, channelization, fragmentation, cultivation…). It can be quite easily estimated based on land cover maps and field evidences. Some papers such as Machado (2004) or Walz and Stein (2014) provide guidelines to allocate the hemeroby scores. The ecosystem condition is thus estimated as the absence or moderation of anthropogenic alteration of natural land covers/ecosystems. The Biodiversity Intactness Index is an indicator of the overall state of biodiversity in a given area, synthesizing land use, ecosystem extent, species richness and population abundance data. It is sensitive to the drivers and changes in the populations of species that typify the process of biodiversity loss, and robust to typical variations in data quality (Scholes and Biggs, 2005). It is model based and aims to evaluate the degree of departures from natural biodiversity levels. A global BII value GIS layer is available for download at approximately 1km resolution.

Considering the ecosystem condition as defined previously, potential indicators should refer to the biophysical aspects of the ecosystem and preferably relates to ecological function supporting a wide range of ecosystem services. As an example, the ecological functions that could be considered as those most important ones to sustainably supporting the provision of ecosystem services will be related to productivity, energy fluxes and nutrient cycling. We want also to state that it is important to identify the links between the potential indicators, the nature of what is supposed to be indicated and the goals of use. The MAES Framework (Maes *et al.*, 2018) aims to identify a set of indicators addressing a large spectrum of ecosystem/landscape characteristics that can be linked with different aspect of ecosystem state, ecosystem services and policy objectives.

The 5th MAES report proposed guidelines regarding the requirements for potential ecosystem condition indicators (Maes *et al.*, 2018) that is particularly interesting in the context of ecosystem condition monitoring (Table 3.2.2). But these guidelines appear to be particularly oriented toward supporting policy and environment legislation and mixed up two different aspects: the ecosystem condition and the ecosystem quality that are different. Four out of nine requirements classes refer to policy linked issues (supporting environmental legislation, policy relevant, include habitat and species conservation status and being application for natural capital account). The others refer to the scientific soundness, soil condition, spatial and temporal issues that are more directly related to biophysical characteristics and ecosystem condition.

The policy relevance of some indicators proposed in Maes *et al.* (2018) such as the protection status of habitat and species (Table 3.2.2) is more related to ecosystem status than to ecosystem condition. We would recommend considering separately ecosystem status indicators and ecosystem condition indicators. Having a high ecosystem status does not preclude ecosystems to be in a low condition and good condition ecosystem could have no protection status.

Ecosystem condition indicators can be grouped into two main groups: physico-chemical indicators and biological/ecological indicators. The physico-chemical indicators define the condition of the biotope associated with the ecosystem functioning (i.e. nitrogen, soil carbon, temperature, light …). The ecological indicators include all species and ecological structure of the ecosystems (i.e. species richness, diversity, life form spectrum, vegetation height, photosynthetic activity, productivity, fragmentation …). The 5th MAES report refers to these two groups respectively as “Environmental quality” and “Biological quality” (Maes *et al.*, 2018).

Biological/ecological indicators can be related to different components of ecosystems: processes, structures and stocks (Figure 2). The processes indicators can be expected to be related to regulating services but also to support provisioning services. The structure indicators are supporting a wide range of ecosystem services from provisioning to cultural ones. The stock services are directly related to provisioning goods and services. The next step is to identify data sources that could document the proposed indicators for mapping and assessment exercises.

Alternatively, Roche and Campagne (2017) regrouped indicators based on the targeted type of ecosystem integrity considered, including ecosystem condition (Table 1). This helps to

identify the range of ecosystem and species characteristics to be considered as functionally related to the definitions of ecosystem integrity.

Table 2: Requirements for the MAES indicator framework for ecosystem condition (from Maes *et al.* 2018).

Requirements	Description
Scientifically sound	Indicators should be based on the best available knowledge while giving a good representation of the ecosystem characteristics addressed
Supporting environmental legislation	Indicators should support the implementation of environmental legislation in the EU
Policy relevant	Indicators should be policy relevant: they have multiple policy uses and can support a policy narrative which links pressures, ecosystem condition, ecosystem services and policy objectives.
Include habitat and species conservation status	The conservation status of habitats and species (and in particular the parameters "area" and "structure and function") reported under Art.17 of the EU Habitats Directive should constitute a major indicator for assessing ecosystem condition.
Include soil related information	Terrestrial ecosystems are not in good condition if their soils are not in good condition. Specific indicators which assess the condition of soils should therefore be included.
Applicable for natural capital accounts	The indicator framework should support the development and testing of ecosystem extent and condition accounts.
Spatially explicit	Ecosystem condition is not equal across space. Different spatial gradients of pressures and differences in the response of ecosystems to pressures result in spatial variance of ecosystem condition which needs to be acknowledged in the indicator selection.
Baseline	Indicators should be measurable relative to a baseline year (e.g. 2010)
Sensitive to change	Indicators should be able to detect change over time.

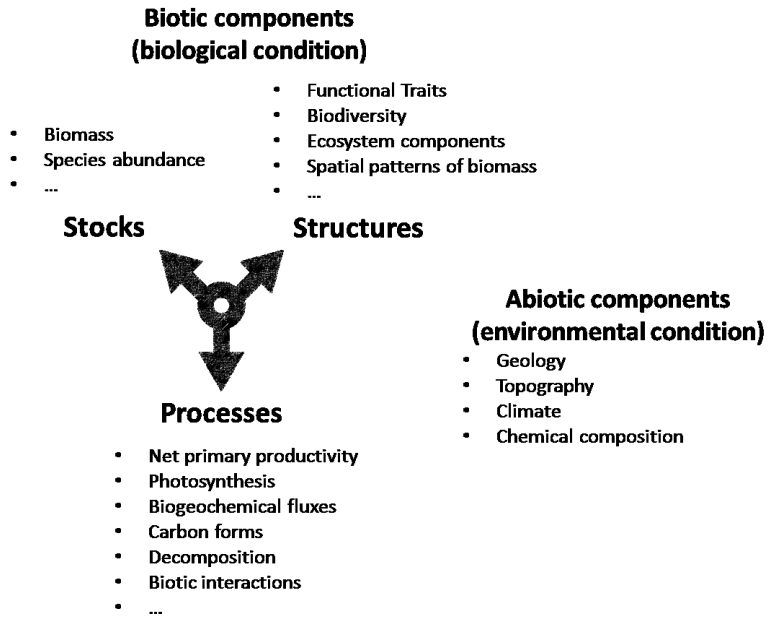


Figure 1: Potential indicators linked with different ecosystem components.

Indicators of ecosystem condition are diverse and may address different aspects of ecosystem, their biodiversity and their abiotic environment (Figure 1 and Table 1). Ecosystem condition focuses on the capacity to support ES and many potential indicator should related to functioning indicators such as NPP, energy efficiency or nutrient cycling, notably for provisioning services. However some ES are more related to structural and compositional aspects of ecosystems (i.e. recreation, aesthetic value, erosion control, habitat and nursery, etc.) and could be addressed using proxy such as spatial structure and patterns, vegetation cover, species traits, etc. However indicators could be overlapping between the different forms of ecosystem integrity. The idea here is more to propose some guidelines to identify indicators and relevant aspects of ecosystem integrity than to define a closed list.

The MAES ecosystem condition framework proposes that some indicators should be related to policy relevance, environmental legislation or accounting capability. We would prefer to use these types of indicators separated from ecosystem condition and use them to assess ecosystem status and/or ecosystem value. The prevalence of protection levels or red list species is not by itself an indicator of ecosystem condition; some protected areas could be in a degraded state while unprotected areas could be in very good condition. Keeping the ecosystem condition indicators and the ecosystem status indicators separated offers more opportunities to assess the efficiency of environmental policy and environmental legislation.

3.5. Relations between ecosystem condition and ecosystem services capacity

Ecosystem condition as defined previously is an integrated proxy to ecosystem properties supporting ES. The relationships between ES capacity and ecosystem condition are expected to be different between the categories of ES. Braat and ten Brink (2008) propose the theoretical relationships between biodiversity/naturalness and ES values. They proposed that some services such as regulating services and cultural services (excluding recreation) will increase with the ecosystem condition, while others will peak at some level of ecosystem condition (Figure 2). Using the hemeroby as a pressure indicator we adjusted the hemeroby score for each CLC classes to the ES capacity scores proposed by Stoll *et al.* (2015). We can observe using nonlinear models that the adjusted curves are following quite well the theoretical proposition of Braat and ten Brink (2008). The notable difference is that the scores for all services falls down for the most natural ecosystems. It can be considered that the capacity for regulating services are monotonically related to ecosystem condition as in the Braat and Brink (2008) model (i.e. good condition is related to good functioning) but the

use of regulating services will peak in semi-natural ecosystems since the most natural ones, have high capacity but low use due to lack of human activities.

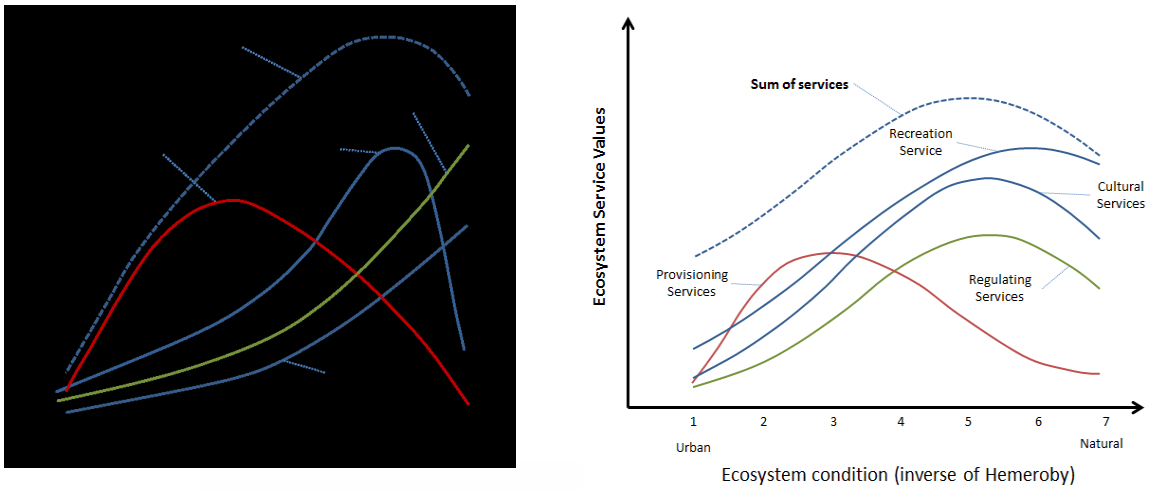


Figure 2: General Title: Relationship between ecosystem condition and ecosystem services ecosystem capacity.

Left graph: Theoretical relationships between ecosystem condition and ecosystem service values (adapted from Braat and Brink 2008. Cost of Policy Inaction). Right graph: adjusted curves of ES scores from Stoll *et al.* (2015) to CLC hemeroby values derived from Walz and Stein (2014) (unpublished results of Roche and Campagne).

3.6. References and calibrating ecosystem condition

When considering ecosystem condition assessment and monitoring, two broad options can be implemented. The first one is to identify relevant indicators, known to be related to ecosystem condition and monitor them in time and space in order to follow the indicators changes. If the values of the indicators increase, then the ecosystems condition improve (the reverse is also true). The indicators make sense based on their changes. It is the approach proposed by SEEA and MAES. The second option is to benchmark the indicators values to reference systems through observations or modelling. We will present some guidelines regarding the second option, the first one being quite explicit.

Reference conditions

Benchmarking the ecosystem condition could be done with regards to ES capacity if the focus is on delivery capacity or by using references based on the ecosystems past conditions or comparison with modern analogs (Vogiatzakis *et al.*, 2015). The notion of reference conditions is well used in restoration ecology and it has been defined by WWF/IUCN 2000 as

"*model for planning an ecological restoration project, and later serving in the evaluation of that project*" (Dufour and Piégay, 2009; p2).

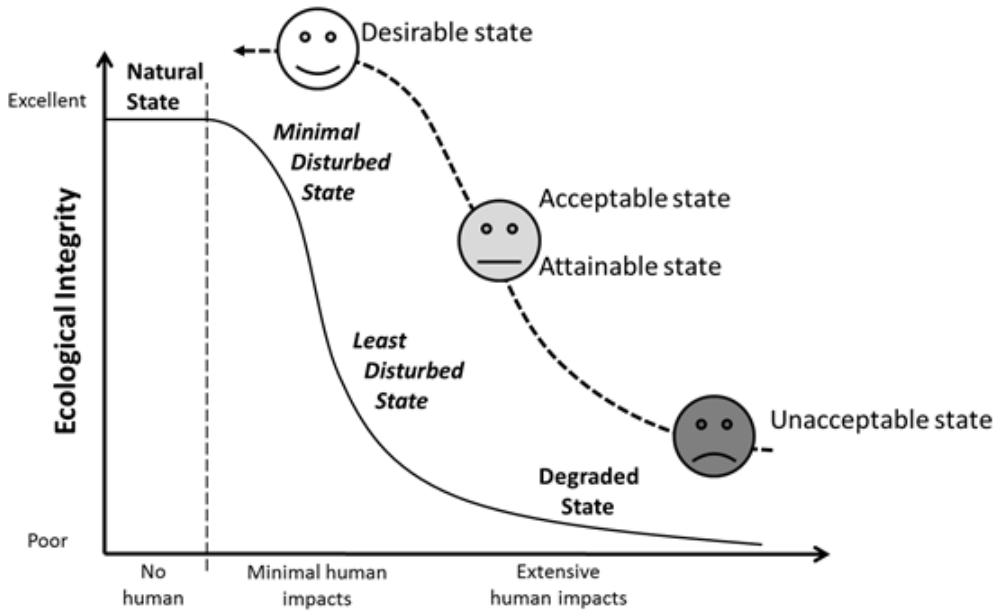


Figure 3: References conditions and expected states (adapted from Stoddard *et al.*, 2006)

But, the notion can refer to many and contradictory concepts depending on the application. Stoddard *et al.* (2006) distinguish several references conditions for running waters that could be used for evaluating the conditions of a large range of ecosystems. We propose here to resume references conditions and relate them to expected states expressing societal targets (i.e. the ecosystem quality concept). The reference conditions are presented in Figure 3 in a gradient of "ecological integrity" (as a general concept) and in an increase of human impacts. The societal targets are classified as desirable, acceptable, attainable or unacceptable states. Like the ecosystem quality concept, the societal expectations related to an ecological integrity depend on the society and its ethical value attached to nature (Manuel-Navarrete *et al.*, 2004).

With no human impacts and the best integrity is the natural state. Stoddard *et al.* (2006) define it as Reference Condition for Biological Integrity (RCBI) "*for naturalness even though we might only approximate it in most parts of the world because of the pervasiveness of human disturbances*" [...] "*as a definitive benchmark to capture the original intent of efforts to maintain and/or restore biological condition to some state of naturalness*". Linked to an ethic of integrity as a foundational value (Manuel-Navarrete *et al.*, 2004), this reference condition is related to the desirable state (i.e. ideal conditions in Jungwirth *et al.*, 2002) in order to achieve the absolute state of an ecosystem (i.e. pristine ecosystems in Manuel-Navarrete *et al.*, 2004).

Stoddard *et al.* (2006) define the minimally disturbed condition (MDC) as the "*absence of significant (or slight signs of) human disturbance".* For this condition the reference site would have minimal disturbance criteria like, for example, in protected areas (Andreasen *et al.*, 2001; Stoddard *et al.*, 2006). Depending on the social expectation, this reference condition can illustrate the desirable state or an acceptable state. For example, in a protected area the desirable state would be a natural state, but the human impact/ global change only allows the achievement of a MDC which would be an acceptable state (Andreasen, *et al.*, 2001). Acceptable state "*establishes the minimum criteria for identifying a conservation target as conserved*" (Parrish *et al.*, 2003).

Then the least disturbed condition (LDC) (i.e. "least impacted situation" (Jungwirth *et al.*, 2002) is defined as the "*lowest signs of human disturbance in an area with extensive human disturbance*", also qualify as "*the best available physical, chemical, and biological habitat conditions given today's state of the landscape*" (Stoddard *et al.*, 2006). A reference site of LDC would be sites with the best existing condition or sites with lowest stressors regime (Stoddard *et al.*, 2006). This reference condition illustrates the acceptable state because the intensity of the human impacts doesn't allow reaching the desirable state. Moreover, it's also relatable to the attainable state, named and defined by Stoddard *et al.* (2006) as the "best attainable condition" (BAC): "*a state that is better than any in existence in a heavily modified region, but differs from either MDC or RCBI) because those states might not be achievable."*

The distinction between the acceptable state and the attainable state (BAC for Stoddard *et al.*, 2006) is also marked by the feasibility. Indeed, in a restoration process, the desirable or acceptable state can't always be reached depending on the technological and ecological feasibility, the financial limits, etc. Finally, we would add the degraded reference conditions defined as the socially unacceptable state (Andreasen *et al.*, 2001).

Time references

Depending on the references wished and the data available, references values can come from different time periods. We propose to differentiate as followed in a human influence gradient. Based on the notion of natural state, the paleoecological references can provide reference from ecosystems without any or marginal human impacts (Jungwirth *et al.*, 2002). Depending on the ecosystems sensibility to environmental change, the reference time period can fluctuate. Reif and Walentowski (2008) talk about the Atlantic period, ca 6000 to 8000 years b.p. for original natural forest. The pre-settlement period is very often referred to in North America (Andreasen *et al.*, 2001) and Australia and pre-Columbian in South and Central America (Stoddard *et al.*, 2006). In Europe, we can consider a tiny/slightly

progressively increase of human influence in Stone Age to Iron ages (Czech, 2004). Indeed, human impacts have been showed on running water back to about 4000 years in Western Europe (Petts, 1996). The pre-industrial reference corresponds of an absence of large/major impact of human (Dufour and Piégay, 2009). Industrialization period is considered as a "*fundamental shift in the relationship of humans to their environment*" and some consider, after it, that "*no geographic area can be said to retain absolute ecological integrity*" because of global change (Czech, 2004). Stoddard *et al.* (2006) also consider a pre-intensive agriculture references with "*very low pressure without the effects of major industrialization, urbanization and intensification of agriculture, and with only very minor modification of physicochemistry, hydromorphology and biology''*. Even if it's understandable that global change and human activities have fundamentally modify natural trajectory, some made "*the distinction between historical and actual naturalness*" (Reif and Walentowski, 2008). Human is part of the ecosystem and many changes are irreversible so actual natural state have to be defined.

Spatial references

Data from time reference can be limited by the availability or can be inexistent depending on the ecosystem and because scientific knowledge has a relatively short history (Parrish *et al.*, 2003). So reference values for the evaluated ecosystems can come from a reference site. Reference sites allow paired comparisons and give a baseline condition (Minshall, 1998). Natural geographic variabilities of ecosystems are quite important to consider for a reference site. In any case, we recommend in minima to have a reference site in the same biome (e.g. temperate, equatorial, etc.) as the case study. The same climatic region (in Europe: Mediterranean, Alpine, Continental, etc.) increases the precision. A reference site in the same location or in a really close patch of the study case is the best in order to have the most similar ecological conditions but it's not always easy to be found.

Here, we discussed briefly the reference systems for indicators values of ecosystem conditions. The indicators have to be evaluated with some baseline through observations or modelling taking into account the reference conditions considering time and spatial references and related to the expected states. Clearly defined references conditions and expected states are important to identify conservation and protected actions. Another option would be to set up monitoring systems to assess the indicator values in time and to relate changes to the expected trends associated with ecosystem condition improvement or degradation.

3.7. Discussion and recommendation

Assessing and monitoring ecosystem condition is a key component of the evaluation of the ecosystems management and ecosystem services provision sustainability. The notion of ecosystem condition is used and related to a more anthropocentric vision of nature (MA, 2005; Kandziora *et al.*, 2013), either as the state of the ecosystem in response to human pressures and disturbances or as the ability to continue to provide services to people. Seen from this perspective, this notion of ecosystem condition is compatible with human management and disturbances, since it clearly refers to the capacity of ecosystems to provide humans with services and resources over the long term (Czech, 2004; Mackey *et al.*, 2010; Haines-Young *et al.*, 2012; Hermoso and Clavero, 2013; Kandziora *et al.*, 2013). However, as stated in Hull *et al.* (2003: p3) "*there also seems general agreement that human intervention can produce healthy and sustainable ecosystems, but that such systems are less likely to have integrity*". Accordingly, in the most artificialized land covers such as urban and very intensive agricultural ecosystems where the ES are highly dependent on human capital (Jones *et al.*, 2016), the notion of ecosystem condition may reach its limits. Nevertheless, it may provide some references to design nature based solutions (i.e. favor biodiversity, resilience capacity, connectivity, etc.) to reach at least an acceptable state (see Figure 3). This also means that improved systems that could sustainably provide ecosystem services cannot be considered as having a high ecological integrity but a good ecosystem condition. This point is important for many agroecosystems and high-nature-value areas whose state and biodiversity result from strong and ancient human management. The focus is more on the sustainability of natural resources, environment and ecosystem services to people.

As a consequence, we recommend paying attention to the different aspects of ecosystem integrity and on the potential indicators associated with these different concepts. The ecosystem condition indicators have to be assessed and calibrated before using them as a proxy to evaluate the ecosystem condition in monitoring programs. This calibration could be based on different approaches and at different scales.

Ecosystem integrity and ecosystem condition are very important aspects of ecosystem assessment and should be a required complement to ES capacity in order to address conservation actions, management options and policy aimed at long term ecosystem sustainability. As proposed in the framework by Burkhard *et al.* (2018), as well as the ESMERALDA framework (see chapter 2 of this deliverable) the ecosystem condition should be assessed complementarily to ES capacity, use and demand. Ecosystem condition and ecosystem services sustainability are two sides of the same coin if we want to promote

meaningful and efficient environmental policies and resilient socio-ecological systems. Recently the 5th MAES report proposed a framework that place ecosystem condition as the ecological “equivalent” of “human well-being” for social systems (Maes *et al.*, 2018: p12). We partially agree with that proposition since ecosystem condition indeed is strongly related to what could be defined as “ecosystem wellbeing”, nevertheless ecosystem condition is a quite human centered side of it. As stated in Burkhard *et al.* (2018), ecosystem condition besides the biotic and abiotic conditions of an ecosystem is also considered to be the related to the capacity to provide ES. We would prefer to use the term ‘ecosystem integrity’ for indicating, the ecosystem wellness state and ecosystem condition for the capacity to provide ES. However contrarily to Burkhard *et al.* (2018) and Maes *et al.* (2018) we propose that policy targets and environmental legislation related indicators should be considered separately from ecosystem condition to allow independent assessment of ecosystem state, ecosystem status and policy efficiency.

References

Andreasen, J.K., O'Neill, R. V, Noss, R.F. and N.C. Slosser (2001): Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. *Ecological Indicators* 1: 21–35.

Barkmann, J., Baumann, R., Meyer, U., Müller, F. and W. Windhorst (2001): Ökologische Integrität : Risikovorsorge im nachhaltigen Landschaftsmanagement. *Gaia* 10: 1–13.

Braat, L.C. and P. ten Brink (2008): The Cost of Policy Inaction: the Case of not Meeting the 2010 Biodiversity Target. Rep. to Eur. Comm. Under Contract ENV.G.1./ETU/2007/0044, Wageningen, Brussels, Alterra Rep. 1718/.

Brown, C., Potschin-Young, M., Haines-Young, R., Burns, A. and A. Arnell (2018): A Conceptual Framework for Integrated Ecosystem Assessment. *OneEcosystem* 3: e25482 (in review)

Burkhard, B., Santos-Martin, F., Nedkov, S. and J. Maes (2018): An operational framework for integrated Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES). *OneEcosystem* 3: e22831 doi: 10.3897/oneeco.3.e22831

Clewell, A.F. and J. Aronson (2006): Motivations for the restoration of ecosystems. *Conservation Biology* 20: 420–428.

Costanza, R., Norton, B.G. and B.D. Haskell (eds.) (1992): Ecosystem Health: New Goals for Environmental Management). Island Press, Washington DC, USA. 269 pp

Czech, B. (2004): Chronological Frame of Reference for Ecological Integrity and Natural Conditions, A. *Nat Resour* J 44: 1–21.

Czúcz, B. and S. Condé (2018): Note on definitions related to ecosystem conditions and their services based on different glossaries. Accessed 20.06.2018, available at: https://bd.eionet.europa.eu/Reports/ETCBDTechnicalWorkingpapers/Definitions_ecosystem_conditions_and_services

Darvill, R. and Z. Lindo (2016): The inclusion of stakeholders and cultural ecosystem services in land management trade-off decisions using an ecosystem services approach. *Landscape Ecology* 31(3): 533–545.

De Leo, G. and Levin, S.A. (1997): The multifaceted aspects of ecosystem integrity. *Conservation Ecology* 1(1): 3.

Dufour, S. and H. Piégay (2009): From the myth of a lost paradise to targeted river restoration: Forget natural references and focus on human benefits. *River Res Appl* 25: 568–581.

Geneletti, D. (2013): Ecosystem services in environmental impact assessment and strategic environmental assessment. Environmental Impact Assessment Review, 40(1): 1–2.

Haines-Young, R., Potschin, M. and F. Kienast (2012): Indicators of ecosystem service potential at European scales: Mapping marginal changes and trade-offs. *Ecol Indic* 21: 39–53.

Hermoso, V. and M. Clavero (2013): Revisiting ecological integrity 30years later: Non-native species and the misdiagnosis of freshwater ecosystem health. *Fish Fish* 14: 416–23.

Hull, R.B., Richert, D., Seekamp, E., Robertson, D. and G.J. Buhyoff (2003): Understandings of environmental quality: Ambiguities and values held by environmental professionals. *Environmental Management*, 31, 1–13.

Jones, L., Norton, L.R., Austin, Z., Browne, A.L., Donovan, D., Emmett, B.A., Grabowski, Z.J., Howard, D.C., Jones, J.P.G., Kenter, J.O., Manley, W., Morris, C., Robinson, D.A., Short, C., Siriwardena, G.M., Stevens, C.J., Storkey, J., Waters, R.D. and G.F. Willis (2016): Stocks and flows of natural and human-derived capital in ecosystem services. *Land Use Policy* **52**: 151–162.

Jungwirth, M., Muhar, S. and S. Schmutz (2002): Re-establishing and assessing ecological integrity in riverine landscapes. *Freshwater Biology* 47: 867–887.

Kandziora, M., Burkhard, B. and F. Müller (2013): Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise. *Ecological Indicators* 28: 54–78.

Karr, J.R. (1993): Defining and assessing ecological integrity: beyond water quality. *Environmental Toxicology and Chemistry* 12: 1521–1531.

Kopperoinen, L., Itkonen, P. and J. Niemelä (2014): Using expert knowledge in combining green infrastructure and ecosystem services in land use planning: An insight into a new place-based methodology. *Landscape Ecology* 29: 1361–1375.

Leopold, A. (1949): A Sand County Almanac. Oxford University Press.

Machado, A. (2004): An index of naturalness. *Journal for Nature Conservation* 12: 95–110.

Mckay, S. K., Pruitt, B. A., Harberg, M., Covich, A. P., Kenney, M. A. and J. C. Fischenich (2010): Metric Development for Environmental Benefits Analysis. Technical Note, ERDC TN-EMRRP-EBA-4, 16p.

Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Grizzetti, B., Barredo, J.I., Paracchini, M.-L., Condé, S., Somma, F., Orgiazzi, A., Jones, A., Zulian, G., Vallecilo, S., Petersen, J., Marquardt, D., Kovacevic, V., Abdul Malak, D., Marin, A.I., Czúcz, B., Mauri, A., Loffler, P., Bastrup-Birk, A., Biala, K., Christiansen, T. and B. Werner (2018) Mapping and Assessment of Ecosystems and Their Services: An Analytical Framework for Mapping and Assessment of Ecosystem Condition in EU. Luxembourg: Publications Office of the European Union.

MA (2005): Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington D.C.

Manuel-Navarrete, D., Kay, J.J. and D. Dolderman (2004): Ecological integrity discourses: Linking ecology with cultural transformation. *Hum Ecol Rev* 11: 215–229.

Menzel, S., Kappel, C. V., Broitman, B.R., Micheli, F. and A.A. Rosenberg (2013): Linking human activity and ecosystem condition to inform marine ecosystem based management. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater E*cosystems* 23: 506–514.

Minshall, G.W. (1998): The Structure and Function of Flowing Water Ecosystems. A Guidance Document for Establishing Ecosystem-Level Risk & Assessment Endpoints for Hazardous Wastes. Pocatello. 77p.

Müller, F. (2005): Indicating ecosystem and landscape organisation. *Ecological Indicators* 5: 280–294.

Müller, F., Hoffmann-Kroll, R. and H. Wiggering (2000): Indicating ecosystem integrity - Theoretical concepts and environmental requirements. *Ecological Modelling* 130: 13–23.

Nagendra, H., Reyers, B. and S. Lavorel (2013): Impacts of land change on biodiversity: making the link to ecosystem services. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 5: 503–508.

Nelson, G.C., Bennett, E., Berhe, a. a., Cassman, K.G., DeFries, R., Dietz, T., Dobson, A., Dobermann, A., Janetos, A., Levy, M., Marco, D., Nakicenovic, N., O'Neill, B., Norgaard, R., Petschel-Held, G., Ojima, D., Pingali, P., Watson, R. and M. Zurek (2006) Drivers of Change in Ecosystem Condition and Services. Ecosystems and Human Well-Being: Scenarios, Eds Carpender, S.R. *et al.*,Volume 2: 175–222.

Newbold, T., Hudson, L.N., Arnell, A.P., Contu, S., Palma, A. De, Ferrier, S., Hill, S.L.L., Hoskins, A.J., Lysenko, I., Phillips, H.R.P., Burton, V.J., Chng, C.W.T., Emerson, S., Gao, D., Pask-hale, G., Hutton, J., Jung, M., Sanchez-ortiz, K., Simmons, B.I., Whitmee, S. H. Zhang (2016): Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary ? A global assessment. *Science* 353: 288–291.

Parrish, J.D., Braun, D.P. and R.S. Unnasch (2003), Are we conserving what we say we are? Measuring ecological integrity within protected areas. *BioScience* 53: 851–860.

Petts, G. E. (1996). Water allocation to protect river ecosystems. Regulated Rivers: *Research and Management* 12: 353–365.

Posner, S.M., McKenzie, E. and T.H. Ricketts (2016): Policy impacts of ecosystem services knowledge. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 113: 201502452.

Rapport, D.J. (1989): What Constitutes Ecosystem Health? *Perspectives in Biology and Medicine* 33: 120–132.

Rapport, D.J., Costanza, R. and A.J. McMichael (1998): Assessing ecosystem health. *Trends in Ecology and Evolution* 13: 397–402.

Reif, A. and H. Walentowski (2008): The assessment of naturalness and its role for nature conservation and forestry in Europe. Waldökologie, *Landschaftsforschung und Naturschutz* 6: 63–76.

Revenga, C. (2005): Developing indicators of ecosystem condition using geographic information systems and remote sensing. *Regional Environmental Change* 5: 205–214.

Roche, P.K. and C.S. Campagne (2017): From ecosystem integrity to ecosystem condition: a continuity of concepts supporting different aspects of ecosystem sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 29: 63–68.

Scholes, R.J. and R. Biggs (2005): A biodiversity intactness index. *Nature* 434: 45–49.

Schröter, M., Albert, C., Marques, A., Tobon, W., Lavorel, S., Maes, J., Brown, C., Klotz, S. & Bonn, A. (2016): National Ecosystem Assessments in Europe: A Review. *BioScience*, 66(10), 813-828.

Society for Ecological Restoration [International Science & PolicyWorking Group] (2004): The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International, 15 p (available from http://www.ser.org/docs/default-document-library/english.pdf, September 2016).

Stoddard, J.L., Larsen, D.P., Hawkins, C.P., Johnson, R.K. and R.H. Norris (2006): Setting expectations for the ecological conidition of streams: The concept of reference condition. *Ecological Applications* 16: 1267–1276.

Stoll, S., Frenzel, M., Burkhard, B., Adamescu, M., Augustaitis, A., Baeßler, C., Bonet, F.J., Carranza, M.L., Cazacu, C., Cosor, G.L., Díaz-Delgado, R., Grandin, U., Haase, P., Hämäläinen, H., Loke,

R., Müller, J., Stanisci, A., Staszewski, T. & Müller, F. (2015): Assessment of ecosystem integrity and service gradients across Europe using the LTER Europe network. *Ecological Modelling* 295: 75–87.

Tierney, G.L., Faber-Langendoen, D., Mitchell, B.R., Shriver, W.G., Gibbs, J.P. and R.R. Reviews (2009): Monitoring and evaluating the ecological integrity of forest ecosystems. *Front Ecol Environ* 7: 308–316.

Vogiatzakis, I.N., Manolaki, P., Zomeni, M., Trigkas, V., Papatheodoulou, A., Christou, O., Michael, K. & M. Victora (2015): Assessing the ecological integrity of landscapes in Cyprus. *Journal of Mediterranean Ecology* 13: 29–35.

Walz, U. and C. Stein (2014): Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. *Journal for Nature Conservation* 22: 279–289.

Woodley, S., Kay, J. and G. Francis (1993): Ecological Integrity and the Management of Ecosystems. CRC Press.

DISCUSSION

Discussion

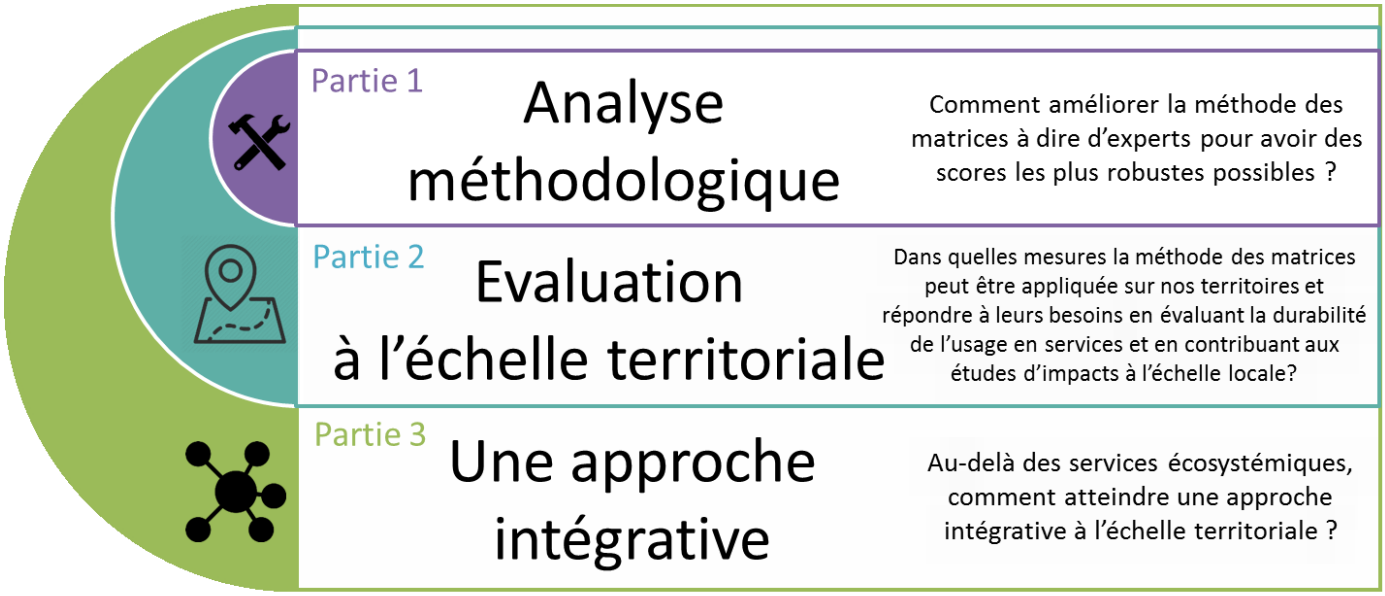


Figure 1 : Structure et questions principales de la thèse

La discussion de la thèse commence par un retour sur les trois questions principales abordées et les réponses que nous pouvons apporter après les études réalisées (Figure 1). Une conclusion générale est ensuite proposée. Les trois parties de la thèse présentent des travaux achevés, ou en cours de finalisation, effectués durant les 3 années de la thèse. Cependant, d'autres études et réflexions ont été amorcées, elles sont présentées dans une partie « essais et perspectives ». Enfin, les valorisations des études de la thèse sont exposées.

1. La méthode des matrices de capacité

La méthode des matrices est de plus en plus utilisée pour évaluer les services écosystémiques. Cependant la méthodologie n'est pas définie clairement et nécessite une analyse de ses limites et des recommandations pour les réduire. Nous avons étudié la façon d'améliorer la méthode des matrices à dire d'experts en vue d'obtenir les scores les plus robustes possibles (Figure 1, question 1 de la thèse).

1.1. Variabilité et taille du panel d'experts

Nous avons étudié la méthode de calcul des scores finaux à partir des matrices des experts et défini le nombre d'experts nécessaires pour obtenir une robustesse satisfaisante des résultats. La méthode de calcul des scores finaux dépend du niveau d'erreur accepté et, bien sûr, du nombre d'experts qui peuvent être techniquement impliqués dans l'approche participative. Pour calculer les scores finaux, la moyenne est la plus utilisée, néanmoins certaines études utilisent le score médian (Kopperoinen *et al.*, 2014). Notre choix de la moyenne est justifié par le fait que nous considérons le score de la matrice comme continu, même s'il est exprimé pour des raisons pratiques par des valeurs entières. En se concentrant sur différentes méthodes pour calculer la moyenne, nous avons comparé trois approches différentes pour estimer les moyennes de score et les erreur-types : les statistiques habituelles, les modèles bootstrap et les modèles bayésiens. Nos résultats ont montré que pour un nombre restreint de participants, il est préférable d'utiliser des paramètres d'estimation boostrap afin d'augmenter la stabilité du score final et sa variabilité. Si plus de 15 experts sont impliqués, les statistiques usuelles sont suffisantes. Avec 30 experts impliqués, les scores finaux ont montré peu de distinction entre les trois approches testées (statistiques classiques, modèles bootstrappés et modèles bayésiens) car nous avons atteint une moyenne stable.

Il est possible de pondérer les scores selon les caractéristiques des participants (ex. : l'indice de confiance), des pondérations spatiales (ex. : pondération surfacique des unités de bases ; Hermann *et al.*, 2014) ou selon une importance de l'écosystème défini (Koschke *et al.* 2012). L'utilisation de pondération des scores est un choix méthodologique que nous n'avons pas fait dans un premier temps pour considérer les écosystèmes égalitairement. C'est dans un second temps, avec la matrice pondérée à l'échelle d'un territoire, que nous avons développé une matrice qui donne une représentation territoriale des services produits avec une pondération selon la proportion surfacique des écosystèmes présents sur l'ensemble d'un territoire.

Nous préconisons d'ajouter un score de confiance pour avoir un indicateur de la variabilité inter notateurs. Jacobs *et al.* (2014) ont recommandé de suivre les méthodes du GIEC (2014) ou du MEA (2005) avec un indice de confiance à cinq niveaux ou d'évaluer la fiabilité des résultats d'une manière standardisée similaire. Dans notre cas, demander des scores de confiance aussi précis est apparu trop lourd compte tenu du temps et de la réflexion déjà réalisés pour remplir la matrice des capacités. Les informations supplémentaires comme un score de confiance doivent être appropriées, compréhensibles et situées sur une échelle différente de celle des scores. La présence d'un indice de confiance apparaît comme une aide au remplissage de la matrice par les participants qui manquent d'aisance dans l'exercice. En effet, nos applications de la méthode nous ont permis de constater que l'expression de l'aisance dans les scores (soit leur connaissance) rassure les participants. Nos résultats montrent que la prise en compte du score de confiance comme pondérateurs des scores n'induit que des différences marginales aux scores finaux ; ainsi il est à interpréter en parallèle du score.

1.2. La méthodologie

En se basant sur la littérature existante et l'expérience acquise grâce à la production de matrices dans plusieurs évaluations des services écosystémiques réalisées en France, nous sommes arrivés à définir un protocole structuré et robuste en 7 étapes que nous recommandons d'adopter pour une application optimale de la méthode et une réduction des limites inhérentes à la méthode et à l'utilisation des dires d'experts. Elle comprend plusieurs étapes qui s'enchainent, de l'élaboration des objectifs à la notation et à l'évaluation des scores finaux et des incertitudes. Nous avons clarifié les différentes possibilités méthodologiques pour remplir la matrice ainsi que les avantages et inconvénients de chaque possibilité.

Comparé aux autres méthodes d'évaluation des services écosystémiques et de l'approche par Tiers, la méthode des matrices à dire d'experts est classée comme niveau 1 ou niveau 2 selon la complexité des méthodes utilisées pour construire la matrice (Maes *et al.*, 2014, Grêt-regamey *et al.*, 2015). Burkhard (2017) a proposé une méthodologie en 10 étapes pour l'utilisation des matrices à des fins de cartographie des services. Son protocole permet l'intégration de tous types de données dans la matrice, du dire d'experts aux indicateurs quantitatifs des services. Son protocole peut être complémentaire au nôtre puisqu'il est principalement centré sur les questions de cartographie et l'utilisation des données spatiales, alors que notre méthodologie vise à promouvoir les bonnes pratiques pour produire une matrice fiable basée sur le dire d'experts et l'analyse des différentes sources de variabilités.

Si les données quantitatives sont rares, fragmentées ou non accessibles au public, les connaissances des experts peuvent être la meilleure source disponible ou la meilleure approximation pour les estimations des services écosystémiques (Jacobs and Burkhard, 2017; Kienast *et al.*, 2009). Cependant l'utilisation du dire d'experts engendre des limites connues telles que la subjectivité, l'interprétation ou l'impact des différents profils des participants. Certaines méthodes, comme la méthodologie que nous avons développée, peuvent aider à réduire ces limites (Martin *et al.*, 2012; Mukherjee *et al.*, 2018). L'approche des matrices présente d'autres limites telles que l'absence de prise en compte des hétérogénéités spatiales et temporelles des services (Hou *et al.*, 2012; Jacobs *et al.*, 2014), sans complexifier considérablement la matrice (si on choisit de les considérer dans la typologie des écosystèmes).

Au final, l'utilisation d'approche d'évaluation par le dire d'experts est une option efficace pour aborder les compromis simplicité/complexité et précision/incertitude (Jacobs *et al.*, 2014). Notre méthodologie et l'analyse de la variabilité permettent de réduire certaines limites de l'approche des matrices. Dans les choix de remplissages, nous recommandons un remplissage individuel complet avec une matrice vide. En comparant avec les autres approches (Campagne et Roche, 2018), cette approche constitue un juste compromis entre le temps demandé, en tenant compte de toutes les expertises, des avantages analytiques et statistiques et d'un temps de participation raisonnable pour éviter la sur-sollicitation des experts.

1.3 Les scores à dire d'experts et les valeurs biophysiques des services

Comparé à l'évaluation des services avec des données quantitatives biophysiques, l'évaluation via la matrice à dire d'experts est critiquée pour son manque de prise en compte des hétérogénéités spatiales ou de prises en comptes des processus spatiaux (Hou *et al.* 2012) ainsi que la présence des limites liées aux dires d'experts (subjectivités, interprétations, etc. ; Jacobs *et al.* 2014). De manière générale dans les différentes applications que nous avons utilisées en France, les interrogations portent principalement sur la validité des scores à dire d'experts par rapport aux données quantitatives, ainsi qu'aux limites des deux approches.

À partir de la matrice des capacités faite sur la Région Hauts-de-France, nous avons comparé 7 services de la matrice à dire d'experts à 8 indicateurs biophysiques quantitatifs spatiaux à l'échelle de la Région Hauts-de-France. Nous avons utilisé deux méthodes de régression pour évaluer leurs relations. D'une part une régression linéaire a été réalisée pour

évaluer leur relation sur l'ensemble de l'aire d'étude et d'autre part une régression pondérée géographiquement pour évaluer la non-stationnarité de leur relation dans l'espace. Les coefficients de détermination ont été utilisés pour évaluer la force de la relation. De plus, nous avons comparé les cartes des points riches et pauvres (*hot-cold spots*) en services écosystémiques au niveau régional. Nos résultats montrent des relations positives significatives entre les deux types de données. Les coefficients sont plus forts pour les régressions pondérées géographiquement que pour les régressions linéaires. Les données à dire d'expert présentent des patrons spatiaux similaires aux données biophysiques. Des divergences sont cependant ponctuellement observées entre les deux types de données. Il est à noter que les scores à dire d'experts n'intègrent pas les effets zonaux entre types d'écosystèmes contrairement aux données quantitatives pour les services de contrôles des ravageurs ou de pollinisation. Les plus grandes divergences de résultats sont entre les scores du service des activités récréatives et de l'indicateur de densité des circuits des activités de courses et de vélos. L'indicateur prend en compte deux activités récréatives alors que les scores des experts intègrent les capacités des écosystèmes associées à l'ensemble des activités récréatives. De plus, l'indicateur biophysique de densité des circuits des activités récréatives est la mesure de l'usage réel du service alors que les scores à dire d'experts sont des capacités des écosystèmes. C'est aussi le cas pour les indicateurs des services d'approvisionnement utilisés qui sont des recensements de production à l'échelle des communes.

Nos résultats suggèrent qu'au niveau régional, les scores à dire d'experts sont capable de produire une identification de points chaud-froid de services écosystémiques très similaires à ceux obtenus à l'aide d'indicateurs biophysiques. Certaines divergences marginales existent localement sans qu'il soit possible de déterminer quelle méthode est la plus précise en l'absence de services écosystémiques réellement mesurés. Une prochaine étape de notre étude consistera à mettre en relation les scores d'experts et les indicateurs biophysiques avec d'autres sources de données telles que la biodiversité et/ou les indicateurs de pression pour analyser les facteurs associés à la capacité des services écosystémiques.

En résumé, les résultats montrent que l'utilisation des connaissances des experts par le biais de l'approche des matrices peut être aussi valable que l'utilisation de proxy quantitatif ou de modèle biophysique pour l'évaluation des services écosystémiques au niveau régional.

2. Les applications de la méthode

Confrontant des objectifs scientifiques et des stratégies territoriales, nous avons appliqué la méthode des matrices aux écosystèmes de la Région Hauts-de-France et du Parc Naturel Régional (PNR) Scarpe-Escaut pour répondre à leurs problématiques territoriales (Question 2 de la thèse).

2.1. Région Hauts-de-France

Nous avons été sollicités pour conduire une évaluation de la capacité en services écosystémiques des écosystèmes de la Région Hauts-de-France en prenant en compte les expertises des 2 anciennes régions (Nord-Pas de Calais et Picardie). La forte participation valide la prise en compte de l'expertise locale et l'intérêt pour des données locales sur les services écosystémiques produits.

Nous avons pu mettre en évidence des fortes capacités à produire des services pour les écosystèmes forestiers, faibles pour les écosystèmes urbains ainsi qu'une forte capacité des écosystèmes marins et littoraux à produire des services culturels. Ces grandes tendances rejoignent les matrices à l'échelle de l'Europe faites par Burkhard *et al.*, (2012) et Stoll *et al.*, (2014). Nous avons observé des valeurs d'indices d'accord entre notateurs via l'indice *Intra Class Correlation* (ICC, Müller and Büttner 1994 ; Cicchetti, 1994) faibles pour l'ensemble des services écosystémiques considérés, mais toutes significativement différentes de 0. Ces résultats montrent une assez grande disparité dans la notation de la capacité des différents écosystèmes pour un service écosystémique donné. Les sources potentielles de ces disparités sont multiples : des biais disciplinaires, des lacunes dans les connaissances ou un manque d'experts pertinents. Une autre origine possible est l'hétérogénéité du panel qui induit nécessairement des disparités pour chacun des écosystèmes et des services. L'utilisation des indices de type ICC est encore exploratoire dans le contexte des matrices à dire d'experts. Il en ressort cependant une indication des services écosystémiques pour lesquels il existe un accord relativement bon et d'autres pour lesquels ce n'est pas le cas. Ceci, en combinaison avec l'analyse de la variabilité des scores, permet d'identifier des services et des combinaisons de services et d'écosystème pour lesquels il est certainement nécessaire d'approfondir l'analyse, soit en revenant sur les valeurs obtenues lors d'un second atelier dédié, soit en complétant le panel avec des experts plus spécialisés dans les services et les écosystèmes concernés.

Les interprétations et représentations possibles des résultats sont nombreuses. En effet, la matrice intègre de nombreux scores et résultats à exploiter en fonction des besoins des gestionnaires. Dans les interprétations, il est important de considérer les résultats dans leur

ensemble avec les différentes mesures liées aux scores de la matrice (variabilité, indice de confiance et indice d'accord), ainsi que les corrélations entre services. La prise en compte des interactions entre services est primordiale notamment dans les pratiques de gestion se basant sur la maximisation d'un seul service (ex. : les agro écosystèmes), car la diminution des autres services peut avoir en retour des conséquences à long terme sur la fourniture du service maximisé. L'analyse des corrélations entre les services écosystémiques rejoignent les résultats de Kandziora *et al.* (2013) avec des corrélations positives au sein des services de régulations ainsi qu'au sein de services culturels.

Nous avons ensuite testé l'intégration des services écosystémiques dans les études environnementales d'aménagement du territoire. Les projets, plans et programmes d'aménagement ont des impacts (positifs, négatifs et/ou neutres) sur les services écosystémiques en impactant directement les écosystèmes, leur capacité à produire des services et les compromis entre services (Geneletti, 2011). Identifier la perte en services associés aux aménagements est alors capital pour l'analyse des impacts des projets d'aménagement et ainsi les diminuer sur les écosystèmes (Geneletti, 2013; Kumar *et al.*, 2013; Tardieu *et al.*, 2013). Le fait de considérer explicitement les services favorise des évaluations plus cohérentes et plus intégratives des impacts et des analyses coûts-avantages (Honrado *et al.*, 2013) et assure la prise en compte de la durabilité environnemental au niveau politique (Kumar *et al.*, 2013).

Nous avons testé avec trois exemples l'impact d'aménagement sur les services écosystémiques produits avec l'utilisation de la matrice des écosystèmes des Hauts-de-France. Notre méthodologie est basée sur l'impact direct du changement d'occupation du sol à cause de la perte ou la réduction d'une surface d'écosystèmes (Fahrig, 2002). Pour cela, nous avons comparé des scores de services pondérés par les surfaces des écosystèmes avant et après l'aménagement. Nos résultats de l'impact des aménagements sur les services rejoignent globalement ceux des analyses déjà existantes dans les études environnementales telles que les analyses des impacts sur le paysage, sur l'air ou sur le coût de dépassement. Cependant, dans nos exemples, l'intégration des services dans les études environnementales met en avant l'impact local du changement d'occupation du sol (à l'échelle de la parcelle et non du projet) et il permet de connaître les variations de chaque service individuellement. En effet, connaître l'impact des aménagements sur chaque service est primordial selon leur importance et leur priorisation pour les décideurs publics (Partidario and Gomes, 2013). Notre approche préliminaire donne des résultats sous-estimés par le manque de prise en compte des impacts indirects tels que ceux liés à la perte de connectivité comme le montrent Tardieu *et al.* (2015) dans leur étude sur les impacts directs et indirects de la construction d'infrastructures linéaires.

Avec la DREAL et le bureau d'études Écosphère, notre perspective se situe dans l'élaboration d'une méthode d'intégration des services dans les études d'impact qui ajoute une plus-value aux résultats des études d'impacts sans influence négative sur la productivité des bureaux d'études réalisant les études. Ainsi il faut une méthodologie simple, assez souple pour la diversité des aménagements, mais en amont, il faut mettre en avant l'intérêt de la prise en compte des services dans les études d'impact. En effet, même si l'intérêt des services dans les études d'impacts est théoriquement reconnu, l'étude de Rosa and Sánchez (2015) montre que les cas d'intégration des services jusqu'à la fin des processus d'évaluation environnementale, ne sont pas majoritaires dans les projets internationaux.

2.2. Parc Naturel Régional Scarpe-Escaut

Sur le PNR Scarpe Escaut, l'objectif était de développer et tester une méthode d'évaluation de la durabilité des usages des services écosystémiques en confrontant la capacité et l'usage des services écosystémiques. Nous avons considéré que le bilan capacité/usage est directement lié à la pression de l'usage exercé sur un écosystème avec un bilan négatif indiquant que la fourniture en services est en train de dégrader la capacité et l'état de l'écosystème. Pour évaluer la durabilité de l'usage, nous avons créé séparément une matrice de la capacité et une matrice de l'usage avec des panels d'experts différents du fait des profils d'expertise sensiblement différents pour les deux matrices. La différence entre les deux matrices a permis d'obtenir une matrice de bilan. En développement méthodologique pour l'évaluation de la durabilité de l'usage, nous avons proposé d'écarter du calcul les scores de capacité et d'usage inférieurs à 1 car ils ont été considérés comme correspondants à des quantités de services trop faibles pour être utilisés pour le bilan. Ce choix a été validé par les experts lors de l'atelier de restitution. De plus, nous avons proposé une distinction entre l'usage critique signalé par des scores de déséquilibre inférieurs à -0,25, et l'usage non durable signalé avec des scores d'équilibre entre -0,25 et 0,25.

Les résultats sur le PNR Scarpe Escaut montrent un usage général durable avec un bilan majoritairement positif sur le Parc. Cependant, 32% de la matrice montre des valeurs d'usage critique ou non durable, principalement pour les services de régulation et les milieux agricoles et prairiaux. Peu d'articles scientifiques se sont concentrés sur l'étude et l'évaluation du bilan entre la capacité et l'usage. On peut citer les travaux de Burkhard *et al.* (2014) qui utilisent une approche théorique à l'échelle européenne et de Schröter *et al.* (2014) qui présentent une approche par modélisation dans la région de Telemark en Norvège. Les résultats des scores de la capacité et de l'usage rejoignent les résultats théoriques de Burkhard *et al.* (2014) qui montrent des différences entre la capacité (le

potentiel) et l'usage (le flux) généralement faibles. Il est à noter que la définition du flux utilisé dans leurs études est similaire à notre définition de l'usage. D'autres travaux intègrent les flux spatiaux entre les zones de production et les zones de consommation des services, la notion de flux intègre alors une double signification : l'usage et la spatialité. Bagstad *et al.* (2014) développent une modélisation spatialisée de la capacité, du flux et de la demande pour mettre en évidence les chemins de flux. Vrebos *et al.* (2015) utilisent une approche par matrice avec une spatialisation selon les services en Ouganda. Leurs résultats montrent en moyenne une faible différence entre la capacité et l'usage à l'échelle communale (paroisses). Egarter-Vigl *et al.* (2017) présentent une analyse spatialisée de la chaine capacité, usage, demandée par le service de valeur esthétique dans une région des alpes Italiennes. Bien que cette évaluation de la capacité soit basée sur une approche matrice de capacité à dire d'experts, elle est difficilement comparable à la nôtre car ces auteurs focalisent leur étude sur le bilan entre l'usage et la demande.

Nous avons regardé la relation entre trois services écosystémiques (un de chaque catégorie de services) et l'état de l'écosystème via les deux indicateurs (Indice d'intégrité de biodiversité BII de Newbold *et al.*, 2016; et l'hémérobie de Kovarik, 1999). Le bilan montre des relations non linéaires positives fortes entre les indicateurs d'intégrité et les services de régulation des maladies et de valeur d'esthétisme. Les relations sont plus variantes entre les indicateurs d'intégrité et le service d'approvisionnement des ressources secondaires avec des relations faibles et négatives avec le BII et des relations légèrement positives avec l'hémérobie. Nous n'avons pas trouvé dans la littérature d'autres comparaisons entre le bilan capacité/usage et les indicateurs d'intégrité. Cependant des comparaisons entre la capacité en services et les indicateurs d'intégrité ont été faites par Kandziora *et al.* (2013a) dans un exercice théorique d'interactions entre les services écosystémiques, les indicateurs d'intégrité écologique et le processus écologique. Leurs résultats montrent une relation positive ou négative entre la biodiversité et la capacité du service de valeur d'esthétisme, là où nous trouvons une relation forte positive, et une relation négative entre les services des ressources secondaires pour l'agriculture et la biodiversité, ce qui rejoint nos résultats. Ceux-ci montrent, pour trois services, des relations non linéaires cohérentes avec l'hypothèse d'un lien entre le bilan capacité/usage et la condition des écosystèmes. Les relations complexes observées pour le service d'approvisionnement considéré (ressource secondaire pour l'agriculture) peuvent résulter d'une déconnexion entre les usages des espaces agricoles et leur état écologique. La quantité de service d'approvisionnement est plus vraisemblablement reliée à la productivité qu'à la biodiversité, tandis que les services de régulation reposent davantage sur les fonctions écosystémiques, elles-mêmes reliées à la biodiversité (Nagendra *et al.*, 2013).

La méthode des matrices et nos développements méthodologiques répondent à plusieurs enjeux méthodologiques visant à évaluer la durabilité mis en avant par Schröter *et al.* (2014) tels que l'évaluation de la capacité et de l'usage avec la même approche et avec les mêmes échelles d'évaluations, la comparabilité des scores augmentée avec les codes couleurs pour la matrice de l'usage et enfin la possibilité d'évaluer l'ensemble des services sans limitation du nombre de services étudiés. Pour valider le potentiel de notre méthodologie de l'évaluation de la durabilité, il faudra appliquer cette approche sur d'autres sites d'étude, de préférence non protégés.

Pour une bonne intégration des résultats dans les politiques locales, il est nécessaire que les évaluations soient comprises et soutenues par les utilisateurs finaux tels que les gestionnaires ou les décideurs publics (Harrison *et al.*, 2017). Les résultats de l'atelier de restitution et l'enquête en ligne indiquent que les participants ont une bonne compréhension de l'étude et de la méthodologie. De plus, la valorisation des résultats a commencé avec leur intégration dans la candidature à la labellisation RAMSAR, la création d'outils de vulgarisation et leur intégration dans la révision de la Charte du parc. Ces premières valorisations répondent déjà aux besoins du Parc pour la sensibilisation et la vulgarisation scientifique et leurs besoins d'évaluation des milieux naturels.

2.3. Bilan des applications

Sur les deux sites d'étude, une approche participative était souhaitée pour améliorer l'intégration et l'appropriation des résultats dans les politiques territoriales. La matrice a été appliquée sur les deux sites avec une participation importante malgré de grandes matrices, longues à remplir : 825 scores remplis par 17 personnes pour la matrice de la capacité et 25 pour la matrice de l'usage pour le PNR Scarpe-Escaut – (3 heures de remplissages en moyenne d'après les participants) et 1125 scores remplis par 33 personnes pour la matrice de la Région (3-4 heures de remplissages en moyenne selon les participants). Ces fortes participations montrent un intérêt local important et valident l'objectif des gestionnaires et décideurs de nos sites d'étude quant à la participation des acteurs de leur territoire. L'appropriation des résultats et leur compréhension sont fortement renforcées par l'exercice participatif et les débats qui s'initient entre les participants sur les différents services écosystémiques (Kopperoinen *et al.* 2014).

Par rapport aux utilisations de la matrice dans la littérature scientifique, nous avons développé le concept de la matrice pondérée par les surfaces des écosystèmes pour avoir une vision mieux territorialisée des services produits. Le principe de pondérer les scores par

la surface n'est pas nouveau (ex. : Hermann *et al.*, 2014) mais la considération d'une matrice entière avec les scores pondérés n'avait pas encore été faite d'après notre connaissance de la littérature. Les matrices avec et sans pondération de surface donnent des informations complémentaires sur les services écosystémiques qui concernent différentes actions de gestion. Les scores non pondérés des services écosystémiques servent dans les actions de protection/conservation dans des écosystèmes rares ou spécifiques. Les scores pondérés des services écosystémiques donnent des informations importantes au niveau du territoire pour la gestion globale, la planification et l'orientation de la prise de décision à plus grande échelle.

La matrice régionale de la Région Hauts-de-France montre que ce sont les écosystèmes agricoles qui fournissent le plus de services par rapport aux autres écosystèmes. Ce type de résultats peut être utilisé de façon discutable pour favoriser la mise en place de plus de culture sur le territoire alors que ce résultat provient de la présence de 60% de cultures sur le territoire de la Région Hauts-de-France. Ainsi, il faut croiser la matrice régionale avec la matrice des écosystèmes de la région Hauts-de-France pour remarquer que sans la prise en compte des surfaces, les cultures rendent principalement des services d'approvisionnement. Les deux types de matrices (avec et sans pondération) ont été immédiatement appréciés et intégrés par les gestionnaires quant à leurs complémentarités et leurs usages en fonction de l'action de gestion prévue.

Il faut noter que la prise en compte de la superficie est pertinente pour l'évaluation régionale des services d'approvisionnement et de régulation avec l'hypothèse de proportionnalité entre la surface d'écosystème et la quantité de service fourni. Néanmoins, pour certains services culturels tels que la valeur patrimoniale ou les valeurs esthétiques, l'hypothèse de proportionnalité n'est pas fondée : un écosystème rare ou un écosystème répandu dans une région peut être considéré comme symbolique et/ou beau avec une même importance.

3. Vers une approche intégrative

Dans la relation entre l'homme et la nature, les services écosystémiques ne constituent qu'une partie de cette relation : la partie positive (Lele, 2013; Stoll *et al.*, 2014). Cependant la nature peut avoir des effets négatifs sur l'homme, que l'on nomme disservice (Lyytimäki, 2014a; Von Döhren and Haase, 2015). Par ailleurs, les services écosystémiques proviennent des écosystèmes et de leurs fonctions et dépendent donc de l'état de l'écosystème (Braat and Brink, 2008). Dans les applications de la méthode, nous avons essayé d'atteindre une

approche intégrative des évaluations des services écosystémiques à l'échelle territoriale (Question 3 de la thèse) via l'évaluation des disservices et de l'intégrité écologique.

3.1. Disservices

Nous avons effectué une évaluation des disservices conjointement aux services écosystémiques en utilisant une matrice des capacités. Nos résultats indiquent des capacités plus faibles à produire des disservices que des services sur le PNR Scarpe-Escaut. En moyennant les scores de tous les disservices et de tous les services, les disservices représentent 60% des services et 17% si on fait la somme de tous les scores. Ces résultats coïncident avec les résultats d'autres études quant à la fourniture plus importante de services par rapport aux disservices telle que pour Ninan and Kontoleon, (2016) dans une évaluation monétaire des écosystèmes agricoles indiens et pour Klimas *et al.* (2016) dans une approche biophysique dans les forêts urbaines.

Nous avons évalué six disservices définis avec les gestionnaires du Parc. Nous n'avons pas été exhaustifs contrairement aux services écosystémiques car nous voulions tester l'évaluation des disservices les plus communs sur le territoire d'après les gestionnaires. Dans les discussions avec les gestionnaires et les participants à l'atelier, il semble qu'il existe moins de disservices énumérables sur le territoire que de services. Cela rejoint les résultats de Lugnot and Martin, (2013) qui identifient, numériquement, moins de disservices que de services dans les agroécosystèmes d'après les agriculteurs. Bien que les disservices écosystémiques soient connus, ils apparaissent moins importants que les services, tant en quantité (scores) qu'en variété (nombre de mauvais services). Évaluer simultanément les services et les disservices accentue la présence et la perception des effets positifs dominants.

Nos résultats montrent moins d'aisance pour donner un score aux disservices qu'aux services avec des indices de confiance faibles surtout pour les disservices liés aux impacts économiques et aux impacts écologiques. Nous interprétons ces résultats par un manque de connaissance générale des experts interrogés.

Nous avons observé des corrélations positives significatives entre les services et les disservices liés à la santé, que nous avons interprétées comme dues aux caractéristiques des écosystèmes ainsi que celles liées à la présence d'espèces qui peuvent générer des effets positifs et négatifs. Ces résultats sont importants pour les politiques de gestion qui visent à augmenter certains services écosystémiques qui peuvent entraîner l'augmentation de certains disservices. Plus généralement, évaluer et connaître les disservices permet d'intégrer leur potentielle variation dans les politiques de gestion. Nous considérons que la

prise en compte des disservices et des services permet d'avoir une vision plus réaliste des effets impactant notre bien-être. Les participants nous ont confirmé leur préférence pour cette évaluation conjointe. Les mêmes opinions ont été exprimées dans Ango *et al.* (2014).

Nous concluons que, bien que ce ne soit pas une pratique courante (Von Döhren and Haase, 2015), les évaluations des services écosystémiques devraient prendre en compte à la fois les services écosystémiques et les disservices (Ango *et al.*, 2014; Lyytimäki, 2014b ; Vaz *et al.*, 2017). L'identification des disservices permettrait aux gestionnaires et aux parties prenantes de traiter, gérer et éventuellement atténuer certains des effets négatifs des processus écosystémiques (Barot *et al.*, 2017; Maestre Andrés *et al.*, 2012), de comprendre les dynamiques interdépendantes et d'accroître ainsi la profondeur analytique et la pertinence politique des évaluations (Lyytimäki, 2014b).

3.2. Intégrité écologique

En début de thèse, nous souhaitions évaluer l'intégrité écologique parallèlement aux services écosystémiques. Cependant, nous avons progressivement choisi d'étudier dans le détail la notion d'intégrité écologique et ses notions associées car la littérature scientifique était très confuse sur ces notions ainsi que sur les indicateurs à utiliser.

La littérature scientifique a mobilisé toute une gamme de termes et de notions pour tenter de conceptualiser et de décrire les degrés d'intégrité ou d'altération de l'écosystème (Karr, 1981; Rapport, 1989). À partir d'une analyse des articles scientifiques utilisant les notions liées à l'intégrité écologique et ses indicateurs, nous avons identifié cinq formes d'intégrité des écosystèmes : l'intégrité écosystémique de naturalité, l'intégrité fonctionnelle et structurelle des écosystèmes, la stabilité et la résilience des écosystèmes, la condition écologique et la qualité écologique. Les trois premières formes sont liées au mouvement de conservation et aux vues non anthropocentriques de la nature et peuvent être évaluées avec des ensembles d'indicateurs fondés principalement sur les données relatives à la biodiversité, la composition des espèces, les aires naturelles de perturbation, les processus écosystémiques et l'éloignement des activités humaines. L'accent est généralement mis sur la biodiversité ou les composantes vivantes des écosystèmes (Westra *et al.*, 2000). Les deux dernières formes (la condition écologique et la qualité écologique) sont liées à une vision plus anthropocentrique de la nature (Kandziora *et al.*, 2013b; MEA, 2005). Elles sont utilisées soit comme l'état de l'écosystème en réponse aux pressions et perturbations humaines, soit comme la capacité de continuer à produire des services à l'homme. Elles font référence à la capacité des écosystèmes à produire aux humains des services et des ressources à long terme (Czech, 2004; Haines-Young *et al.*, 2012; Mackey, 2004). La

condition écologique et la qualité écologique sont évaluées avec des indicateurs en lien direct avec la capacité des écosystèmes à soutenir durablement la fourniture de services écosystémiques (productivité, flux énergétiques et cycle des éléments nutritifs) soit être déterminées en fonction des préférences de la société concernant les caractéristiques des écosystèmes.

L'objectif spécifique, pour lequel a été défini la notion de condition écologique, est de lier l'état des écosystèmes à la capacité de produire durablement des services et des ressources pour répondre aux besoins naturels et humains (Menzel *et al.*, 2013; Nelson *et al.*, 2006; Revenga, 2005). Nous avons étudié la relation entre les services écosystémiques (avec les données de Stoll *et al.* 2012) et l'indice d'Hémérobie (Machado, 2004; Walz and Stein, 2014). Les relations sont proches des liens théoriques développés par Braat and Brink (2008). Les services écosystémiques montrent des relations différentes avec la condition écologique selon les catégories de services (approvisionnement, régulation et culturel). Ainsi l'état d'un écosystème influence différemment sa capacité à produire des services de régulation, d'approvisionnement ou culturels.

Dans notre analyse de la notion d'intégrité écologique et des notions associées, nous avons commencé à définir des indicateurs sans aller jusqu'à l'évaluation de l'intégrité écologique sur nos sites d'études. Les indicateurs utilisés dans la comparaison avec le bilan capacité/usage sur la PNR Scarpe-Escaut, doivent être approfondis et complétés par d'autres indicateurs selon la forme d'intégrité écologique qu'il est souhaitable d'évaluer.

Nous aurions pu intégrer des indicateurs d'intégrité écologique dans les matrices de capacité comme cela a été fait par exemple par Islam *et al.* (2015) au Bangladesh et Stoll *et al.* (2014) en Europe. Cependant, dans nos deux applications, la priorité a été l'évaluation exhaustive des services écosystémiques, soit un nombre important de services, ce qui a induit une grande matrice de base. L'ajout des disservices n'a d'ailleurs pas pu être fait exhaustivement car nous avons souhaité respecter une taille « raisonnable » de la matrice (un temps de remplissage moyen inférieur à 4h, ce qui est déjà très lourd).

4. Conclusion

La méthode d'évaluation des services écosystémiques utilisant des matrices est largement utilisée en Europe et dans le monde. En France, ces dernières années, nos différentes études ont largement contribué à sa mise œuvre dans le cadre de différentes études. En ce qui me concerne, ces 4 dernières années, j'ai appliqué la méthode des matrices sept fois sur

quatre territoires et j'ai été consulté pour trois autres applications de la méthode en France. Cette méthode est reconnue pour sa flexibilité et sa rapidité d'application (Burkhard *et al.*, 2012b, 2011; Hermann *et al.*, 2014a; Jacobs *et al.*, 2014; Burkhard, 2017). Elle permet d'évaluer et de cartographier les différents composants des services écosystémiques (ex. : offre et demande) et les différentes catégories de services (régulation, approvisionnement, culturel), alors que d'autres méthodes sont limitées par le manque de données (Schröter *et al.*, 2012 ; Burkhard *et al.*, 2012 ; Jacobs *et al.*, 2014). L'utilisation de matrices donne la possibilité d'une évaluation rapide des services écosystémiques et de leur tendances à l'échelle du paysage (Hermann *et al.*, 2014). L'approche participative permet une bonne appropriation de l'étude par les experts (Kopperoinen *et al.*, 2014). D'après l'article très récent de Van Oudenhoven *et al.* (2018) qui listent les critères essentiels afin de définir des indicateurs de services écosystémiques pertinents pour informer la décision publique ; la méthode de la matrice à dire d'experts possède de nombreux critères essentiels qui ont trait à :

- la crédibilité des résultats au travers notamment des valeurs validées par des experts, une littérature scientifique croissante et, comme nous le montrons, une corrélation significative à des données quantitatives indépendantes ;
- la légitimité dans des processus à dire d'expert en atelier qui favorise l'acceptation et la compréhension par les gestionnaires ;
- la prégnance par sa pertinence et son adaptabilité aux enjeux locaux ainsi que sa compréhension aisée ; et enfin
- la faisabilité par sa flexibilité, son efficience en temps et en ressources et son avantage de passer outre la limite des données disponibles par la création de données à dire d'experts.

Les travaux réalisés pendant ma thèse ont permis d'améliorer la méthode des matrices à dire d'experts pour avoir des scores les plus robustes possibles et de valider sa capacité à créer des estimateurs des services produits par leur relation forte avec des données biophysiques. Les objectifs de l'analyse méthodologique initialement définis en début de thèse semblent ainsi atteints.

Dans les deux sites principaux étudiés en collaboration avec les gestionnaires et les responsables locaux, nous avons pu mener à bien l'évaluation des services écosystémiques de façon efficiente. En effet, les deux sites d'études disposent maintenant de données sur les services écosystémiques à l'échelle de leur territoire. Ces données intègrent les connaissances locales et ont été faites avec une approche participative ce qui était une volonté locale. Les objectifs scientifiques ont été atteints quant à la création de données robustes et l'application complète de la méthodologie développée.

Les différentes études menées ont également contribuées à développer des approches méthodologiques innovantes pour, d'une part évaluer la durabilité de l'usage et, d'autre part, pour l'intégration aux évaluations environnementales. Ces développements méthodologiques sont prometteurs mais nécessitent encore plusieurs applications pour les valider dans d'autres contextes.

Un des enjeux de cette thèse était également d'aller vers une méthode plus intégrative au niveau territorial pour prendre en compte plusieurs dimensions de la relation Homme-Nature. Ainsi, nous nous sommes intéressés aux disservices écosystémiques et à l'intégrité écologique en complément des services écosystémiques eux-mêmes. Notre étude montre que l'utilisation des matrices de capacités est pertinente également pour l'évaluation des disservices. Bien que nous ayons initié des travaux et notamment une réflexion conceptuelle et bibliographique sur la notion d'intégrité écologique (Roche et Campagne, 2017), nous n'avons pas pu aller jusqu'à l'évaluation de l'intégrité écologique sur la base d'indicateurs adéquats. Cependant, nos résultats mettent en avant l'importance de définir clairement la forme d'intégrité écologique souhaitée pour utiliser des indicateurs appropriés et leurs études seront mise en œuvre dans le cadre du projet Biodiversa IMAGINE.

Dans la notion d' « analyse intégrative des services écosystémiques », il faut différencier deux approches. Premièrement, l'intégration des différentes valeurs des services écosystémiques est l'évaluation des valeurs biophysiques, socio-culturelles et économiques qui sont considérées comme les trois valeurs des services écosystémiques (Martín-López *et al.*, 2014). Cela comprend aussi l'évaluation des différentes 'composantes' des services écosystémiques telles que l'offre, la demande, le flux - l'usage des services écosystémiques (Burkhard *et al.* 2009, 2012, Kandziora *et al.* 2013, Kroll *et al.* 2012) et l'intégration de la vision des différents types d'acteurs (Langemeyer *et al.*, 2018; Rey-Valette *et al.*, 2017). Deuxièmement, l'évaluation intégrative au niveau territorial prend en compte, conjointement aux services écosystémiques, d'autres aspects connexes aux services écosystémiques tels que les disservices (Lyytimäki, 2014a; Von Döhren and Haase, 2015), la biodiversité (Nagendra *et al.*, 2013) et l'état des écosystèmes, au travers, notamment, de la condition écologique (Braat and Brink, 2008) et/ou des fonctions et processus écosystémiques via différents indicateurs d'intégrité écologique (Machado, 2004). On peut également associer à cette analyse, une mesure du bien-être (MEA, 2005) ou des indicateurs du système socio-économique avec des informations sur le contexte socio-politique (Burkhard *et al.*, 2018).

Dans le cadre de cette thèse, nous n'avons pas évalué différents systèmes de valeurs des services car nous nous sommes concentrés sur l'évaluation d'estimateurs des valeurs biophysiques via la matrice à dire d'experts. Sur le PNR Scarpe-Escaut, la capacité, l'usage

des services écosystémiques et la capacité en disservices ont été évalués. Dans les différentes valeurs des services et les différents éléments d'une approche intégrative, nous avons déterminé ceux qui étaient les plus importants pour répondre aux problématiques territoriales tout en étant compréhensibles et appropriables par les gestionnaires. Une perspective, quant à l'atteinte d'une approche intégrative, serait de croiser nos différents résultats analysés séparément dans la thèse.

Par rapport au cadre conceptuel de la thèse, d'autres éléments seraient à prendre en compte pour atteindre une évaluation complète du système socio-économique telle que l'évaluation de la demande en services écosystémique qui pourrait compléter notre approche quant à son influence sur l'usage et la condition écologique. De nombreuses autres perspectives sont prévues ou en cours de programmation ; elles sont présentées dans le paragraphe suivant avec les essais effectués durant la thèse.

5. Essais et perspectives

Les trois parties de ce manuscrit de thèse présentent les études les plus abouties ou en cours de finalisation. Cependant, il y a un certain nombre d'études que nous n'avons pas pu finir par manque de temps et par priorisation d'autres études. Je souhaiterais présenter, sans ordre de priorité, les essais et début d'études qui n'ont pas pu être valorisés et qui deviennent, maintenant, des perspectives à développer après la thèse.

- La perspective déjà programmée est la suite de l'intégration des services écosystémiques dans les études environnementales. La collaboration entre l'IRSTEA, la DREAL et le bureau d'études Écosphère continue pour l'intégration des services dans les séquences ERC et pour la constitution d'un guide méthodologique à destination des bureaux d'études.
- Les différentes études faites sur le PNR Scarpe-Escaut ont permis d'évaluer la capacité et l'usage en services, la capacité en disservices et l'intégrité écologique amorcée avec les indicateurs BII et d'hémérobie. Nous pourrions croiser ces résultats pour une vision plus globale des différents résultats sur le Parc et ainsi aller vers une analyse intégrative des services écosystémiques.
- À la suite des études réalisées sur le PNR Scarpe-Escaut, nous avons amorcé une réflexion plus théorique sur la durabilité. La durabilité des ressources est une notion complexe sur laquelle il faudrait plus d'analyses. Dans le cadre des services écosystémiques nous entrons dans un sujet fascinant qui nécessiterait beaucoup plus qu'un papier. En effet, lors des réflexions sur l'étude sur la durabilité (chapitre 3 Partie 2), notre réflexion s'est

portée vers la définition de la durabilité pour chaque service selon ses caractéristiques et son sens. Avec les co-auteurs du papier, nous avons initié l'idée d'une typologie des services en fonction de leur signification quant à leur durabilité de l'usage. Cette réflexion est, malheureusement, arrivée trop tardivement dans le processus de rédaction pour être incorporée au papier ou à la thèse. Après la thèse, je serai très intéressée par continuer ces réflexions.

- Pour une évaluation intégrée des services, nous recommandons l'intégration des disservices. À l'échelle de la région, avec la DREAL, nous avons choisi de prendre en compte les disservices dans un second temps car la priorité était d'évaluer exhaustivement les services écosystémiques. Pour cela la matrice était déjà très grande et donc, considérer les disservices en plus, aurait été trop complexe.
- Plus globalement, le travail initié sur le PNR Scarpe-Escaut se poursuit aussi dans le cadre du projet européen IMAGINE (programme BiodivERsA) qui se focalise sur les services écosystémiques et la condition écologique des éléments des trames vertes et bleues. Ce projet est en partenariat avec des centres de recherches et des sites d'études en Allemagne, en Norvège, en Belgique et en Estonie.

Nous avons initié deux études que je souhaiterais présenter avec plus de détail. Tout d'abord, nous avons continué les études sur l'intégrité écologique avec des travaux sur les indicateurs. Et la dernière étude, commencée récemment, est l'évaluation de la dynamique des services écosystémiques sur le PNR Scarpe-Escaut.

Je me permets aussi de citer deux études qui sont valorisées indirectement dans la thèse : l'étude de Candice Christin sur la comparaison des scores des matrices existantes et l'étude de Laurie Gourlet sur les éléments pondérateurs. Leurs études, faites au cours de stages, ont permis des développements conceptuels indirects dans la thèse mais n'ont pas été assez avancées pour constituer une perspective.

Indicateurs d'intégrité écologique

En support de notre réflexion sur les notions d'intégrité écologique, nous avons créé une base de données de la littérature scientifique utilisant les notions d'intégrité écologique et/ou utilisant des indicateurs d'intégrité écologique. En tout, nous avons étudiés 58 articles scientifiques sélectionnés dans Scopus, domaines les Sciences de la vie et les Sciences humaines et sociales utilisant les mots *ecosystem* OR *ecological* AND *integrity*. Cette base de données a été la source des travaux de Kevin Tastayre durant son stage (Tastayre *et al.* 2017). Il a étudié les indicateurs utilisés en fonction de certaines caractéristiques. Voici le résumé des travaux que nous avons fait avec lui :

Les critères pour évaluer l'intégrité écologique changent selon les auteurs, selon l'écosystème étudié ou encore selon la localisation. Certains auteurs utiliseront une multitude d'indicateurs afin d'évaluer le plus précisément possible l'état de l'écosystème et le plus de paramètres possibles quand d'autres n'utiliseront qu'un seul indicateur. Cependant, quel que soit le nombre d'indicateurs choisis par les auteurs, une seule question demeure : quels indicateurs choisir ? Nous avons étudié les indicateurs qui sont les plus utilisés dans la littérature scientifique en fonction de certains paramètres tels que le concept d'intégrité écologique associé à l'indicateur ou le type d'indicateurs (agrégé, bio indicateurs, fonctionnelles, de composition etc.). De plus nous avons effectué des analyses multidimensionnelles de textes à l'aide du logiciel IRaMuTeQ. Ce logiciel d'analyse de textes et de tableaux de données s'appuie sur le logiciel de statistique R et le langage python. Il permet de décrire et d'analyser des corpus textuels et des matrices de type individus/caractères (en format .xls et .ods notamment).

La base de données que nous avons créée a permis de recenser 1222 indicateurs ainsi que 60 concepts différents qui gravitent autour de la notion d'intégrité écologique. Dans les nombreuses analyses possibles de la base de données, nous avons étudié des variables regroupant les indicateurs en grand types ou catégories et celles liées aux 60 concepts différents de la notion d'intégrité écologique. Notre base de données peut mettre en avant des tendances sur les indicateurs utilisés dans la littérature scientifique en fonction des différents critères de la base (les sources de données des indicateurs, l'écosystème concerné, la région climatique, l'échelle, le type de métrique, etc.). Les indicateurs de « composition » comme *species richness* sont ceux qui ont été le plus cités dans les articles étudiés (30,5% des indicateurs utilisés). Ensuite ce sont les indicateurs de « structure » tels que *dead wood presence* et « physico-chimique » comme le pH qui sont les plus cités avec respectivement 14,7% et 11% de la totalité des indicateurs. Il s'agit là de types d'indicateurs aisément compréhensibles pour le grand public et les gestionnaires et sur lesquels, en conséquence, il est plus simple de communiquer.

Les analyses de mots montrent les mêmes résultats en mettent en avant les mots les plus cités dans les noms d'indicateurs : les mots *species*, *numb*, *index*, *richness* et *tree* (Figure 2). Notre base de données révèle des possibilités d'indicateurs à utiliser en fonction de plusieurs critères comme le type d'écosystème, le domaine climatique ou le concept d'intégrité écologique. Nonobstant, d'autres paramètres, comme le contexte socio-culturel du territoire (où l'indicateur sera utilisé) ou l'intérêt du public, peuvent modifier leur pertinence pour l'évaluation de l'intégrité écologique.

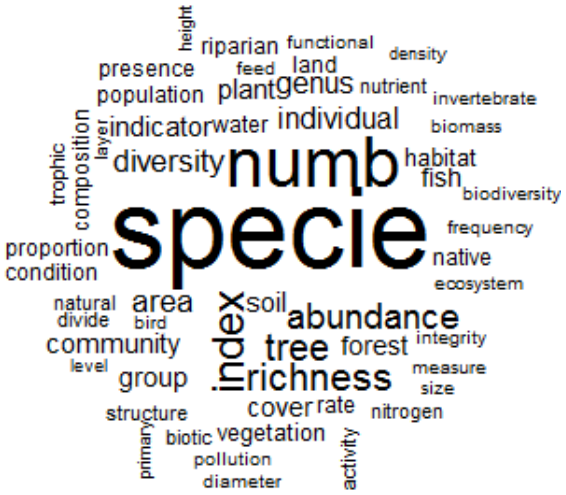


Figure 2 : Nuage de mots réalisés sur la colonne *indicator*

Ces travaux n'ont pas encore pu être valorisés mais ils constituent une perspective prévue après la thèse, avec l'analyse plus poussée de la base de données et la mise en avant d'indicateurs d'intégrité écologique en fonction de différents caractéristiques. Cette étude a seulement été amorcée dans la Partie 3 avec l'article pour le projet ESMERALDA. De plus, la DREAL Hauts-de-France est intéressée par l'évaluation de l'intégrité écologique de ces milieux ainsi que de l'impact de l'intégrité sur la capacité de ces écosystèmes à produire des services écosystémiques.

Approches dynamiques des services écosystémiques

Les approches dynamiques des services écosystémiques peuvent être faites via l'étude des dynamiques passées ou en établissant des scénarios dans le futur. Dans le contexte de la révision de leur Charte, le PNR Scarpe-Escaut est intéressé par des analyses dynamiques pour un bilan à mi-charte avec les résultats des dynamiques passées et à travers des scénarios afin de prévoir des dynamiques futures des services.

Comme les matrices ont été établies à partir des typologies d'occupation du sol, nous pouvons les cartographier et étudier les dynamiques passées des services produits grâce à des données acquises à différentes dates telles que des cartographies diachroniques. Ces analyses seront effectuées pour la fin de l'année 2018. Pour les scénarios, nous avons initié des réflexions autour de 4 scénarios inspirés de la littérature (tels que Kubiszewski *et al.*, 2017; Rounsevell *et al.*, 2006) et de discussions avec les chargés de mission du Parc sur les ceux possibles en fonction des politiques locales.

Notre réflexion se base sur 4 scénarios de changement d'occupation du sol d'ici 2050. Le premier scénario : « continuité » est dans le cas d'absence de changement majeur et une continuation des tendances actuelles avec une diminution des zones humides et une

augmentation des zones urbaines dans les limites fixées (inférieures à 3%). Le deuxième : « explosion démographique et expansion urbaine » est une expansion urbaine qui entraîne une diminution des cultures, prairies et forêts. Ainsi en 2050 les milieux naturels diminuent et les milieux urbains progressent. Le troisième : « renforcement des politiques de conservation et de restauration » est la mise en place de politique de conservation et restauration des zones humides et des milieux naturels non exploités ainsi que des trames vertes et bleues. Ce scénario prévoit plus de milieux naturels (forêts, zones humides) et une diminution des cultures et plantations d'arbres. Enfin, le quatrième scénario « augmentation des usages des milieux naturels et légère expansion urbaine » prévoit une expansion urbaine légèrement au-dessus de la limite fixée. L'occupation du sol en 2050 aurait plus de cultures et plantations d'arbres et une diminution des milieux naturels (forêts, zones humides) ainsi qu'une augmentation des surfaces urbaines.

À partir de ces scénarios nous souhaiterions estimer quels écosystèmes seraient impactés par ces changements majeurs d'ici 2050 et comment les usages évolueraient. Nous avons ainsi commencé une estimation des évaluations de l'occupation du sol d'ici 2050 en partant de l'occupation du sol ARCH de 2009 (ANNEXE D.1). Ces estimations sont en cours de validations ou de modifications auprès des gestionnaires du Parc.

La suite de l'étude se situe au niveau de la réflexion méthodologique pour faire des scénarios sur les dynamiques de l'usage et de la capacité. En effet, on peut émettre l'hypothèse que d'ici 2050, les usages de l'homme auront évolué par l'évolution démographique ou par les changements sociaux. Quant à la capacité, des facteurs tels que le changement climatique ont pu modifier les capacités des écosystèmes à produire des services écosystèmes. Ainsi les matrices de la capacité et de l'usage devraient être modifiées en fonction des scénarios. Notre réflexion sur ces questions se poursuit.

6. Les valorisations

Les principales valorisations de la thèse sont les articles scientifiques et les présentations en colloques et séminaires scientifiques. Cinq chapitres (Chapitre 1 et 2 Partie 1, Chapitre 1, 2 et 3 Partie 3) ont été publiés, un chapitre est en révision (Chapitre 4 Partie 2) et deux articles vont être soumis dans les prochains mois (Chapitre 3 Partie 1 et Chapitre 3 Partie 2). Le chapitre 1 Partie 2 fait partie d'un rapport scientifique et technique qui sera diffusé dans les prochains mois. Enfin, pour la fin d'année 2018, nous allons soumettre un article scientifique et un article technique à partir des études d'intégration des services écosystémiques dans les études environnementales (Chapitre 4 Partie 2). Les résultats de la thèse ont été

présentés lors de 7 présentations orales et 3 posters au cours de 6 colloques scientifiques nationaux ou internationaux (Détails en ANNEXE D.2). Durant la thèse, j'ai eu l'occasion de contribuer dans l'EFESE Les milieux humides et aquatiques continentaux au travers de l'écriture du Chapitre 11 sur les bouquets de services.

Figure 3 : Photographie de l'exposition sur les services écosystémiques faites par la DREAL à Valencienne (photographie du haut faite par C. Grabinski) et dans les locaux de la DREAL à Amiens (photographies du bas faite par C.S. Campagne)

La valorisation locale des résultats est cependant importante comme indicateurs d'appropriation et d'utilisation des résultats de nos études. Sur le PNR Scarpe-Escaut, les gestionnaires ont commencé la valorisation des résultats (comme le présente le chapitre 2 de la Partie 3) avec leur intégration dans la candidature à la labellisation RAMSAR, la création d'outils de vulgarisation et leur intégration à la révision de la Charte du parc. La DREAL Hauts-de-France a commencé la valorisation des résultats avec la création d'une exposition sur les services écosystémiques et l'évaluation réalisée (Figure 3). Cette exposition a été présentée lors des Assises de la Biodiversité à Valenciennes les 13, 14 et 15 juin 2018 et, est aujourd'hui (Juillet 2018) pour plusieurs mois dans le hall de la DREAL Hauts-de-France à Amiens.

Enfin, un article de vulgarisation a été écrit sur l'étude des services écosystémiques de la Région Hauts-de-France. Il est accessible sur Echosciences Hauts de France à l'adresse suivante : https://www.echosciences-hauts-de-france.fr/articles/nature-services-ecosystemiques

Bibliographie

Ango, T.G., Börjeson, L., Senbeta, F., Hylander, K., 2014. Balancing ecosystem services and disservices: Smallholder farmers' use and management of forest and trees in an agricultural landscape in southwestern Ethiopia. Ecol. Soc. 19. doi:10.5751/ES-06279-190130

Bagstad, K.J., Villa, F., Batker, D., Harrison-cox, J., Voigt, B., Johnson, G.W., 2014. From theoretical to actual ecosystem services: mapping beneficiaries and spatial flows in ecosystem service assessments. Ecol. Soc. 19, 64. doi:10.5751/ES-06523-190264

Barot, S., Yé, L., Abbadie, L., Blouin, M., Frascaria, N., 2017. Ecosystem services must tackle anthropized ecosystems and ecological engineering. Ecol. Eng. 99, 486–495. doi:10.1016/j.ecoleng.2016.11.071

Braat, L.C., Brink, P. ten, 2008. The Cost of Policy Inaction: the Case of not Meeting the 2010 Biodiversity Target. Rep. to Eur. Comm. Under Contract ENV.G.1./ETU/2007/0044, Wageningen, Brussels, Alterra Rep. 1718/ .

Burkhard, B., 2017. Ecosystem services matrix, in: Burkhard, B., Maes, J. (Eds) Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia. p. 374.

Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., Müller, F., 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. Ecol. Indic. 21, 17–29. doi:10.1016/j.ecolind.2011.06.019

Burkhard, B., Opitz, S., Lenhart, H., Ahrendt, K., Garthe, S., Mendel, B., Windhorst, W., 2011. Ecosystem based modeling and indication of ecological integrity in the German North Sea-case study offshore wind parks. Ecol. Indic. 11, 168–174. doi:10.1016/j.ecolind.2009.07.004

Burkhard, B., Santos-Martin, F., Nedkov, S., Maes, J., 2018. An operational framework for integrated Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES). One Ecosyst. 3, e22831. doi:10.3897/oneeco.3.e22831

Campagne C.S. 2014. Évaluation des services écosystémiques sur le territoire du futur Parc naturel régional des Baronnies Provençales – Rapport de fin d'étude – IMBE – Master IEGB, 25 p.

Campagne, C.S. 2015. Evaluation des services écosystémiques potentiellement rendus par les zones humides des territoires du SAGE Scarpe aval et du Parc naturel régional Scarpe-Escaut. Rapport d'étude IMBE, 62 p.

Campagne, C.S., Roche, P., 2018. May the matrix be with you! Guidelines for the application of expert-based matrix approach for ecosystem services assessment and mapping. One Ecosyst. 3, e24134. doi:10.3897/oneeco.3.e24134

Cicchetti, D. V. 1994. Guidelines, Criteria, and Rules of Thumb for Evaluating Normed and Standardized Assessment Instruments in Psychology. Psychological Assessment, 6, 284–290.

Czech, B., 2004. Chronological Frame of Reference for Ecological Integrity and Natural Conditions. Nat. Resour. J. 44, 1113–1136.

Egarter Vigl, L., Depellegrin, D., Pereira, P., de Groot, R., Tappeiner, U., 2017. Mapping the ecosystem service delivery chain: Capacity, flow, and demand pertaining to aesthetic experiences in mountain landscapes. Sci. Total Environ. 574, 422–436. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.08.209

Fahrig, L., 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. Ecol. Appl. 12, 346e353. https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0346:EOHFOT]2.0.CO;2

Geneletti, D., 2011. Reasons and options for integrating ecosystem services in strategic environmental assessment of spatial planning. Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag. 7, 143–149. doi:10.1080/21513732.2011.617711

Geneletti, D., 2013. Ecosystem services in environmental impact assessment and strategic environmental assessment. Environ. Impact Assess. Rev. 40, 1–2. doi:10.1016/j.eiar.2013.02.005

GIEC, 2014. Confidence and Likelihood in the IPCC Fifth Assessment Report.

Gourlet L., Campagne C.S. et Roche P. 2017. Analyse des éléments spatiaux influençant la fourniture de services écosystémiques au sein du Parc naturel régional Scarpe-Escaut. Rapport Technique. Rapport d'étude. UR RECOVER, IRSTEA, Aix-en-Provence, 49 p.

Grêt-regamey, A., Weibel, B., Kienast, F., Rabe, S., Zulian, G., 2015. A tiered approach for mapping ecosystem services. Ecosyst. Serv. 13, 16–27. doi:10.1016/j.ecoser.2014.10.008

Haines-Young, R., Potschin, M., Kienast, F., 2012. Indicators of ecosystem service potential at European scales: Mapping marginal changes and trade-offs. Ecol. Indic. 21, 39–53. doi:10.1016/j.ecolind.2011.09.004

Harrison, P.A., Dunford, R., Barton, D.N., Kelemen, E., Martin-Lopez, B., Norton, L., Termansen, M., Saarikoski, H., Hendriks, K., Gomez-Baggethun, E., Czúcz, B., Garcia-Llorente, M., Howard, D., Jacobs, S., Karlsen, M., Kopperoinen, L., Madsen, A., Rusch, G., Eupen, M. van, Verweij, P., Smith, R., Tuomasjukka, D., Zulian, G., 2017. Selecting methods for ecosystem service

assessment: A decision tree approach. Ecosyst. Serv. submitted, 21–23. doi:10.1016/j.ecoser.2017.09.016
Hermann, A., Kuttner, M., Hainz-Renetzeder, C., Konkoly-Gyuró, É., Tirászi, Á., Brandenburg, C., Allex, B., Ziener, K., Wrbka, T., 2014. Assessment framework for landscape services in European cultural landscapes: An Austrian Hungarian case study. Ecol. Indic. 37, 229–240. doi:10.1016/j.ecolind.2013.01.019
Honrado, J.P., Vieira, C., Soares, C., Monteiro, M.B., Marcos, B., Pereira, H.M., Partidário, M.R., 2013. Can we infer about ecosystem services from EIA and SEA practice? A framework for analysis and examples from Portugal. Environ. Impact Assess. Rev. 40, 14–24. doi:10.1016/j.eiar.2012.12.002
Hou, Y., Burkhard, B., Müller, F., 2012. Uncertainties in landscape analysis and ecosystem service assessment. J. Environ. Manage. 127, S117-31. doi:10.1016/j.jenvman.2012.12.002
Islam, S., Ahmed, S., Burkhard, B., Sohel, M.S.I., Ahmed Mukul, S., Burkhard, B., 2015. Landscape's capacities to supply ecosystem services in Bangladesh: A mapping assessment for Lawachara National Park. Ecosyst. Serv. 12, 128–135. doi:10.1016/j.ecoser.2014.11.015
Jacobs, S., Burkhard, B., 2017. Applying expert knowledge for ecosystem services quantification, in: Burkhard B, Maes J (Eds.) (2017) Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, 374 Pp. pp. 143–148.
Jacobs, S., Burkhard, B., Van Daele, T., Staes, J., Schneiders, A., 2014. "The Matrix Reloaded": A review of expert knowledge use for mapping ecosystem services. Ecol. Modell. 295, 21–30. doi:10.1016/j.ecolmodel.2014.08.024
Kandziora, M., Burkhard, B., Müller, F., 2013a. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise. Ecol. Indic. 28, 54–78. doi:10.1016/j.ecolind.2012.09.006
Kandziora, M., Burkhard, B., Müller, F., 2013b. Mapping provisioning ecosystem services at the local scale using data of varying spatial and temporal resolution. Ecosyst. Serv. 4, 47–59. doi:10.1016/j.ecoser.2013.04.001
Karr, J.R., 1981. Assessment of Biotic Integrity Using Fish. Fish. 6, 21–27. doi:10.1577/1548-8446(1981)006<0021:AOBIUF>2.0.CO;2
Kienast, F., Bolliger, J., Potschin, M., De Groot, R.S., Verburg, P.H., Heller, I., Wascher, D., Haines-Young, R., 2009. Assessing landscape functions with broad-scale environmental data: Insights gained from a prototype development for Europe. Environ. Manage. 44, 1099–1120. doi:10.1007/s00267-009-9384-7
Klimas, C., Williams, A., Hoff, M., Lawrence, B., Thompson, J., Montgomery, J., 2016. Valuing ecosystem services and disservices across heterogeneous green spaces. Sustain. 8, 1–21. doi:10.3390/su8090853
Kopperoinen, L., Itkonen, P., Niemelä, J., 2014. Using expert knowledge in combining green infrastructure and ecosystem services in land use planning: An insight into a new place-based methodology. Landsc. Ecol. 29, 1361–1375. doi:10.1007/s10980-014-0014-2
Koschke, L., Fürst, C., Frank, S., Makeschin, F., 2012. A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning. Ecol. Indic. 21, 54–66. doi:10.1016/j.ecolind.2011.12.010
Kovarik, I., 1999. Natürlichkeit, Naturnähe und Hemerobie als Bewertungskriterien, in: Sukkopp, H., Hejny, S., Kovarik, I. (Eds.), Urban Ecology. SPB Academic Publications, The Hague, The Netherlands, pp. 45–74.
Kroll, F., Müller, F., Haase, D., Fohrer, N., 2012. Rural–urban gradient analysis of ecosystem services supply and demand dynamics. Land use policy 29, 521–535. doi:10.1016/j.landusepol.2011.07.008
Kubiszewski, I., Costanza, R., Anderson, S., Sutton, P., 2017. The future value of ecosystem services: Global scenarios and national implications. Ecosyst. Serv. 26, 289–301. doi:10.1016/j.ecoser.2017.05.004
Kumar, P., Esen, S.E., Yashiro, M., 2013. Linking ecosystem services to strategic environmental assessment in: Development policies. Environ. Impact Assess. Rev. 40, 75–81. doi:10.1016/j.eiar.2013.01.002
Langemeyer, J., Palomo, I., Baraibar, S., Gómez-Baggethun, E., 2018. Participatory multi-criteria decision aid: Operationalizing an integrated assessment of ecosystem services. Ecosyst. Serv. 30, 49–60. doi:10.1016/j.ecoser.2018.01.012
Lele, S., 2013. Environmentalisms, justices and the limits of ecosystem services. Justices Injustices Ecosyst. Serv. 224. doi:10.4324/9780203395288

Lugnot, M., Martin, G., 2013. Biodiversity provides ecosystem services: Scientific results versus stakeholders' knowledge. Reg. Environ. Chang. 13, 1145–1155. doi:10.1007/s10113-013-0426-6
Lyytimäki, J., 2014a. Ecosystem disservices: Embrace the catchword. Ecosyst. Serv. 12, 2212. doi:10.1016/j.ecoser.2014.11.008
Lyytimäki, J., 2014b. Bad nature: Newspaper representations of ecosystem disservices. Urban For. Urban Green. 13, 418–424. doi:10.1016/j.ufug.2014.04.005
Machado, A., 2004. An index of naturalness. J. Nat. Conserv. 12, 95–110. doi:10.1016/j.jnc.2003.12.002
Mackey, B., 2004. Ecological Integrity – A Commitment to Life on Earth, in: The Earth Charter in Action. Royal Tropical Institute (KIT), Amsterdan, pp. 65–68.
Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Murphy, P., Paracchini, M., José, B., Grizzetti, B., European Commission, 2014. Mapping and assessment of ecosystems and their services: Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020, Publications office of the European Union, Luxembourg. doi:10.2779/75203
Maestre Andrés, S., Calvet Mir, L., van den Bergh, J.C.J.M., Ring, I., Verburg, P.H., 2012. Ineffective biodiversity policy due to five rebound effects. Ecosyst. Serv. 1, 101–110. doi:10.1016/j.ecoser.2012.07.003
Martin, T.G., Burgman, M.A., Fidler, F., Kuhnert, P.M., Low-Choy, S., Mcbride, M., Mengersen, K., 2012. Eliciting Expert Knowledge in Conservation Science. Conserv. Biol. 26, 29–38. doi:10.1111/j.1523-1739.2011.01806.x
Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E., García-Llorente, M., Montes, C., 2014. Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment. Ecol. Indic. 37, 220–228. doi:10.1016/j.ecolind.2013.03.003
MEA, 2005. Millenium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington D.C.
Menzel, S., Kappel, C. V., Broitman, B.R., Micheli, F., Rosenberg, A. a., Barbara, S., Station, H.M., 2013. Linking human activity and ecosystem condition to inform marine ecosystem based management. Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst. 23, 506–514. doi:10.1002/aqc.2365
Mukherjee, N., Zabala, A., Huge, J., Nyumba, T.O., Adem Esmail, B., Sutherland, W.J., 2018. Comparison of techniques for eliciting views and judgements in decision-making. Methods Ecol. Evol. 9, 54–63. doi:10.1111/2041-210X.12940
Müller, R. & Büttner, P. 1994. A critical discussion of intraclass correlation coefficients. Statistics in Medicine, 13, 2465–2476.
Nagendra, H., Reyers, B., Lavorel, S., 2013. Impacts of land change on biodiversity: making the link to ecosystem services. Curr. Opin. Environ. Sustain. 5, 503–508. doi:10.1016/j.cosust.2013.05.010
Nelson, G.C., Bennett, E., Berhe, a. a., Cassman, K.G., DeFries, R., Dietz, T., Dobson, A., Dobermann, A., Janetos, A., Levy, M., Marco, D., Nakicenovic, N., O'Neill, B., Norgaard, R., Petschel-Held, G., Ojima, D., Pingali, P., Watson, R., Zurek, M., 2006. Drivers of Change in Ecosystem Condition and Services. Ecosyst. Hum. Well-Being Scenar. - Vol. 2 175–222. doi:citeulike-article-id:4423649
Newbold, T., Hudson, L.N., Arnell, A.P., Contu, S., De Palma, A., Ferrier, S., Hill, S.L.L., Hoskins, A.J., Lysenko, I., Phillips, H.R.P., Burton, V.J., Chng, C.W.T., Emerson, S., Gao, D., Hale, G.P., Hutton, J., Jung, M., Sanchez-Ortiz, K., Simmons, B.I., Whitmee, S., Zhang, H., Scharlemann, J.P.W., Purvis, A., 2016. Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. Science (80-.). 353, 291–288. doi:10.1126/science.aaf2201
Ninan, K.N., Kontoleon, A., 2016. Valuing forest ecosystem services and disservices - Case study of a protected area in India. Ecosyst. Serv. 20, 1–14. doi:10.1016/j.ecoser.2016.05.001
Partidario, M.R., Gomes, R.C., 2013. Ecosystem services inclusive strategic environmental assessment. Environ. Impact Assess. Rev. 40, 36–46. doi:10.1016/j.eiar.2013.01.001
Rapport, D.J., 1989. What Constitutes Ecosystem Health? Perspect. Biol. Med. 33, 120–132. doi:10.1353/pbm.1990.0004
Revenga, C., 2005. Developing indicators of ecosystem condition using geographic information systems and remote sensing. Reg. Environ. Chang. 5, 205–214. doi:10.1007/s10113-004-0085-8
Rey-Valette, H., Mathé, S., Salles, J.M., 2017. An assessment method of ecosystem services based on stakeholders perceptions: The Rapid Ecosystem Services Participatory Appraisal (RESPA). Ecosyst. Serv. doi:10.1016/j.ecoser.2017.08.002
Roche, P.K. and C.S. Campagne 2017: From ecosystem integrity to ecosystem condition: a continuity of concepts supporting different aspects of ecosystem sustainability. Current Opinion in Environmental Sustainability 29: 63–68.Rosa, J.C.S., Sánchez, L.E., 2015. Is the ecosystem service concept improving impact assessment? Evidence from recent international practice. Environ. Impact Assess. Rev. 50, 134–142. doi:10.1016/j.eiar.2014.09.006

Rounsevell, M.D.A., Reginster, I., Araújo, M.B., Carter, T.R., Dendoncker, N., Ewert, F., House, J.I., Kankaanpää, S., Leemans, R., Metzger, M.J., Schmit, C., Smith, P., Tuck, G., 2006. A coherent set of future land use change scenarios for Europe. Agric. Ecosyst. Environ. 114, 57–68. doi:10.1016/j.agee.2005.11.027

Schröter M, Remme R, Hein L 2012. How and where to map supply and demand of ecosystem services for policy-relevant outcomes? Ecological Indicators 23: 220 - 221. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.03.025

Schröter, M., Barton, D.N., Remme, R.P., Hein, L., 2014a. Accounting for capacity and flow of ecosystem services: A conceptual model and a case study for Telemark, Norway. Ecol. Indic. 36, 539–551. doi:10.1016/j.ecolind.2013.09.018

Schröter, M., Van Der Zanden, E.H., Van Oudenhoven, A.P.E., Remme, R.P., Serna-chavez, H.M., Groot, R.S. De, Opdam, P. 2014b. Ecosystem Services as a Contested Concept: a Synthesis of Critique and Counter-Arguments. Conserv. Lett. 7, 514–523. doi:10.1111/conl.12091

Stoll, S., Frenzel, M., Burkhard, B., Adamescu, M., Augustaitis, A., Baeßler, C., Bonet, F.J., Carranza, M.L., Cazacu, C., Cosor, G.L., Díaz-Delgado, R., Grandin, U., Haase, P., Hämäläinen, H., Loke, R., Müller, J., Stanisci, A., Staszewski, T., Müller, F., 2014. Assessment of ecosystem integrity and service gradients across Europe using the LTER Europe network. Ecol. Modell. 295, 13. doi:10.1016/j.ecolmodel.2014.06.019

Tardieu, L., Roussel, S., Salles, J.-M., 2013. Assessing and mapping global climate regulation service loss induced by Terrestrial Transport Infrastructure construction. Ecosyst. Serv. 4, 73–81. doi:10.1016/j.ecoser.2013.02.007

Tardieu, L., Roussel, S., Thompson, J.D., Labarraque, D., Salles, J.-M.M., 2015. Combining direct and indirect impacts to assess ecosystem service loss due to infrastructure construction. J. Environ. Manage. 152, 145–157. doi:10.1016/j.jenvman.2015.01.034

Tastayre K., Campagne C.S. et Roche P. 2017.. L'intégrité écologique: une notion polysémique complexe. Revue bibliographique des concepts et des indicateurs associés. Rapport d'étude. UMR RECOVER, IRSTEA, Aix-en-Provence 40 p.

van Oudenhoven, A.P.E., Schröter, M., Drakou, E.G., Geijzendorffer, I.R., Jacobs, S., van Bodegoma, P.M., Chazeef, L., Czúcz, B., Grunewald, K., Lillebø, A.I., Mononen, L., Nogueiral, A.J.A., Pacheco-Romero, M., Perennouf, C., Remme, R.P., Rova, S., Syrbek, R.-U., Tratalos, J.A., Vallejos, M., Albert, C., 2018. Key criteria for developing ecosystem service indicators to inform decision making. Ecol. Indic. 21–27. doi:10.1016/j.ecolind.2018.06.020

Vaz, A.S., Kueffer, C., Kull, C.A., Richardson, D.M., Vicente, J.R., Kühn, I., Schröter, M., Hauck, J., Bonn, A., Honrado, J.P., 2017. Integrating ecosystem services and disservices: insights from plant invasions. Ecosyst. Serv. 23, 94–107. doi:10.1016/j.ecoser.2016.11.017

Von Döhren, P., Haase, D., 2015. Ecosystem disservices research: A review of the state of the art with a focus on cities. Ecol. Indic. 52, 490–497. doi:10.1016/j.ecolind.2014.12.027

Vrebos, D., Staes, J., Vandenbroucke, T., D'Haeyer, T., Johnston, R., Muhumuza, M., Kasabeke, C., Meire, P., 2015. Mapping ecosystem service flows with land cover scoring maps for data-scarce regions. Ecosyst. Serv. 13, 28–40. doi:10.1016/j.ecoser.2014.11.005

Walz, U., Stein, C., 2014. Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. J. Nat. Conserv. 22, 279–289.

Westra, L., Miller, P., Karr, J.R., Rees, W.E., Ulanowicz, R.E., 2000. Ecological integrity and the aims of the global integrity project, Ecological integrity: integrating environment, conservation and health.

Annexe

Partie 1. Analyse systématique de la méthode des matrices de capacité à dire d'experts

Chapitre 1. Expert-based ecosystem services capacity matrices: dealing with scoring variability

Annexe 1.1.1: Data sets

RNP-BP

The first set was completed in 2014 and consist of a panel of 23 experts in the Regional Natural Park (RNP) of "Les Baronnies Provençales" (noted RNP-BP).

- ✓ 33 ecosystem types (ET) (15 agriculture habitats, 12 forest habitats and 6 aquatic and urban habitats) related to landcover types of regional land cover map OCCSOL (a regional implementation of Corine Land Cover with a higher spatial resolution):

Dense forest of Broadleaves (ET1), Dense forest of Conifers (ET2), Dense forest of Conifer Woodland (ET3), Dense forest of Mixed Braodleaves and Conifers (ET4), Open forest of Broadleaves (ET5), Open forest of Conifers (ET6), Open forest of Mixed Braodleaves and Conifers(ET7), Young Stand (ET8), Clear Cut (ET9), Shrub land (ET10), Grasslands and Pastures (ET11), Bare Rocks (ET12), Vineyard (ET13), Olives (ET14),), Aromatic, perfume and medical crops (ET15), Vegetable and horticulture (ET16), Fruit Orchards (ET17), Truffle tree plantation (ET18), Oilseed crops (ET19), Protein crops (ET20), Seed crops (ET21), Corn and grain silage (ET22), Fibre crops (ET23), Cereals (ET24), Unused land (ET25), Permanent Meadows (ET26), temporary meadows and fodder crops (ET27), Urban (ET28), Industrial and commercial areas (ET29), Mines, dumpsites and building sites (ET30), Parks and Green spaces (ET31), Wetlands (ET32), Fresh water (ET33),

- ✓ 22 ES (8 provisionning services, 9 regulation services and 5 cultural services):

Regulation and Maintenance Services:

Atmospheric composition and climate regulation (ES1), Maintenance water quality (ES2), Pest and disease control (ES3), Maintaining nursery populations and habitats (ES4), Pollination and Seed dispersal (ES5), Land/soil formation and composition: Biological filtration/sequestration/storage /accumulation (ES6), Mass stabilisation and control of erosion rates (ES7), Protection and regulation against fire (ES8), Flood protection against floods (ES9).

Provisioning Services (with 3 subdivisions):

- Freshwater: Drinking water (ES10)
- Nutrition – Biomass for human comsuption: Wild food and their outputs (ES111), Domestic food and their outputs (cultivated crops, reared animals and aquaculture) (ES12)
- Materials: Fibres and materials (ES13), Water for non drinking purposes (ES14), Biomass-based energy sources (ES15), Aromatics and pharmaceutical plant ressources (ES16), Genetic materials from all biota (ES17)

Cultural services are not following the CICES typology but were developed and adapted by our own for a concertation process. Cultural Services (with 2 subdivisions):

- Representations (subjective point of view): Emblematic and symbolic (ES18), Existence and bequest (ES19), Aesthetic (ES20)
- Use (objective point of view): Physical and experiential interactions (ES21), Knowledge, scientific and educational (ES22)

Accordingly, this total dataset is 726 ES/ET expert scores ($Y_{k,i,o}$) x 23 experts (n). The capacity matrix RNP-SEwet is 33 ET by 22 ET, thus 726 final scores in total. **Table S.1** presents the final score by means with parametric approaches $\hat{\mu}^{1}_{k,i}$.

Table S.1.1.1.1 : The RNP-BP matrix (Tschanz and Campagne, 2014)

	ES1	ES2	ES3	ES4	ES5	ES6	ES7	ES8	ES9	ES10	ES11	ES12	ES13	ES14	ES15	ES16	ES17	ES18	ES19	ES20	ES21	ES22
ET1	4,27	4,23	2,91	4,45	3,45	4,50	4,55	2,27	3,86	3,09	3,73	1,64	4,32	3,05	4,05	3,00	3,36	3,91	4,05	3,77	3,82	4,00
ET2	3,59	3,23	2,23	3,68	2,91	3,23	4,23	1,32	3,50	2,59	2,86	1,27	4,45	2,68	4,14	2,82	2,95	3,00	3,36	3,18	3,41	3,50
ET3	3,64	2,95	1,95	3,36	2,45	2,91	3,95	1,59	3,41	2,55	2,68	1,05	3,91	2,45	3,59	2,18	2,82	2,36	2,73	2,50	2,55	3,23
ET4	4,36	4,05	3,05	4,45	3,36	4,27	4,64	2,14	3,86	3,14	3,73	1,64	4,41	3,18	3,86	3,27	3,55	3,77	4,23	4,27	4,00	4,27
ET5	3,50	3,73	2,95	4,32	3,73	4,00	3,82	2,50	3,23	2,77	3,73	2,00	3,18	2,82	3,14	3,14	3,05	3,68	3,68	3,59	3,45	3,59
ET6	2,86	2,86	2,36	3,64	3,27	3,09	3,41	2,00	2,77	2,32	2,86	1,59	3,18	2,45	3,05	2,95	2,82	2,64	3,05	3,00	3,45	3,50
ET7	3,27	3,32	3,18	4,09	3,77	3,73	3,77	2,23	3,23	2,73	3,45	1,95	3,09	2,82	3,00	3,23	3,27	3,27	3,50	3,68	3,55	3,91
ET8	2,68	2,59	2,86	3,45	2,32	2,91	2,27	2,27	2,45	2,36	2,86	0,95	1,64	2,77	1,59	2,05	1,50	1,82	2,32	2,32	1,91	3,18
ET9	1,05	1,36	1,32	3,00	3,00	1,55	1,14	3,73	1,05	1,68	1,77	1,14	0,82	2,77	0,77	1,05	1,36	1,45	1,05	1,09	1,86	3,18
ET10	2,41	2,91	2,36	3,82	3,77	3,27	3,32	1,73	2,77	2,32	3,41	2,14	2,18	2,32	1,91	2,86	3,14	2,86	2,68	3,23	3,14	3,41
ET11	2,18	2,41	2,23	3,59	3,95	3,00	2,64	3,27	2,18	1,82	3,09	2,68	1,59	2,18	1,00	3,00	3,73	4,23	4,18	4,41	3,86	4,23
ET12	0,73	1,64	1,82	2,82	1,59	1,05	1,09	4,64	0,77	1,27	1,18	0,77	1,41	1,64	0,64	1,23	2,00	3,91	3,50	4,32	3,64	3,59
ET13	1,77	1,41	1,82	1,77	2,00	1,73	1,91	3,68	1,86	1,23	1,77	4,23	2,14	1,50	1,68	2,05	2,09	4,18	4,27	3,77	2,00	3,32
ET14	2,27	1,95	1,82	2,18	2,41	1,91	2,55	3,36	2,00	1,18	1,77	4,77	2,77	1,41	1,59	2,45	2,32	4,32	4,32	4,14	2,36	3,50
ET15	1,55	1,68	2,00	2,36	3,55	1,64	2,00	3,41	1,82	1,23	1,73	2,27	2,59	1,59	1,95	4,73	2,73	4,27	4,18	4,23	2,32	3,55
ET16	1,50	1,68	1,32	2,09	3,18	2,05	1,68	3,82	1,64	1,32	1,64	4,77	2,27	1,50	1,05	2,82	2,95	2,86	3,41	3,00	2,09	3,27
ET17	2,14	1,77	1,14	1,73	2,68	2,09	2,55	3,27	1,45	1,09	1,36	4,82	2,18	1,36	1,50	2,41	3,00	4,09	3,91	3,50	2,32	3,45
ET18	2,45	2,73	2,00	2,73	2,41	2,86	3,05	2,82	2,55	1,68	2,36	4,41	2,32	1,77	1,77	1,41	2,86	3,77	4,18	3,36	2,18	3,18
ET19	1,73	1,64	1,82	1,82	2,41	1,59	1,95	3,32	1,86	1,32	1,32	4,68	2,50	1,45	3,27	2,05	2,23	2,14	2,32	2,73	1,23	2,32
ET20	1,82	1,91	1,86	1,95	2,45	2,14	2,00	3,45	1,91	1,36	1,32	4,41	2,36	1,45	2,00	1,50	2,18	2,00	2,36	2,41	1,27	2,36
ET21	1,73	1,27	1,14	1,14	1,82	1,23	1,27	2,95	1,27	1,00	0,95	3,32	1,95	1,27	1,18	1,18	1,91	1,82	1,91	1,82	0,95	2,09
ET22	1,45	1,32	1,27	1,68	1,55	1,32	1,77	3,18	1,77	1,05	1,18	4,23	2,50	1,36	2,32	1,14	1,45	1,36	1,77	1,68	1,23	2,05
ET23	1,23	1,27	1,00	1,14	1,18	1,23	1,82	2,86	1,23	1,05	0,91	2,77	4,05	1,23	1,14	1,82	1,86	1,91	2,14	1,95	0,91	2,09
ET24	1,45	1,68	1,36	1,91	2,00	1,45	1,77	2,82	1,73	1,14	1,27	4,68	3,00	1,64	2,23	1,86	2,27	2,91	3,09	2,86	1,50	2,73
ET25	2,09	2,59	2,14	2,77	2,86	2,32	2,50	2,95	2,14	1,82	2,36	1,68	1,27	1,86	0,91	1,50	2,27	1,73	1,95	2,27	2,32	2,32
ET26	2,50	2,86	2,32	3,50	3,68	3,23	3,05	3,64	2,68	2,59	2,68	3,09	2,23	2,55	1,05	2,18	3,27	3,55	3,86	3,91	3,18	3,32
ET27	1,50	2,23	1,41	2,32	2,36	2,50	2,36	3,50	2,18	1,41	1,95	3,36	2,91	1,73	1,05	1,14	1,86	2,00	2,05	2,77	1,86	2,50
ET28	0,73	0,77	1,05	1,91	1,23	0,64	1,05	2,77	1,32	1,09	0,73	1,05	0,68	1,27	0,73	0,77	1,00	3,05	2,95	3,00	3,05	3,09
ET29	0,68	0,68	0,86	1,36	1,23	0,68	1,00	2,55	1,23	0,73	0,77	0,82	0,77	1,14	0,68	1,00	0,95	1,09	1,14	1,27	1,64	1,77
ET30	0,68	0,68	0,82	1,82	1,09	0,77	0,86	2,64	1,18	0,82	0,77	0,68	1,68	1,27	0,86	0,82	0,86	1,23	1,27	0,91	1,23	2,09
ET31	2,27	2,09	1,73	2,18	2,36	2,00	2,23	3,05	2,14	1,41	1,23	1,09	1,09	1,64	1,00	1,09	1,45	1,68	1,77	2,45	3,55	2,50
ET32	3,82	4,50	1,86	4,45	3,09	2,73	2,82	4,45	4,32	3,82	3,36	2,09	1,95	4,23	1,68	2,27	3,82	3,45	4,14	4,23	3,18	4,32
ET33	3,91	4,09	2,23	4,23	2,73	2,18	1,86	4,68	3,23	4,05	3,68	2,45	1,68	4,45	1,32	2,05	3,14	4,18	4,45	4,77	4,55	4,45

RNP-SEwet

For the two others sets, we also have confidence scores detailled in the paper.

The second set was completed in 2015 and consist of a panel of 30 experts in the "Scarpe-Escaut" RNP (noted RNP-SEwet) but concerns only on wetlands types. In this typology, ET is associated with wetlands environments based on a local wetlands map.

- ✓ 9 ET (2 forests types, 3 agricultural, 4 semi-natural types): Wet forest (ET1), Broadleaves monospecific afforestation in wetland (ET2), Wet meadow (ET3), Ponds and pools (ET4), Mining subsidence's ponds and quarries waters (ET5), Marsh, bogs and reed bed (ET6), Wetland Fallows (ET7), Crops (ET8), Green space (ET9).
- ✓ 17 ES (5 provisioning services, 7 regulation services and 5 cultural services)

Regulation and Maintenance Services:

Atmospheric composition and climate regulation (ES1), Maintenance water quality (ES2), Pest and disease control (ES3), Maintaining nursery populations and habitats (ES4), Land/soil formation and composition: Biological filtration/sequestration/storage /accumulation (ES5), Mass stabilisation and control of erosion rates (ES6), Flood protection against floods (ES7).

Provisioning Services (with 3 subdivisions):

- Nutrition – Biomass for human comsuption: Wild food and their outputs (ES8), Domestic food and their outputs (cultivated crops, reared animals and aquaculture) (ES9)
- Freshwater: Contribution to freshwater input and low water (ES10)
- Materials: Fibres and materials (excluding human consumption) (ES11), Genetic materials from all biota (ES12)

Cultural services (with 2 subdivisions):

- Representations (subjective point of view): Emblematic and symbolic (ES13), Existence and bequest (ES14), Aesthetic (ES15)
- Use (objective point of view): Physical and experiential interactions (ES16), Knowledge, scientific and educational (ES17)

Accordingly, this total dataset is 153 ES/ET expert scores ($Y_{k,i,o}$) x 17+ 9 confidence scores (respectively $V^{ES}{}_{i,o}$ and $V^{ET}{}_{k,o}$) x 30 experts (*n*). The capacity matrix RNP-SEwet is 9 ET by 17 ET, thus 153 scores in total. **Table S.1.1.1** presents the final score by means with parametric approaches $\hat{\mu}^{1}_{k,i}$. **Table S. 1.1.1.** present $V_{k,i,o}$ in the table and means of each $V^{ES}{}_{i,o}$ and $V^{ET}{}_{k,o}$ on the marge of it.

Table S.1.1.1.2: The RNP-SEwet matrix (Campagne, 2015)

	ES1	ES2	ES3	ES4	ES5	ES6	ES7	ES8	ES9	ES10	ES11	ES12	ES13	ES14	ES15	ES16	ES17
ET1	4,9	4,6	3,1	4,5	4,6	4,7	4,8	4,2	1,8	4,3	4,4	4,5	4,6	4,7	4,8	3,8	4,5
ET2	4,1	3,7	2,8	3,1	3,5	3,8	3,8	3,1	1,8	2,9	4,9	2,3	2,8	2,3	2,4	2,3	2,6
ET3	3,3	4,2	3,1	4,1	3,9	3,6	4,4	3,6	3,8	4,2	3,8	3,9	4,3	4,5	4,2	2,8	4,1
ET4	2,9	3,4	2,4	3,8	3,3	2,9	4,0	4,0	3,2	3,9	1,9	3,8	4,0	4,2	4,0	4,5	4,5
ET5	2,9	3,0	2,6	3,4	2,8	3,1	4,0	3,5	2,2	4,0	1,7	3,4	4,6	4,5	4,0	4,6	4,3
ET6	4,3	4,8	2,9	4,9	4,6	4,2	4,5	3,8	2,0	4,7	3,2	4,7	4,7	4,7	4,6	3,4	4,9
ET7	3,3	3,5	2,4	3,9	3,4	3,6	3,6	3,3	1,6	3,3	2,5	3,6	2,6	2,5	2,6	2,3	3,4
ET8	1,8	1,7	3,2	2,2	2,0	1,8	2,0	3,0	4,7	1,4	3,6	1,9	2,2	2,5	2,4	2,1	2,9
ET9	2,5	2,0	3,2	2,6	2,1	2,5	2,4	1,7	1,6	2,0	2,3	2,0	1,8	2,3	2,7	4,2	3,0

Table S. 1.1.1.3: Confidence scores of the RNP-SEwet (Campagne, 2015)

	ES1	ES2	ES3	ES4	ES5	ES6	ES7	ES8	ES9	ES10	ES11	ES12	ES13	ES14	ES15	ES16	ES17	$V^{ET}{}_{k,o}$
T1	4,47	4,63	3,37	4,87	4,67	4,50	4,93	4,90	4,77	4,07	4,93	4,30	4,97	4,93	4,93	4,93	5,00	**2,60**
T2	4,07	4,27	2,97	4,43	4,27	4,07	4,50	4,47	4,33	3,67	4,50	3,87	4,60	4,57	4,57	4,57	4,60	**2,23**
T3	3,87	4,07	2,83	4,23	4,03	3,90	4,30	4,27	4,13	3,47	4,30	3,70	4,37	4,33	4,33	4,33	4,37	**2,20**
T4	3,77	3,93	2,70	4,13	3,93	3,80	4,20	4,17	4,03	3,33	4,20	3,60	4,27	4,23	4,23	4,23	4,27	**2,07**
T5	3,40	3,57	2,50	3,80	3,60	3,43	3,83	3,83	3,67	3,20	3,83	3,27	3,93	3,87	3,93	3,87	3,90	**1,87**
T6	4,13	4,30	3,07	4,53	4,33	4,17	4,57	4,57	4,43	3,73	4,57	3,97	4,60	4,57	4,60	4,57	4,63	**2,37**
T7	3,30	3,47	2,43	3,63	3,50	3,33	3,70	3,67	3,53	3,03	3,73	3,20	3,83	3,73	3,77	3,73	3,80	**1,73**
T8	4,07	4,23	3,03	4,47	4,27	4,13	4,53	4,50	4,37	3,73	4,53	3,90	4,60	4,57	4,57	4,57	4,60	**2,43**
T9	4,07	4,27	3,03	4,47	4,27	4,10	4,53	4,50	4,37	3,73	4,53	3,90	4,63	4,60	4,60	4,60	4,63	**2,40**
$V^{ES}{}_{i,o}$	**2,07**	**2,20**	**1,43**	**2,33**	**2,17**	**2,10**	**2,40**	**2,37**	**2,30**	**1,93**	**2,40**	**1,97**	**2,53**	**2,47**	**2,50**	**2,43**	**2,47**	

RNP-SE

The third set was completed in 2016 and consist of a panel of 17 experts in the "Scarpe-Escaut" RNP (noted RNP-SE all) intended to be more exhaustive since it integrates all landcover types.

✓ 33 ET (6 aquatic environments, 13 agricultural environments, 7 forest environments and 7 artificial environments, corresponding on the landcover types in the ARCH map www.archnature.fr) (Table S4)

✓ 25 ES (9 provisionning services, 11 regulation services and 5 cultural services)

Regulation and Maintenance Services (with 3 subdivisions):

- Maintenance of physical, chemical, biological conditions: Atmospheric composition and climate regulation (ES1), Disease control (ES2), Pest control (ES3), Maintaining nursery populations and habitats (ES4), Pollination and Seed dispersal (ES5), Maintenance water quality (ES6), Maintenance soil quality/ Land/soil formation and composition (ES7).

- Regulation of natural risks: Mass stabilisation and control of erosion rates (ES8), Protection against storms (ES9), Flood protection against floods (ES10)
- Nuisances Limitations of noise pollutions and odor and visual nuisances (ES11)

Provisioning Services (with 3 subdivisions):

- Nutrition – Biomass for human comsuption: Cultivated crops (including seaweed farming) (ES12), Reared animals and animals from aquaculture (ES13), Wild plants, algae, fungi and their outputs (ES14), Wild animals and their outputs (ES15)
- Freshwater: Drinking water (ES16)
- Raw materials: Materials and fibres (ES17), Secondary resources / Outputs from domestic food used for no human comsuption (ES18), Genetic materials (ES19), Biomass-based energy sources (ES20).

Cultural Services (with 2 subdivisions):

- Representations (subjective point of view): Emblematic and symbolic (ES18), Existence and bequest (ES19), Aesthetic (ES20)
- Use (objective point of view): Physical and experiential interactions (ES21), Knowledge, scientific and educational (ES22)

Table S. 1.1.1.4 : Ecosystem types of the RNP-SE all (Campagne, 2015)

Ecosystem types		
Aquatic environments	Freshwater	ET1
	Bottom or shores of unvegetated water bodies	ET2
	Aquatic vegetation	ET3
	Running water	ET4
	Submerged vegetation	ET5
	Low marshes, transition bogs, springs	ET6
Agricultural environments	Steppes and dry calcareous grasslands	ET7
	Grasslands containing heavy metals	ET8
	Acidic grasslands and fossil dunes	ET9
	Wet margins with tall grass/weed	ET10
	Wet meadows	ET11
	Water's edge vegetation	ET12
	Mesophilic grasslands	ET13
	Fodder grasslands	ET14
	Improved grasslands	ET15
	Crops	ET16
	Grass strips	ET17
	Orchards	ET18
Forest environments	Moors	ET19
	Thickets	ET20
	Deciduous Forests	ET21
	Riparian forests, wet forests and wet thickets	ET22
	Deciduous plantations	ET23
	Conifer plantations	ET24
	Hedgerows, tree alignments	ET25
Artificial environments	Urban parks and large/big gardens	ET26
	Towns, villages, and industrial sites	ET27
	Active quarries	ET28
	Abandoned quarries	ET29
	Slag heaps	ET30
	Railways and Roadsides fallows	ET31
	Industrial water bodies	ET32
	Road and Rail Networks	ET33

Accordingly, this total dataset is 1023 ES/ET expert scores ($Y_{k,i,o}$) x 25 + 33 confidence scores (respectively $V^{ES}{}_{i,o}$ and $V^{ET}{}_{k,o}$) x 17 experts (n). The capacity matrix RNP-SEwet is 33 ET by 25 ES, thus 153 scores in total. **Table S.** presents the final score by means with parametric approaches $\hat{\mu}^{1}_{k,i}$. The confidence scores of this data set is not used in the paper so we don't present it here.

Table S. 1.1.1.5 : The RNP-SE matrix (Campagne, 2016)

	ES1	ES2	ES3	ES4	ES5	ES6	ES7	ES8	ES9	ES10	ES11	ES12	ES13	ES14
ET1	2,8	1,8	2,0	4,2	0,9	3,6	0,9	1,9	0,3	3,8	1,4	0,7	2,7	0,6
ET2	1,6	1,1	1,0	3,1	0,4	2,5	0,7	1,3	0,1	2,9	0,4	0,2	1,7	0,3
ET3	2,5	1,9	1,8	4,6	1,6	4,4	1,5	2,9	0,4	3,1	1,9	0,4	0,9	0,7
ET4	2,1	1,6	1,8	3,5	2,0	3,5	0,5	0,9	0,2	2,4	1,4	0,5	1,9	0,8
ET5	2,4	1,9	1,6	4,4	1,4	4,3	1,6	2,8	0,6	2,9	1,6	0,4	0,6	0,8
ET6	3,7	2,2	1,9	4,5	2,3	4,6	3,1	3,2	1,2	4,5	2,0	0,1	0,9	1,4
ET7	1,8	2,1	2,2	3,9	3,8	1,9	3,2	2,8	0,6	1,7	1,8	0,2	2,2	1,6
ET8	1,5	1,4	1,6	1,9	2,4	0,4	0,9	2,5	0,4	1,9	1,8	-	0,1	0,2
ET9	2,0	1,8	2,0	3,4	3,3	2,2	3,1	2,9	0,9	2,1	1,7	0,2	1,9	1,4
ET10	2,7	2,3	2,5	4,1	3,9	3,6	3,9	3,6	1,1	3,6	2,5	0,1	1,1	1,6
ET11	2,6	2,5	2,6	3,9	4,0	4,1	3,7	3,7	1,0	4,2	2,2	0,8	3,3	2,4
ET12	2,8	2,4	2,4	4,3	3,4	4,3	3,4	3,8	1,3	3,8	2,3	0,3	0,8	1,5
ET13	2,2	2,1	2,1	3,2	3,4	2,9	3,1	3,5	0,8	3,0	1,7	0,5	3,9	2,2
ET14	1,9	2,1	2,2	2,9	2,6	2,4	2,8	3,5	0,9	3,1	1,7	0,7	3,1	1,9
ET15	1,8	1,7	1,7	2,2	1,8	1,6	2,0	3,1	0,8	2,6	1,4	0,6	3,2	1,6
ET16	1,2	1,5	1,1	1,4	1,2	0,3	0,4	0,4	0,3	0,8	0,7	4,9	0,9	0,5
ET17	1,9	1,8	2,2	3,1	3,4	2,9	2,8	3,4	0,9	2,6	1,8	0,5	1,2	1,6
ET18	2,4	1,7	2,1	3,2	3,5	2,0	2,6	3,1	1,9	2,5	2,7	4,9	1,4	1,1
ET19	2,2	2,1	2,8	3,6	3,7	2,6	3,4	3,6	1,4	2,4	2,3	0,3	1,6	2,0
ET20	2,5	2,2	2,8	4,1	3,6	2,7	3,8	4,0	2,5	2,5	2,8	0,4	0,8	2,4
ET21	4,4	2,6	3,1	4,4	3,8	3,5	4,4	4,5	4,1	3,4	4,1	0,4	1,1	3,2
ET22	4,5	2,6	3,1	4,6	3,8	4,1	4,5	4,6	4,1	4,6	4,2	0,4	0,8	2,6
ET23	3,6	1,9	1,9	3,3	2,8	2,9	3,5	3,8	3,1	3,2	3,4	0,6	0,9	2,3
ET24	3,1	1,7	1,5	2,6	2,1	2,1	2,1	3,1	2,9	2,1	3,4	0,4	0,3	1,1
ET25	3,4	2,2	2,5	3,9	3,5	3,4	3,7	4,2	3,8	3,5	3,9	1,3	0,8	2,2
ET26	2,1	1,4	1,6	2,5	2,8	1,7	1,7	1,8	1,7	1,5	2,9	1,2	0,5	0,9
ET27	0,3	0,7	0,9	1,5	0,9	0,1	0,1	-	0,8	0,1	0,1	0,4	0,5	0,4
ET28	0,2	0,7	0,9	1,1	0,6	0,2	-	0,1	0,2	0,5	0,1	0,1	-	0,1
ET29	0,9	0,9	1,1	3,1	2,1	1,2	0,5	0,6	0,3	1,0	1,0	0,1	0,2	0,9
ET30	1,2	1,5	1,5	3,2	2,6	0,8	0,4	0,5	0,9	0,4	1,4	0,3	0,8	1,1
ET31	0,6	1,3	1,2	2,1	2,2	0,4	0,3	0,5	0,3	0,2	0,4	-	0,2	0,5
ET32	0,7	0,9	0,9	1,6	0,9	0,8	0,4	0,5	0,3	1,9	0,4	-	0,1	0,2
ET33	-	0,7	0,6	0,4	1,2	0,1	0,1	0,1	-	0,1	-	-	0,1	0,3

	ES15	ES16	ES17	ES18	ES19	ES20	ES21	ES22	ES23	ES24	ES25
ET1	4,1	3,8	0,4	0,9	2,8	0,4	4,0	3,8	4,4	4,5	4,1
ET2	2,9	3,1	0,3	0,2	1,6	0,1	2,0	2,0	2,5	2,4	2,6
ET3	2,8	1,5	1,0	0,6	2,6	0,6	2,9	2,8	4,1	1,7	3,8
ET4	3,5	3,8	0,3	0,6	2,3	0,3	4,1	3,6	4,4	3,9	4,2
ET5	2,8	1,4	0,8	0,7	2,6	0,3	2,4	2,7	3,5	1,5	3,6
ET6	2,9	3,2	2,1	1,3	3,2	2,3	4,3	4,3	4,6	2,2	4,6
ET7	2,6	1,2	0,8	1,5	3,2	0,8	3,5	3,1	4,1	2,6	4,2
ET8	0,6	0,2	0,3	0,3	1,6	0,3	2,1	2,1	2,5	1,0	3,9
ET9	2,2	0,9	0,6	1,3	2,5	0,8	2,8	3,0	3,2	2,4	3,9
ET10	2,4	1,9	1,4	1,4	2,7	1,1	2,2	2,6	3,4	2,1	3,5
ET11	2,8	2,8	1,8	3,5	3,2	1,3	3,5	3,6	4,1	2,6	3,9
ET12	2,5	1,9	2,4	1,5	2,8	1,3	2,8	3,2	4,2	1,9	3,7
ET13	3,2	1,4	1,7	2,9	2,8	1,5	2,2	2,9	3,2	1,9	3,0
ET14	3,0	1,2	1,6	4,1	2,6	1,8	2,5	2,8	2,9	1,5	2,5
ET15	2,5	0,8	1,4	3,5	2,1	1,4	1,4	1,6	1,8	1,4	1,8
ET16	2,2	0,6	3,4	3,6	1,4	3,3	1,8	2,2	1,6	1,3	1,6
ET17	2,9	1,1	1,1	1,8	2,1	0,9	1,5	1,5	2,3	1,5	2,4
ET18	2,1	1,2	1,3	1,9	2,1	1,6	2,9	3,5	3,7	2,4	3,2

ET19	2,7	1,2	1,6	1,8	2,9	1,8	3,2	3,2	4,2	2,6	3,6
ET20	2,9	1,1	2,1	1,8	2,4	2,4	2,2	2,2	2,8	2,2	2,8
ET21	3,8	2,0	4,1	1,5	3,5	4,4	4,2	4,1	4,6	4,2	4,4
ET22	3,4	2,5	3,7	1,3	3,6	4,1	4,1	4,3	4,8	3,7	4,6
ET23	2,8	1,4	4,1	1,4	1,9	4,3	2,1	2,0	2,4	2,5	2,2
ET24	1,9	1,1	4,2	0,8	1,7	4,3	1,4	1,4	1,9	2,1	1,8
ET25	3,0	1,7	3,1	1,6	2,8	3,8	3,6	3,8	4,1	2,0	3,7
ET26	0,7	0,6	0,8	1,1	1,1	1,3	2,1	2,6	3,4	4,4	2,8
ET27	0,2	0,1	0,3	0,2	0,3	0,2	1,3	2,1	1,7	2,6	2,1
ET28	0,3	0,3	1,8	0,3	0,1	0,1	0,4	0,8	0,3	0,2	1,5
ET29	1,6	1,5	0,7	0,8	1,5	0,8	1,3	1,7	1,6	1,6	2,8
ET30	1,6	0,2	1,8	0,9	1,9	1,3	3,8	3,8	3,1	3,1	4,0
ET31	1,0	0,2	0,6	0,4	0,9	0,9	0,6	0,9	0,5	0,8	1,5
ET32	0,5	1,0	0,3	0,2	0,5	0,1	0,5	0,9	0,5	0,8	1,4
ET33	0,5	-	0,1	-	0,3	0,1	0,1	0,4	0,2	0,3	0,9

Annexe 1.1.2: Bayesian approach

The basic data we have for each participant *o*, ecosystem type (ET) *k* and ecosystem service (ES) *i* is the score estimated by the participant ("expert score") that this ecosystem type provides for this ecosystem service denoted as $Y_{k,i,o}$. In addition to this score, each participant provided some information on the confidence he/she has in his/her scores for each ecosystem type denoted as ${V^{ET}}_{k,o}$ as well as for each ecosystem service denoted as ${V^{ES}}_{i,o}$. Y's take integer values between 1 and 5 – the bigger the stronger the ES – and V's between 1 and 3 – the bigger the stronger the confidence.

We here describe the four models that included all the information available for analysis (Ys, Vs and Us) (names of the models: 1.1, 1.2, 2 and 3). From these four models, one was chosen for analysis in the main paper (model 2 which is called model B2 in the main paper). A simpler model considering only the information in Y's was also developed in the main paper (model B1). These four models used an heteroscedastic ordered probit model (Litchfield et al., 2012) for $Y_{k,i,o}$ coupled with an additional model of the levels of uncertainty $U_{k,i,o}$ for specific scores $Y_{k,i,o}$. These models therefore incorporated variations of precision and mean between Ecosystem Services and Ecosystem types, as well as potential systematic biases between observers. The models also incorporated additional information, i.e. the confidence score provided by experts together with their score, as well as a calibration of this confidence in the additional survey. The probabilities associated with each observation $Y_{k,i,o}$ were calculated as if the observations stemmed from a latent random variable $\omega_{k,i,o}$ following a normal distribution through a heteroscedastic ordered probit model. The formulas were:

$$P(Y_{k,i,o} = 1) = P(\omega_{k,i,o} < CP_{1,i})$$
$$P(Y_{k,i,o} = 2) = P(CP_{1,i} < \omega_{k,i,o} < CP_{2,i})$$
$$P(Y_{k,i,o} = 3) = P(CP_{2,i} < \omega_{k,i,o} < CP_{3,i})$$
$$P(Y_{k,i,o} = 4) = P(CP_{3,i} < \omega_{k,i,o} < CP_{4,i})$$
$$P(Y_{k,i,o} = 5) = P(\omega_{k,i,o} > CP_{4,i})$$

where the cut-points $CP_{j,i}$ were (i) fixed to 0 and 1 for $CP_{1,i}$ and $CP_{4,i}$; and (ii) estimated between 0 and 1 within the model for $CP_{2,i}$ and $CP_{3,i}$, thanks to the following formulas: $CP_{2,i} = 1/[1 + \exp(-CP0_{2,i})]$ and $CP_{3,i} = 1/[1 + \exp(-CP0_{2,i} - \exp(-CP0_{3,i}))]$ with both $CP0_{2,i}$ and $CP0_{3,i}$ having a Gaussian prior distribution of $\aleph(0,5)$. Cut-points $CP_{j,i}$ were considered to vary from one ecosystem service to another because we conjectured that the span between score values would vary from one ecosystem service to another. We actually checked the variations of the estimators of $CP_{j,i}$ with *i* and found that at least for some ecosystem services the values of cut points were very

significantly different from other values.

The two parameters describing the distribution of $\omega_{k,i,o}$were the location or mean parameter $\mu_{k,i,o}$ and the concentration parameter $\sigma_{k,i,o}$, corresponding to the standard error of the normal distribution. We constructed four different models that contained different parametrizations for the heteroscedasticity (i.e. in parameter $\sigma_{k,i,o}$). The formula for the mean parameter $\mu_{k,i,o}$ of the latent variable $\omega_{k,i,o}$ was the same for all four models:

$$\mu_{k,i,o} = \alpha_{k,i} + \gamma_o$$

whereas the formulas for $\sigma_{k,i,o}$ varied across the four models:

$\sigma_{k,i,o} = exp(\sigma_{k,i})\ \dot{V}_{k,i,o}^{-\rho}$ (model 1.1: first form of the constrained version of the model)

or:

$\sigma_{k,i,o} = exp(\sigma_{k,i})\ \ddot{V}_{k,i,o}^{-\rho}$ (model 1.2: second form of constrained version of the model)

or:

$\sigma_{k,i,o} = exp(\sigma_{k,i})\ \sigma'_{\ddot{V}_{k,i,o}}$ (model 2: unconstrained pooled version of the model)

or:

$\sigma_{k,i,o} = exp(\sigma_{k,i})\ \sigma^{ES}{}_{V^{ES}{}_{i,o}}\ \sigma^{LC}{}_{V^{LC}{}_{k,o}}$ (model 3: unconstrained unpooled version of the model)

where:

(i) $\sigma_{k,i}$ was a random effect used to parametrize the standard deviation level; it followed a Gaussian prior distribution of $\aleph(\mu_\sigma, \sigma_\sigma)$ where μ_σ had a Gaussian prior centered on 0 and with 5 as standard deviation and σ_σ had a relatively non-informative prior uniform distribution between 0 and 100;

(ii) $\alpha_{k,i}$ was the mean random effect estimated for the latent variable for each ES *i* and ET *k*, with a non-informative Gaussian prior distribution of $\aleph(\mu_\alpha, \sigma_\alpha)$ where μ_α and σ_α had the same priors as μ_σ and σ_σ;

(iii) γ_o was a random observer *o* effect on the mean, chosen here to be constant across ETs and ESs, and drawn from a common Gaussian distribution centred on 0 and with standard deviation σ_{obs} :

$$(\gamma_o)_o \sim \aleph(0, \sigma_{obs})$$

where σ_{obs} had the same prior as the , $\sigma_{k,i}$ s.

(iv) ρ was a positive number with a relatively informative prior between 0 and 4 used to modulate through a power function the effect of the confidence score $\dot{V}_{k,i,o}$ or $\ddot{V}_{k,i,o}$ on the standard deviation of $\omega_{k,i,o}$ in the constrained version of the model (model 1.1 or 1.2);

(iv) the confidence score $\dot{V}_{k,i,o}$ (respectively $\ddot{V}_{k,i,o}$) was the product of the two confidence scores ($V^{ET}{}_{k,o}\ V^{ES}{}_{i,o}$) , ranging from 1 to 9, (resp. the order of the product of the two confidence scores ($V^{ET}{}_{k,o}\ V^{ES}{}_{i,o}$), ranging from 1 to 6);

(v) the confidence multipliers $(\sigma'_i)_{1\leq i\leq 6}$ in model 2 were constructed with no constraint on their order, so that the vector summed to one – to prevent convergence issues with the $\sigma_{k,i}$ s. This was done by first setting $\sigma'_1 = 1/S$, $\sigma'_i = \sigma''_i/S$ for $2 \leq i \leq 6$ with $S = 1 + \sum_{i=2}^{6} \sigma''_i$ and the σ''_i s chosen from a uniform prior distribution between 0 and 100 . Similar parametrizations were used for $(\sigma^{LC}{}_i)_{1\leq i\leq 3}$ and $(\sigma^{ES}{}_i)_{1\leq i\leq 3}$ in model 3. We first tried a version that constrained the order of these parameters to be decreasing with i, but we met strong convergence issues that forced us to adopt this unconstrained structure.

Furthermore, we also integrated in the same four Bayesian models the data related to the calibration of confience scores $U_{k,i,o}$ for specific expert scores $Y_{k,i,o}$ corresponding to cases (k,i) with controlled levels of confidence $V^{ET}{}_{k,o}$ and $V^{ES}{}_{i,o}$. $U_{k,i,o}$ could take predefined values (0, 0.33, 0.5, 1, and 2) and was supposed to represent the standard variation of $Y_{k,i,o}$. We introduced the information provided by $U_{k,i,o}$ through a discrete distribution on the five possible values proportional to the Gaussian distribution $\aleph\left[\sigma'\ (v_{k,i,o} + \rho'), \sigma_U\right]$, where:

(vi) $v_{k,i,o}$ is the estimated standard deviation of $Y_{k,i,o}$ as calculated from the above equations for $\{P(Y_{k,i,o} = y)\}_{1 \le y \le 5}$;

(vii) σ' is a positive mean standard deviation multiplier chosen to multiply the underlying standard deviation, from a relatively non-informative prior uniform distribution between 0.1 and 5;

(viii) ρ' is a negative number with a relatively informative uniform prior between -2.0 and 0.0 used to scale $v_{k,i,o}$ to make it fit better to the scale of $U_{k,i,o}$;

(ix) σ_U is a mean standard deviation with an informative prior distribution between 0 and 1. We mostly used here informative priors because less informative ones gave much noisier estimators, which was contrary to our expectations (we did not expect the mean of σ_U to be above 10.0 given the variation of the Us, although we observed such values with non-informative priors).

The four models were fitted with software Stan fitted from R 3.3.0 through the rstan library (2.9.0-3) (Stan Development Team, 2015). We used 3 Markov Chains with a total number of iterations of 100,000 each, a burning length of 20,000 and a thinning parameter of 20. Mixing was correct and we this had 12,000 output values for each parameter, with a number of effective values (CODA R library) above 8,900 for Model B1 and above 3,500 for Model 2 (for the worst parameters only).

The models were compared with the Information Criterion (IC) of Ando (2007) and Ando (2011), with the number of active parameters in the model estimated as in Celeux et al. (2008) and Zilliox & Gosselin (2014) – for stability reasons. IC was preferred to DIC (Spiegelhalter et al., 2002) for the reasons mentioned in the above papers as well as due to better predictive capacity of the best model identified in independent work. The best model with this index was model 3, which had an IC less than 15 units than the other models. We however chose to work with the second best model (model 2), for the sake of coherence with the rest of the approach, which was based on combined levels of confidence, and not on the separate ones as in model 3.

Bibliography

Ando, T., 2007. Bayesian predictive information criterion for the evaluation of hierarchical Bayesian and empirical Bayes models. *Biometrika*, **94**, pp. 443-458.

Ando, T., 2011. Predictive bayesian model selection. *American Journal of Mathematical and Management Sciences*, **31**, pp. 13-38.

Celeux, G., Forbesy, F., Robertz, C.P., Titteringtonx, D.M., 2006. Deviance information criteria for missing data models. *Bayesian Analysis*, **1**, pp. 651-674.

Spiegelhalter, D., Best, N., Carlin, J.B., & van der Linde, A., 2002. Bayesian measures of model complexity and fit (with Discussion). *Journal of the Royal Statistical Society, Series B*, **64**, pp. 583-616.

Stan Development Team, 2015. Stan Modelling language User's guide and reference manual, V2.6.2.

Zilliox, C. & Gosselin, F., 2014. Tree species diversity and abundance as indicators of understory diversity in French mountain forests: Variations of the relationship in geographical and ecological space. *Forest Ecology and Management*, **321**, pp. 105-116.

Annexe 1.3-2 Detailed methodology

We followed the seven-step methodology of Campagne and Roche (2018) to produce ES matrices based on expert knowledge in the Hauts-de-France Region area.

1) Objective and preparation

Originally, the DREAL Hauts-de-France(Regional Department of the Environment, Planning and Housing ; *Direction Régionale, de l'Environnement de l'Aménagement et du Logement* in French) launched this assessment in order to evaluate ES at the scale of the Hauts-de-France region on the basis of experts from different expertise and specialties in ecology and environmental management.

The list of ES in the capacity matrix was determined with the DREAL and with regional experts based on an ES list extracted from the CICES V4.3 (*Common International Classification of Ecosystem Services*, Haines-young & Potschin, 2013). The list of ES is adapted to the territory of the Hauts-de-France region. For this adaptation four meetings and exchanges took place during the months of April, May, June and September 2017 with differents local instituts: DREAL Hauts-de-France, IRSTEA, Ecosphère, Conservatoire Botanique de Bailleul, Observatoire régional de la Biodiversité, Conservatoire d'espace naturel and Region Hauts-de-France.

The LULC were determined from the two land covers : ARCH for Nord-Pas-de-Calais ex-Region and OSPic for Picardy Region. The Picardie land use data used are derived from the 2010 OSPic data produced by photo-interpretation and adjusted in 2013. They cover the three departments of the older Picardy Region: the Somme, the Oise and the Aisne at the scale of 1/25 000 ème.

The ARCH data (Assessing Regional Habitat Change, http://www.archnature.eu/) are the result of cross-border cooperation between the former Nord-Pas-de-Calais Region and the County of Kent (England) in an Interreg programme. This natural habitat mapping covers the entire territory of the 2 partner regions at the scale of 1/5 000 for the former Nord-Pas-de-Calais region and 1/1 000 for Kent and uses a nomenclature of natural habitats adapted from CORINE biotopes.

2) The workshop

The preparation of the workshop took place between IRSTEA and DREAL with the elaboration of the list of invited experts and the methodological preparation of the study.

The workshop is the meeting that brings together all the participants for a territorial consultation and interaction on ES concepts and assessment. The morning is devoted to the general presentation of the study as to the detailed presentation of the list of ES and LULC.

The afternoon of the workshop is devoted to filling a part of the matrix to open the discussion on the filling method and on the opinions related to the scores. In all cases, the scores remained individual and during the discussions of the scores, we respected the rules of freedom of expression, respect for differences of opinion and the possibility of constructive criticism.

3-4) Initial matrix and filling process

The capacity matrix can be filled in different ways (Campagne and Roche, 2018). The initial matrix can be pre-filled (with data from the literature or by small group of people) or empty. The filling process can be in consensus with all participants at meetings and each score is determined after a joint discussion or in individual filling by each participant with partial or complete filling of the matrix. Each filling method has its advantages and disadvantages (Campagne and Roche, 2018). For the regional application of this method, we chose to use the complete individual filling of the matrices. Even if this method requires a significant amount of time for the participants, the individual filling makes possible to have all the data to carry out numerous statistical analyses requested by the DREAL and to have a great statistical robustness (Campagne et al., 2017).

Participants individually complete the entire matrix with scores from 0 to 5.

5-6) Compiling scores

Scores represent the capacity of the habitat to provide the ecosystem service. The standard error of a score are used to illustrate the variability of the scores between the different participants, i.e. the divergence in the representation of capacity.

The final matrix of habitats in the Hauts-de-France region is derived from the bootstrapped mean of all participants' matrices without weights. The bootstrap is a statistical method for resampling data that allows a large number of samples to be simulated with a random composition of the basic assessors using an iterative process for removing scores. This method is widely used in statistics to improve the robustness of statistical estimates. Especially in the case where the variables considered present a risk of not adjusting to the Normal statistical reference model. "Boostrapped" is a statistical jargon term to indicate that the parameter was calculated using the bootstrap method.

7) The results

The results are generally used in three forms: matrices, maps and bouquets. Scores can be used directly for accurate analysis.

Partie 2. Évaluation des services écosystémiques à l'échelle territoriale

Chapitre 1. Évaluation de la capacité en services écosystémiques à l'échelle du territoire de la Région Hauts-de-France

Annexe 2.1-1 : Définitions des services écosystémiques

Services écosystémiques				Définitions	Indicateurs potentiels - exemples	Code
Services d'approvisionnement	Nutrition	Biomasse non sauvage	**Production végétale alimentaire cultivée**	Capacité potentielle de l'habitat à être une source de nourriture pour l'homme, d'origine végétale cultivée	Nature et quantité des aliments issus d'espèces végétales utilisées en culture Champs de blé, betteraves, pomme de terre, colza, etc.	SA1
			Production animale alimentaire élevée	Capacité potentielle de l'habitat à être une source de nourriture pour l'homme, d'origine animale élevée	Nature et quantité d'aliments issus d'espèces utilisées dans les élevages ou en aquaculture. Élevages de porc, poulet, vache, truite, etc.	SA2
		Biomasse sauvage	**Ressource végétale et fongique alimentaire sauvage**	Capacité potentielle de l'habitat à être une source de nourriture pour l'homme, d'origine végétale et/ou fongique sauvage	Nature et quantité d'aliments issus d'espèces végétales et fongiques cueillis.	SA3
			Ressource animale alimentaire sauvage	Capacité potentielle de l'habitat à être une source de nourriture pour l'homme, d'origine animale sauvage	Nature et quantité d'aliments issus d'espèces animales chassées ou péchées.	SA4
		Eau	**Eau douce**	Capacité potentielle de l'habitat à fournir des eaux de surface et souterraines (à travers la rétention et le stockage) qui pourraient être utilisées pour la consommation et/ ou pour l'industrie ou l'énergie	Quantité d'eau prélevable à fin d'irrigation, de consommation domestique et ou d'utilisation industrielle/ énergétique	SA5
	Matériaux	Matériaux bruts	**Matériaux et fibres**	Capacité potentielle de l'habitat à fournir des fibres et d'autres matériaux cultivés ou sauvages qui ne servent pas à l'alimentation	Quantité de matériaux naturels cultivés ou sauvages que nous utilisons à des fins non alimentaire tels quelles fibres pour la papeterie, les fibres textiles, les bouquets décoratifs de fleurs, etc. Hors matériaux utilisés à des fins énergétiques, pour l'agriculture, aromatique et médicinale.	SA6
			Ressource secondaire pour l'agriculture/ alimentation indirecte	Capacité potentielle de l'habitat à fournir des ressources pour le fourrage ou des ressources utilisées comme engrais	Quantité de matières utilisées à des fins de fourrage et de fertilisation. Foin, luzerne, pâtures, engrais verts, nectar pour les abeilles, etc.	SA7
			Composées et matériel génétique des êtres vivants	Capacité potentielle de l'habitat à fournir des matériaux et produits utilisés à des buts médicinaux et à être une réserve de ressources génétiques unique que nous utilisons à des buts scientifiques, industriels, agricoles ou agroalimentaires.	Quantité d'espèces utilisées à des fins médicinales pharmaceutiques, aromatiques, etc.	SA8
		Energie	**Biomasse à vocation énergétique**	Capacité potentielle de l'habitat à fournir des matériaux naturels cultivés ou sauvages qui servent de source d'énergie	Quantité de matériaux utilisés à des fins énergétiques comme le bois combustible, les céréales ou la betterave pour la production d'éthanol, etc.	SA9
de	Maintien des conditions biologiques, physiques et		**Régulation du climat et de la composition atmosphérique**	Capacité potentielle de l'habitat à influencer le climat local et régional et à réguler le changement climatique par la séquestration des gaz à effet de serre	Quantité de GES stockée et/ou séquestrée par unité de temps, contribution à la variation du climat (influence sur la température, l'humidité, etc.). Stockage de carbone dans la biomasse végétale, régulation du vent et du climat local par des haies ou autre massifs végétal..	SR1

	chimiques		**Régulation des animaux vecteurs de maladies pour l'homme**	Capacité potentielle de l'habitat à réguler et limiter la propagation les espèces nuisibles vecteurs de maladies pour l'homme	Certains milieux sont moins favorables que d'autres à la propagation d'espèces nuisibles vecteurs de maladies pour l'homme telles que les moustiques, les tiques (maladie de Lyme), rongeurs et renards (l'ecchinococose alvéolaire), les rats (Leptospirose) etc.	SR2
			Régulation des ravageurs	Capacité potentielle de l'habitat à réguler les espèces sauvages ravageuses de culture et les espèces parasites des animaux d'élevage	Présence d'espèces régulant les ravageurs telles que la présence de coccinelle mangeant les pucerons, présence de guêpes parasitoïdes des aphides, etc. Et la présence d'espèces régulant la transmission de la Douve aux animaux d'élevage	SR3
		Maintenance du cycle de vie et de l'habitat	**Offre d'habitat, de refuge et de nurserie**	Capacité potentielle de l'habitat à offrir des habitats favorables pour différentes espèces sauvages comme site de nidification, de reproduction ou de refuge	Habitat utilisé comme site de reproduction, de nidification, de refuge, d'alimentation, etc.	SR4
			Pollinisation et dispersion des graines	Capacité potentielle de l'habitat à héberger des espèces pollinisatrices ou dispersant les graines et capacité de l'habitat à disperser les graines	Présence de pollinisateurs et espèces dispersant les graines tels que les oiseaux, les mammifères et les insectes. Remarque: ce service se focalise principalement sur l'abondance des pollinisateurs.	SR5
			Maintien de la qualité des eaux	Capacité potentielle de l'habitat à maintenir et préserver un bon état chimique des eaux douces et salées par filtration et autoépuration	Habitat, éléments de l'habitat ou organismes contribuant à la filtration ou l'épuration des eaux.	SR6
			Maintien de la qualité du sol	Capacité potentielle de l'habitat à maintenir un sol naturellement productif et contribuant à la fertilité du sol	Stockage de nutriments, maintien des bonnes conditions biogéochimiques du sol et de l'activité biologique du sol	SR7
	Médiation des flux - régulation des risques naturels		**Contrôle de l'érosion**	Capacité potentielle de l'habitat à stabiliser, atténuer les flux de masses, à stocker des sédiments et offrant une couverture végétale limitant l'érosion	Combinaison de deux fonctions : contrôle de l'érosion et stockage des sédiments. Présence de couverture végétale, systèmes racinaires et autres éléments limitant l'érosion	SR8
			Protection contre les tempêtes	Capacité potentielle de l'habitat à protéger et limiter l'impact des tempêtes	Présences d'éléments naturels protégeant et limitant l'impact et les dégâts causés par des tempêtes tels que les haies, les linéaires d'arbres, etc.	SR9
			Régulation des inondations et des crues	Capacité potentielle de l'habitat à maintenir les flux d'eau et à réguler les inondations et les crues	Présence d'éléments naturels régulant les inondations et crues tels que les zones tampons, les forêts rivulaires, les roselières, etc.	SR10
	Réduction des nuisances		**Limitation des nuisances visuelles, olfactives et sonores**	Capacité potentielle de l'habitat à limiter les éléments visuels, olfactifs ou sonores jugés nuisibles	Présence d'éléments naturels limitant les éléments visuels, olfactifs ou sonores jugés nuisibles	SR11
Services culturels	REPRESENTATIONS- subjectif : Interactions spirituelles, symboliques, religieuses & historiques	Notion temporelle : évaluation actuelle de cette valeur et de reconnaissance de groupe, collective	**Emblème ou symbole**	Habitats étant ou comprenant des espèces ayant une position d'emblème ou de symbole de nos jours pour une entité sociale	Milieux d'importance patrimoniale ou abritant une espèce emblématique ou symbolique pour le territoire. Exemples: terrils, zones humides, milieu littoral, etc.	SC1
		Notion temporelle : à long terme et de reconnaissance personnelle	**Héritage (passé et futur) et existence**	Habitats et éléments de l'habitat inspirant du plaisir à exister et volonté à les préserver pour nous et les générations futures	Exemple de méthode pour l'évaluer: Prix à payer pour préserver un habitat ou un de ses éléments; préférences socio-culturelles exprimées, valeur d'attachement, évocation, etc.	SC2
		Notion temporelle : évaluation actuelle de cette valeur et reconnaissance personnelle et actuelle	**Esthétique**	Habitats et éléments de l'habitat jugés esthétique, contemplation directe ou indirecte	Exemple de méthode pour l'évaluer: Nombre de photos prises d'un habitat ou d'un de ses éléments	SC3

	USAGES- objectif : Interactions physiques et intellectuelles avec les écosystèmes et paysages	Notion temporelle : évaluation actuelle de cette valeur et de reconnaissance de groupe, collective	**Activités récréatives**	Interactions physiques avec l'habitat pour le tourisme, le bien-être l'art et des activités de loisirs comme les sports de pleine nature, la chasse, la pêche de loisir etc.	Inspiration des paysages naturels ou culturels pour la culture, l'art et le design(les livres, les films, les peintures, le folklore, les symboles nationaux, l'architecture, la publicité, etc.)Ecotourisme, activité de loisir comme les sports de pleine nature, la chasse, la pêche de loisir, etc.	SC4
			Connaissance et éducation	Habitat étudié pour l'accumulation de connaissance et pour son intérêt éducatif et/ou scientifique	Utilisation de la nature pour des recherches scientifiques et pour l'éducation. Nombre de sorties scolaires, nombre de projets ou publications scientifiques par milieux, etc.	SC5

Annexe 2.1-2 : détails des habitats et correspondances avec les occupations du sol ARCH et Picard

	Habitats	Définitions	Code HdF SE	Code OCCSOL
Habitats aquatiques	**Eaux douces**	Plans d'eau présentant des doutes sur la salinité et lacs, étangs, mares et pièces d'eau artificielles	H1	2 ; 221
	Fonds ou rivages des plans d'eau non végétalisés	Fonds ou rivages des plans d'eau non végétalisés et aux galets ou vases temporairement soumis aux fluctuations naturelles ou artificielles du niveau d'eau	H2	222 ; 245
	Végétations aquatiques	Végétations immergées ou flottantes des plans d'eau et autres eaux stagnantes	H3	224
	Eaux courantes	Ensemble des rivières, cours d'eau et voies d'eau supérieurs à 5m de large	H4	24
	Végétations immergées	Tapis de plantes aquatiques visibles des rivières. Il comprend des herbiers enracinés des eaux douces	H5	223 ; 244
	Végétations de ceinture des bords des eaux	Communautés de roseaux (roselières) et de grandes laîches (cariçaies) de bordure des lacs, des rivières, des ruisseaux et des marais	H6	53
	Bas marais, tourbières de transition, sources	Végétation typique des bas-marais (du genre carex), des tourbières et des sources marais arrière-littoraux en eau douce et plus rarement saumâtre	H7	54
Habitats agricoles	**Steppes et prairies calcaires sèches**	Steppes et prairies calcaires sèches	H8	34
	Prairies acides et dunes fossiles	Prairies sur sols fortement acides et pauvres, sur des sables décalcifiés et ourlets associés ET Dunes fossiles, ou dunes décalcifiées, témoins des anciennes limites de rivages, résultent du lessivage des sables par la pluie	H9	643
	Lisières humides à grandes herbes	Habitats assez humides, au niveau des bordures de cours d'eau, des prairies alluviales et des forêts hygrophiles	H10	37A
	Prairies humides	Prairies composées de graminées pouvant être brièvement ou longuement inondées	H11	37B
	Prairies mésophiles	Prairies indifférenciées (sans indice de fauche ou de pâturage), clairières, ourlets ou prairies péri-urbaines non gérées ET Prairies pâturées mésophiles fertilisées, régulièrement pâturées, sur des sols bien drainés complexes herbacés (jardin…) ou friches	H12	38 ; 381
	Prairies à fourrage des plaines	Prairies de fauche mésophiles fertilisées, sur des sols bien drainés	H13	382
	Prairies améliorées	Prairies permanentes semées ou très fortement fertilisées	H14	81
	Cultures	Grandes cultures annuelles, maraîchages et houblonnières	H15	82
	Bandes enherbées	Bandes enherbées en bordure de champs cultivés et souvent localisées en bordure de cours d'eau	H16	822
	Vergers	Culture de ligneux pour la production de fruits	H17a	83V
	Vignobles	Plantations de Vignes	H17b	83Vi
ts for	**Landes**	Landes humides tourbeuses et semi-tourbeuses, ainsi que les landes mésophiles à mésoxérophiles sur sols siliceux, pauvres en nutriments et, acides et généralement podzoliques	H18	311 ;312

	Fourrés	Formation pré-forestières buissonnante	H19	318
	Forêts caducifoliées	Forêts et terrains boisés composés essentiellement de feuillus caducifoliés, à l'exception des boisements humides, des forêts poldériennes, des boisements sur dunes et des plantations de peupliers	H20	41 ;41P
	Forêts riveraines, forêts et fourrés très humides	Végétation arborescente et arbustive des bords de cours d'eau, des vallées inondables, des marais et des tourbières	H21	44
	Plantations de feuillus et indéterminées	Plantations de ligneux indéterminées ET plantations récentes et aux pépinières ET Plantations régulières de peupliers	H22	833 ; 83321
	Plantations de conifères	Plantations d'arbres de type conifères, situées en dehors des massifs dunaires	H23	8331
	Haies, alignements d'arbres	Haies et aux alignements d'arbres	H24	
Habitats urbains	**Parcs urbains et grands jardins**	Formation végétale très variée, crée à des fins récréatives	H25	85
	Prairies à métaux lourds	Prairies sèches, basses, avec une haute teneur en métaux lourds (zinc et plomb) composée d'une flore spécifique	H26	342
	Espaces bâtis et urbains diffus	Espaces urbanisés, zones industriels et zones commerciales	H27	86
	Carrières en activité	Carrière en activité	H28	863C
	Carrières abandonnées	Carrières laissées à l'abandon en eau ou revégétalisées	H29	8641
	Terrils	Zones d'accumulations et de stockage des sous-produits d'exploitation des houillères ou de l'industrie, sans boisement ET Zones d'accumulations et de stockage des sous-produits d'exploitation des houillères ou de l'industrie, avec boisement	H30	8642A ; 8642B
	Voies de chemin de fer, friches et abords de voies de communication	Voies de chemin de fer désaffectées, notamment les cavaliers du bassin miniers ET Végétations basses, clairsemées, non pérennes, caractéristiques des sols remaniés ET Terrain délaissé ou peu entretenu le long des routes et autoroutes ET Terrain délaissé ou peu entretenu le long des voies ferrées	H31	87 ; 8643 ; 991A ; 992A
	Lagunes et réservoirs industriels	Plans d'eau artificiels situés dans un contexte industriels	H32	89
	Réseaux routiers et ferroviaires	Routes, autoroutes et voies ferrées issues de la base PPIGE	H33	991 ; 992
Habitats marins et littoraux	**Mers et océans - Graveleux**	Eaux océaniques et du plateau continental, leurs communautés associées pélagiques et benthiques ainsi que les herbiers de phanérogames marines	H34.a	11
	Mers et océans - Sableux	Eaux océaniques et du plateau continental, leurs communautés associées pélagiques et benthiques ainsi que les herbiers de phanérogames marines	H34.b	11
	Récifs	Eaux océaniques et du plateau continental, leurs communautés associées pélagiques et benthiques ainsi que les herbiers de phanérogames marines	H34.c	11
	Estuaires, fleuves et rivières soumis à marées (colonne d'eau) plus mares et plans d'eau saumâtres	Embouchures des rivières à leur arrivée dans la mer, comprenant aussi les rivières sujettes à la marée en amont des estuaires et les eaux saumâtres végétalisées et non végétalisées. , ce sont les plans d'eaux des estuaires	H35	131 ; 132
	Milieux côtiers soumis à marées	Cet habitats correspond aux sables, vases, sablons, inondés une partie de la marée (zone intertidale), dépourvus de plantes vasculaires, mais habituellement colonisés par des algues bleus et des diatomées. Ainsi que les communautés végétales inondées lors des grandes marées et communautés continentales et côtières halophiles	H36	14 ; 15 ; 23 ; 231 ; 232
	Dépressions humides dunaires	Dépressions humides des systèmes dunaires (intégrant les lettes dunaires humides et les mares de lettes dunaires)	H37	163 ; 1631
	Plages de sables	Zones ensablées, au-dessus des plus hautes eaux BD Topo	H38	161
	Plages de galets	Plages couvertes de galets avec ou sans végétation	H39	171 ; 175
	Côtes rocheuses et falaises	Côtes rocheuses et falaises maritimes, qui peuvent être nues ou végétalisées	H40	18
	Dunes blanches et grises	Dunes blanches (sable nu) et dunes grises (fixées par des pelouses)	H41	162
	Dunes arbustives et arborées	Formations arbustives sur substrat dunaire, plus formations arborescentes de feuillus et de conifères	H42	16291 ; 16292 ; 162A

Annexe 2.1-3 : Matrice des erreurs standards des scores de la matrice des habitats Hauts-de-France

Code	SR1	SR2	SR3	SR4	SR5	SR6	SR7	SR8	SR9	SR10	SR11	SA1	SA2	SA3	SA4	SA5	SA6	SA7	SA8	SA9	SC1	SC2	SC3	SC4	SC5
H1	0.23	0.24	0.26	0.19	0.25	0.31	0.26	0.23	0.17	0.29	0.26	0.24	0.20	0.24	0.20	0.22	0.22	0.30	0.30	0.21	0.22	0.19	0.16	0.17	0.18
H2	0.19	0.24	0.26	0.27	0.18	0.29	0.22	0.13	0.05	0.24	0.22	0.11	0.21	0.11	0.25	0.36	0.18	0.20	0.30	0.07	0.18	0.23	0.26	0.26	0.28
H3	0.26	0.22	0.23	0.19	0.26	0.27	0.23	0.25	0.10	0.24	0.27	0.12	0.24	0.21	0.27	0.35	0.23	0.25	0.27	0.21	0.29	0.28	0.28	0.25	0.26
H4	0.29	0.26	0.29	0.24	0.25	0.33	0.26	0.23	0.13	0.30	0.30	0.22	0.28	0.25	0.16	0.22	0.16	0.29	0.32	0.31	0.23	0.28	0.16	0.17	0.21
H5	0.23	0.24	0.21	0.21	0.22	0.23	0.25	0.28	0.18	0.24	0.26	0.14	0.23	0.20	0.28	0.36	0.26	0.23	0.26	0.22	0.28	0.28	0.27	0.23	0.26
H6	0.21	0.23	0.25	0.12	0.23	0.17	0.19	0.25	0.25	0.29	0.26	0.24	0.27	0.26	0.26	0.35	0.29	0.21	0.25	0.27	0.25	0.26	0.25	0.28	0.25
H7	0.23	0.19	0.24	0.18	0.23	0.23	0.20	0.23	0.19	0.18	0.29	0.18	0.22	0.25	0.25	0.29	0.33	0.25	0.24	0.30	0.22	0.18	0.22	0.26	0.18
H8	0.19	0.24	0.25	0.26	0.24	0.27	0.21	0.24	0.13	0.22	0.21	0.14	0.29	0.24	0.23	0.22	0.25	0.27	0.26	0.20	0.32	0.32	0.27	0.25	0.29
H9	0.21	0.22	0.26	0.27	0.23	0.25	0.21	0.24	0.16	0.24	0.22	0.13	0.29	0.22	0.22	0.20	0.26	0.28	0.26	0.19	0.32	0.31	0.26	0.25	0.30
H10	0.20	0.19	0.23	0.19	0.16	0.26	0.15	0.24	0.16	0.22	0.19	0.16	0.29	0.25	0.24	0.28	0.25	0.30	0.22	0.23	0.29	0.25	0.23	0.26	0.22
H11	0.21	0.18	0.27	0.20	0.21	0.24	0.22	0.27	0.13	0.20	0.21	0.26	0.25	0.24	0.18	0.31	0.28	0.27	0.22	0.21	0.28	0.27	0.24	0.29	0.24
H12	0.19	0.21	0.26	0.22	0.19	0.23	0.19	0.25	0.12	0.27	0.21	0.24	0.29	0.23	0.24	0.29	0.29	0.29	0.24	0.22	0.28	0.29	0.26	0.28	0.25
H13	0.18	0.22	0.26	0.21	0.24	0.25	0.25	0.27	0.12	0.27	0.18	0.28	0.33	0.28	0.23	0.26	0.30	0.24	0.24	0.25	0.27	0.30	0.26	0.22	0.24
H14	0.18	0.21	0.23	0.20	0.24	0.24	0.21	0.27	0.15	0.26	0.18	0.31	0.33	0.26	0.22	0.21	0.30	0.29	0.23	0.22	0.26	0.24	0.26	0.22	0.26
H15	0.21	0.25	0.16	0.19	0.23	0.20	1.06	0.22	0.16	0.25	0.18	0.18	0.36	0.22	0.18	0.19	0.23	0.23	0.24	0.25	0.29	0.28	0.22	0.26	0.24
H16	0.20	0.22	0.23	0.18	0.19	0.23	0.21	0.24	0.20	0.23	0.19	0.23	0.27	0.22	0.24	0.25	0.23	0.29	0.21	0.25	0.22	0.26	0.23	0.25	0.18
H17a	0.22	0.21	0.24	0.21	0.21	0.22	0.23	0.25	0.28	0.25	0.25	0.23	0.26	0.26	0.25	0.27	0.33	0.24	0.26	0.25	0.27	0.23	0.22	0.25	0.25
H17b	0.19	0.21	0.20	0.22	0.28	0.17	0.23	0.26	0.22	0.20	0.23	0.20	0.20	0.23	0.27	0.22	0.29	0.28	0.26	0.20	0.27	0.20	0.24	0.25	0.24
H18	0.22	0.21	0.25	0.25	0.21	0.23	0.22	0.27	0.23	0.26	0.26	0.23	0.24	0.26	0.27	0.26	0.28	0.26	0.27	0.28	0.28	0.29	0.26	0.28	0.26
H19	0.21	0.19	0.23	0.19	0.22	0.25	0.23	0.27	0.29	0.26	0.27	0.20	0.23	0.26	0.22	0.26	0.30	0.23	0.24	0.27	0.24	0.28	0.27	0.21	0.26
H20	0.12	0.22	0.23	0.19	0.26	0.22	0.21	0.21	0.27	0.29	0.26	0.21	0.18	0.25	0.23	0.37	0.27	0.25	0.23	0.18	0.25	0.22	0.18	0.20	0.18
H21	0.20	0.21	0.23	0.18	0.24	0.20	0.21	0.20	0.22	0.31	0.22	0.16	0.18	0.26	0.24	0.36	0.27	0.23	0.24	0.23	0.31	0.32	0.26	0.23	0.27
H22	0.21	0.22	0.22	0.24	0.25	0.22	0.24	0.24	0.26	0.29	0.24	0.26	0.19	0.30	0.25	0.32	0.21	0.22	0.24	0.17	0.27	0.29	0.24	0.26	0.21
H23	0.23	0.24	0.21	0.21	0.27	0.24	0.26	0.21	0.23	0.27	0.21	0.14	0.10	0.26	0.26	0.29	0.23	0.17	0.25	0.21	0.28	0.28	0.27	0.26	0.22
H24	0.26	0.22	0.26	0.20	0.22	0.25	0.22	0.21	0.22	0.29	0.21	0.29	0.26	0.20	0.20	0.31	0.29	0.26	0.27	0.24	0.23	0.27	0.24	0.27	0.21
H25	0.24	0.28	0.25	0.22	0.20	0.25	0.26	0.27	0.28	0.27	0.21	0.25	0.16	0.22	0.23	0.21	0.29	0.22	0.27	0.27	0.26	0.26	0.25	0.23	0.22
H26	0.20	0.24	0.26	0.22	0.25	0.17	0.23	0.30	0.12	0.26	0.28	0.15	0.06	0.12	0.14	0.11	0.18	0.11	0.28	0.11	0.25	0.26	0.26	0.23	0.32
H27	0.06	0.32	0.29	0.16	0.16	0.05	0.05	0.14	0.27	0.05	0.12	0.17	0.22	0.09	0.10	0.11	0.17	0.11	0.13	0.18	0.29	0.27	0.30	0.30	0.28
H28	0.17	0.27	0.26	0.16	0.14	0.17	0.17	0.09	0.06	0.23	0.11	0.06	0.08	0.06	0.16	0.17	0.42	0.08	0.16	0.19	0.17	0.19	0.16	0.10	0.26
H29	0.20	0.21	0.27	0.24	0.22	0.23	0.21	0.17	0.15	0.28	0.25	0.11	0.15	0.20	0.22	0.24	0.21	0.21	0.25	0.16	0.25	0.25	0.19	0.24	0.28
H30	0.22	0.27	0.26	0.27	0.24	0.19	0.21	0.16	0.23	0.10	0.23	0.15	0.18	0.19	0.25	0.16	0.23	0.20	0.30	0.24	0.25	0.23	0.27	0.22	0.24

H31	0.15	0.23	0.26	0.16	0.22	0.20	0.19	0.24	0.21	0.16	0.17	0.11	0.10	0.24	0.25	0.13	0.17	0.16	0.26	0.21	0.24	0.26	0.12	0.16	0.22
H32	0.14	0.20	0.20	0.23	0.19	0.21	0.19	0.18	0.07	0.24	0.11	0.14	0.14	0.16	0.24	0.34	0.07	0.08	0.22	0.08	0.19	0.17	0.12	0.13	0.23
H33	0.03	0.32	0.26	0.10	0.18	0.03	0.03	0.10	0.03	0.15	0.05	0.17	0.17	-	0.18	0.03	0.03	0.03	0.11	0.18	0.15	0.22	0.13	0.15	0.20
H34.a	0.30	0.30	0.24	0.26	0.24	0.33	0.21	0.18	0.12	0.28	0.35	0.20	0.32	0.28	0.20	0.37	0.29	0.24	0.32	0.25	0.30	0.35	0.21	0.23	0.23
H34.b	0.26	0.30	0.26	0.22	0.23	0.32	0.21	0.18	0.13	0.29	0.35	0.12	0.32	0.26	0.20	0.36	0.30	0.18	0.33	0.25	0.27	0.35	0.21	0.23	0.19
H34.c	0.36	0.32	0.23	0.27	0.20	0.30	0.27	0.27	0.26	0.17	0.33	0.09	0.31	0.26	0.26	0.23	0.17	0.15	0.37	0.18	0.32	0.32	0.28	0.27	0.24
H35	0.23	0.28	0.25	0.25	0.24	0.29	0.29	0.25	0.20	0.32	0.29	0.14	0.29	0.26	0.23	0.32	0.22	0.25	0.32	0.28	0.24	0.28	0.19	0.22	0.20
H36	0.25	0.25	0.21	0.23	0.24	0.28	0.26	0.30	0.23	0.27	0.29	0.28	0.34	0.27	0.22	0.26	0.22	0.22	0.30	0.22	0.31	0.29	0.21	0.20	0.23
H37	0.24	0.25	0.23	0.26	0.20	0.26	0.29	0.22	0.17	0.28	0.27	0.11	0.20	0.20	0.28	0.27	0.18	0.15	0.30	0.18	0.27	0.27	0.25	0.22	0.25
H38	0.13	0.28	0.23	0.24	0.13	0.25	0.22	0.27	0.20	0.18	0.30	0.05	0.11	0.16	0.30	0.14	0.34	0.12	0.27	0.19	0.29	0.27	0.20	0.21	0.28
H39	0.14	0.30	0.23	0.26	0.15	0.24	0.25	0.30	0.20	0.20	0.30	0.08	0.11	0.18	0.29	0.14	0.38	0.12	0.28	0.18	0.29	0.28	0.25	0.23	0.29
H40	0.19	0.29	0.26	0.21	0.22	0.28	0.25	0.30	0.30	0.25	0.32	0.14	0.10	0.16	0.27	0.21	0.26	0.11	0.28	0.18	0.20	0.24	0.16	0.20	0.26
H41	0.18	0.25	0.26	0.26	0.26	0.24	0.26	0.29	0.29	0.24	0.32	0.14	0.14	0.21	0.28	0.22	0.25	0.15	0.30	0.22	0.22	0.27	0.17	0.22	0.25
H42	0.24	0.22	0.25	0.19	0.18	0.24	0.28	0.29	0.29	0.27	0.30	0.17	0.17	0.21	0.28	0.26	0.22	0.20	0.28	0.28	0.23	0.25	0.25	0.20	0.24

Annexe 2.3-4 : Indices de consensus des scores de la matrice des habitats Hauts-de-France

	SR1	SR2	SR3	SR4	SR5	SR6	SR7	SR8	SR9	SR10	SR11	SA1	SA2	SA3	SA4	SA5	SA6	SA7	SA8	SA9	SC1	SC2	SC3	SC4	SC5
ICC	0,51	0,37	0,33	0,41	0,29	0,35	0,43	0,24	0,49	0,34	0,32	0,47	0,50	0,28	0,49	0,34	0,36	0,02	0,19	0,39	0,39	0,40	0,48	0,46	0,48

Annexe 2.3-1 Results Step 6: reliability analysis

We computed two indices of inter-rater reliability, namely Krippendorff's alpha and ICC (intraclass correlation coefficient), using the 'irr' package in R software. For Krippendorff's alpha, we considered the scores as interval data, and for the ICC, we considered the consistency of the scoring. The index values ranged from 0.062 to 0.90 for Krippendorff's alpha and from 0.09 to 0.90 for ICC. Here we only give the ICC values that were similar to Krippendorff's alpha values.

- No apparent correlation between confidence index and Krippendorff or confidence index and ICC, high correlation between ICC and Krippendorff
- ICC interpretation, Cicchetti (1994), gives the following often quoted guidelines for interpretation for ICC inter-rater agreement measures:
- Less than 0.40—poor.
- Between 0.40 and 0.59—Fair.
- Between 0.60 and 0.74—Good.
- Between 0.75 and 1.00—Excellent.
- All the ICC values were significantly different from 0, indicating some degree of agreement between the experts, but there was nevertheless strong variance between the different ES (and ET)

Good ICC values (> 0.6)

- in capacity: ES4, ES17, ES18, ES23
- in use; none

Fair ICC values

- in capacity: ES2, ES3, ES5, ES7, ES8, ES9, ES11, ES12, ES15, ES16, ES19, ES20, ES21, ES22
- in use: ES1,4, 5, 6, 7, 8, 9, 10,11, 12, 13,15,16,20, 23,24,25

Poor ICC values (<0.40)

- in capacity: ES6, 10, 13, 14, 24, 33
- in use: ES2 ES3, ES14, 17, 18, 19

Weaker agreement (number of good ICC values *vs*. number of fair ICC values) in the use matrix than in the capacity matrix. This result is similar to that for the confidence scores (less confidence in the use matrix than in the capacity matrix).

Annexe 2-3.2 - Online survey (translation of French original)

Last name / First name / Organization - Employer / Position / Sex/
What is your level of education? 1. No diploma or CEP2. PEBC only 3. CAP, BEP or equivalent 4. Bachelor's degree or professional certificate 5. Baccalaureate + 2 years 6. Baccalaureate + 3 years 7. Baccalaureate + 5 years and more
What is your socio-professional category? 1. No diploma or CEP 2. BEPC only 3. CAP, BEP or equivalent 4. Bachelor's degree or professional certificate 5. Baccalaureate + 2 years 6. Baccalaureate + 3 years 7.
Baccalaureate + 5 years and more
In which municipality do you live?
Are you working in the Scarpe-Escaut Regional Natural Park?
Generally, what type of habitat do you work more in?

CAPACITY

How do you rate your understanding of this chart? 1. Full 2. Strong 3. Medium 4. Low 5. Nil

If you had this chart, would you use these values in any of your professional studies? 1. Yes 2. Probably 3. Maybe 4. No

If NO: Do you think it could be used in other studies conducted by your organization/employer? 1. Yes 2. Probably 3. Maybe 4. No

Do you think this chart is a decision support tool? 1. Yes 2. No

If YES: How could you use it? If No: Why?

The results show that forest habitats provide the most services and human habitats provide the least. By observing the matrix many results can be highlighted. Are there any that surprise you? that you agree or disagree with?

USAGE

How do you rate your understanding of this chart? 1. Full 2. Strong 3. Medium 4. Low 5. Nil

If you had this chart, would you use these values in any of your professional studies? 1. Yes 2. Probably 3. Maybe 4. No

If NO: Do you think it could be used in other studies conducted by your organization/employer? 1. Yes 2. Probably 3. Maybe 4. No

Do you think this chart is a decision support tool? 1. Yes 2. No

If YES: How could you use it? If No: Why?

The results show that we use forest habitats the most and human habitats the least. By observing the matrix many results can be highlighted. Are there any that surprise you? that you agree or disagree with?

BALANCE

How do you rate your understanding of this chart? 1. Full 2. Strong 3. Medium 4. Low 5. Nil

If you had this chart, would you use these values in any of your professional studies? 1. Yes 2. Probably 3. Maybe 4. No

If NO: Do you think it could be used in other studies conducted by your organization/employer? 1. Yes 2. Probably 3. Maybe 4. No

Do you think this chart is a decision support tool? 1. Yes 2. No

If YES: How could you use it? If No: Why?

The majority of the results show that the offer is greater than the usage on the Park territory. Do you agree or disagree? and why?

Maps

How do you rate your understanding of these maps? 1. Full 2. Strong 3. Medium 4. Low 5. Nil

It is possible to make a map for all services in the matrix. If you had these maps would you use them? 1. Yes 2. Probably 3. Maybe 4. No

Do you think they could be used in other studies conducted by your organization/employer? 1. Yes 2. Probably 3. Maybe 4. No

Do you think these maps are a decision-making tool? 1. Yes 2. No

If Yes: Would you use them as a decision support tool in your professional activities? 1. Yes 2. No

If No: Why?

Bundles

How do you rate your understanding of these bundles? 1. Full 2. Strong 3. Medium 4. Low 5. Nil

If you had these 33 bundles, would you use them in one of your professional studies? 1. Yes 2. Probably 3. Maybe 4. No

If No, do you think they could be used in other studies conducted by your organization/employer? 1. Yes 2. Probably 3. Maybe 4. No

General questions

Generally speaking, how do you rate your understanding of the study in which you have participated? 1. Full 2. Strong 3. Medium 4. Low 5. Nil

Generally speaking, what is your interest in the study in which you have participated? 1. Strong 2. Medium 3. Low 4. Nil

In which ways do you think the results are most understandable and usable? 1. In tabular form 2. In the form of maps 3. In the form of bundles 4. All shapes are clear and usable

What limitations do you think are important to study to make the results more relevant? 1. Temporality (moving from *ad hoc* evaluation to follow-up) 2. Spatial heterogeneity (the services provided depend not only on the type of land use but also on the local and unique characteristics of certain entities) 3. Demand (we have evaluated the services rendered by nature but what are the services that people ask for and use?) 4. Ecological integrity or ecosystem health (the health of environments affects the ecosystem services they provide)

Do you have any other limitations to report?

What could be improved?

Table Annexe 2-3.1 Hemeroby and BII index values. Some BII values are missing for small landscape elements or with very small area.

Ecosystem Type Name	ET Code	Hemeroby Index	Mean BII	STD BII
Freshwater	ET1	3	0.845	0.066
Bottom or shores of unvegetated water bodies	ET2	3	0.828	0.008
Aquatic vegetation	ET3	3	0.833	0.052
Running water	ET4	3	0.821	0.051
Submerged vegetation	ET5	3		
Low marshes, transition bogs, springs	ET6	2	0.848	0.006
Steppes and dry calcareous grasslands	ET7	3	0.854	0.039
Grasslands containing heavy metals	ET8	5		
Acidic grasslands and fossil dunes	ET9	3	0.829	0.028
Wet margins with tall grass/weed	ET10	3	0.843	0.035
Wet meadows	ET11	3	0.834	0.035
Water's edge vegetation	ET12	3	0.854	0.063
Mesophilic grasslands	ET13	4	0.830	0.038
Fodder grasslands	ET14	5	0.824	0.032
Improved grasslands	ET15	5	0.835	0.041
Crops	ET16	5	0.820	0.022
Grass strips	ET17	4	0.822	0.028
Orchards	ET18	5	0.832	0.036
Moors	ET19	4		
Thickets	ET20	4	0.826	0.044
Deciduous Forests	ET21	3	0.888	0.066
Riparian forests, wet forests and wet thickets	ET22	3	0.843	0.046
Deciduous plantations	ET23	4	0.867	0.067
Conifer plantations	ET24	4	0.844	0.085
Hedgerows. tree alignments	ET25	4		
Urban parks and large gardens	ET26	6	0.817	0.058
Towns, villages and industrial sites	ET27	7	0.812	0.062
Active quarries	ET28	7	0.829	0.019
Abandoned quarries	ET29	6	0.805	0.065
Slag heaps	ET30	6	0.838	0.067
Railway and roadside fallows	ET31	6	0.821	0.037
Industrial water bodies	ET32	7	0.825	0.065
Road and rail networks	ET33	7	0.818	0.058

Table Annexe 2-3.2a. Capacity matrix with mean scores of all experts

				Regulation and support services											Provision Services									Cultural Services				
	Code Article	Confidence Score	Mean Score	ES1	ES2	ES3	ES4	ES5	ES6	ES7	ES8	ES9	ES10	ES11	ES12	ES13	ES14	ES15	ES16	ES17	ES18	ES19	ES20	ES21	ES22	ES23	ES24	ES25
Aquatic	ET1	2.4	2.43	2.8	1.8	2.0	4.2	0.9	3.6	0.9	1.9	0.3	3.8	1.4	0.7	2.7	0.6	4.1	3.8	0.4	0.9	2.8	0.4	4.0	3.8	4.4	4.5	4.1
	ET2	2.3	1.48	1.6	1.1	1.0	3.1	0.4	2.5	0.7	1.3	0.1	2.9	0.4	0.2	1.7	0.3	2.9	3.1	0.3	0.2	1.6	0.1	2.0	2.0	2.5	2.4	2.6
	ET3	2.3	2.12	2.5	1.9	1.8	4.6	1.6	4.4	1.5	2.9	0.4	3.1	1.9	0.4	0.9	0.7	2.8	1.5	1.0	0.6	2.6	0.6	2.9	2.8	4.1	1.7	3.8
	ET4	2.4	2.15	*2.1*	1.6	1.8	3.5	2.0	3.5	0.5	0.9	0.2	2.4	1.4	0.5	1.9	0.8	3.5	3.8	0.3	0.6	2.3	0.3	4.1	3.6	4.4	3.9	4.2
	ET5	2.4	1.97	2.4	1.9	1.6	4.4	1.4	4.3	1.6	2.8	0.6	2.9	1.6	0.4	0.6	0.8	2.8	1.4	0.8	0.7	2.6	0.3	2.4	2.7	3.5	1.5	3.6
	ET6	2.6	2.82	3.7	2.2	1.9	4.5	2.3	4.6	3.1	3.2	1.2	4.5	2.0	0.1	0.9	1.4	2.9	3.2	2.1	1.3	3.2	2.3	4.3	4.3	4.6	2.2	4.6
Agricultural	ET7	2.4	2.29	1.8	2.1	2.2	3.9	3.8	1.9	3.2	2.8	0.6	1.7	1.8	0.2	2.2	1.6	2.6	1.2	0.8	1.5	3.2	0.8	3.5	3.1	4.1	2.6	4.2
	ET8	2.2	1.27	1.5	1.4	1.6	1.9	2.4	0.4	0.9	2.5	0.4	1.9	1.8	-	0.1	0.2	0.6	0.2	0.3	0.3	1.6	0.3	2.1	2.1	2.5	1.0	3.9
	ET9	2.3	2.10	2.0	1.8	2.0	3.4	3.3	2.2	3.1	2.9	0.9	2.1	1.7	0.2	1.9	1.4	2.2	0.9	0.6	1.3	2.5	0.8	2.8	3.0	3.2	2.4	3.9
	ET10	2.3	2.45	2.7	2.3	2.5	4.1	3.9	3.6	3.9	3.6	1.1	3.6	2.5	0.1	1.1	1.6	2.4	1.9	1.4	1.4	2.7	1.1	2.2	2.6	3.4	2.1	3.5
	ET11	2.8	2.97	2.6	2.5	2.6	3.9	4.0	4.1	3.7	3.7	1.0	4.2	2.2	0.8	3.3	2.4	2.8	2.8	1.8	3.5	3.2	1.3	3.5	3.6	4.1	2.6	3.9
	ET12	2.5	2.60	2.8	2.4	2.4	4.3	3.4	4.3	3.4	3.8	1.3	3.8	2.3	0.3	0.8	1.5	2.5	1.9	2.4	1.5	2.8	1.3	2.8	3.2	4.2	1.9	3.7
	ET13	2.6	2.45	2.2	2.1	2.1	3.2	3.4	2.9	3.1	3.5	0.8	3.0	1.7	0.5	3.9	2.2	3.2	1.4	1.7	2.9	2.8	1.5	2.2	2.9	3.2	1.9	3.0
	ET14	2.6	2.33	1.9	2.1	2.2	2.9	2.6	2.4	2.8	3.5	0.9	3.1	1.7	0.7	3.1	1.9	3.0	1.2	1.6	4.1	2.6	1.8	2.5	2.8	2.9	1.5	2.5
	ET15	2.5	1.85	1.8	1.7	1.7	2.2	1.8	1.6	2.0	3.1	0.8	2.6	1.4	0.6	3.2	1.6	2.5	0.8	1.4	3.5	2.1	1.4	1.4	1.6	1.8	1.4	1.8
	ET16	2.6	1.55	1.2	1.5	1.1	1.4	1.2	0.3	0.4	0.4	0.3	0.8	0.7	4.9	0.9	0.5	2.2	0.6	3.4	3.6	1.4	3.3	1.8	2.2	1.6	1.3	1.6
	ET17	2.5	1.96	1.9	1.8	2.2	3.1	3.4	2.9	2.8	3.4	0.9	2.6	1.8	0.5	1.2	1.6	2.9	1.1	1.1	1.8	2.1	0.9	1.5	1.5	2.3	1.5	2.4
	ET18	2.5	2.43	2.4	1.7	2.1	3.2	3.5	2.0	2.6	3.1	1.9	2.5	2.7	4.9	1.4	1.1	2.1	1.2	1.3	1.9	2.1	1.6	2.9	3.5	3.7	2.4	3.2
Forest	ET19	2.3	2.52	2.2	2.1	2.8	3.6	3.7	2.6	3.4	3.6	1.4	2.4	2.3	0.3	1.6	2.0	2.7	1.2	1.6	1.8	2.9	1.8	3.2	3.2	4.2	2.6	3.6
	ET20	2.2	2.48	2.5	2.2	2.8	4.1	3.6	2.7	3.8	4.0	2.5	2.5	2.8	0.4	0.8	2.4	2.9	1.1	2.1	1.8	2.4	2.4	2.2	2.2	2.8	2.2	2.8
	ET21	2.5	3.51	4.4	2.6	3.1	4.4	3.8	3.5	4.4	4.5	4.1	3.4	4.1	0.4	1.1	3.2	3.8	2.0	4.1	1.5	3.5	4.4	4.2	4.1	4.6	4.2	4.4
	ET22	2.4	3.55	4.5	2.6	3.1	4.6	3.8	4.1	4.5	4.6	4.1	4.6	4.2	0.4	0.8	2.6	3.4	2.5	3.7	1.3	3.6	4.1	4.1	4.3	4.8	3.7	4.6
	ET23	2.3	2.57	3.6	1.9	1.9	3.3	2.8	2.9	3.5	3.8	3.1	3.2	3.4	0.6	0.9	2.3	2.8	1.4	4.1	1.4	1.9	4.3	2.1	2.0	2.4	2.5	2.2
	ET24	2.2	2.04	3.1	1.7	1.5	2.6	2.1	2.1	2.1	3.1	2.9	2.1	3.4	0.4	0.3	1.1	1.9	1.1	4.2	0.8	1.7	4.3	1.4	1.4	1.9	2.1	1.8
	ET25	2.6	3.01	3.4	2.2	2.5	3.9	3.5	3.4	3.7	4.2	3.8	3.5	3.9	1.3	0.8	2.2	3.0	1.7	3.1	1.6	2.8	3.8	3.6	3.8	4.1	2.0	3.7
Built-up	ET26	2.6	1.80	2.1	1.4	1.6	2.5	2.8	1.7	1.7	1.8	1.7	1.5	2.9	1.2	0.5	0.9	0.7	0.6	0.8	1.1	1.1	1.3	2.1	2.6	3.4	4.4	2.8
	ET27	2.5	0.70	0.3	0.7	0.9	1.5	0.9	0.1	0.1	-	0.8	0.1	0.1	0.4	0.5	0.4	0.2	0.1	0.3	0.2	0.3	0.2	1.3	2.1	1.7	2.6	2.1
	ET28	2.5	0.42	0.2	0.7	0.9	1.1	0.6	0.2	-	0.1	0.2	0.5	0.1	0.1	-	0.1	0.3	0.3	1.8	0.3	0.1	0.1	0.4	0.8	0.3	0.2	1.5
	ET29	2.3	1.19	0.9	0.9	1.1	3.1	2.1	1.2	0.5	0.6	0.3	1.0	1.0	0.1	0.2	0.9	1.6	1.5	0.7	0.8	1.5	0.8	1.3	1.7	1.6	1.6	2.8
	ET30	2.6	1.68	1.2	1.5	1.5	3.2	2.6	0.8	0.4	0.5	0.9	0.4	1.4	0.3	0.8	1.1	1.6	0.2	1.8	0.9	1.9	1.3	3.8	3.8	3.1	3.1	4.0
	ET31	2.4	0.74	0.6	1.3	1.2	2.1	2.2	0.4	0.3	0.5	0.3	0.2	0.4	-	0.2	0.5	1.0	0.2	0.6	0.4	0.9	0.9	0.6	0.9	0.5	0.8	1.5
	ET32	2.1	0.65	0.7	0.9	0.9	1.6	0.9	0.8	0.4	0.5	0.3	1.9	0.4	-	0.1	0.2	0.5	1.0	0.3	0.2	0.5	0.1	0.5	0.9	0.5	0.8	1.4
	ET33	2.5	0.26	-	0.7	0.6	0.4	1.2	0.1	0.1	0.1	-	0.1	-	-	0.1	0.3	0.5	-	0.1	-	0.3	0.1	0.1	0.4	0.2	0.3	0.9
			Mean	2.1	1.7	1.9	3.1	2.5	2.4	2.1	2.5	1.2	2.4	1.9	0.7	1.2	1.3	2.3	1.4	1.6	1.4	2.1	1.5	2.4	2.6	2.9	2.2	3.1
	Mean CS			1.8	1.8	1.8	2.6	2.4	2.4	2.2	2.3	1.9	2.5	2.0	2.6	2.6	2.2	2.3	1.9	2.2	2.2	1.7	2.4	2.3	2.4	2.3	2.3	2.7

Table Annexe 2-3.2b: Capacity matrix with standard deviation of the scores of all experts

	ES1	ES2	ES3	ES4	ES5	ES6	ES7	ES8	ES9	ES10	ES11	ES12	ES13	ES14	ES15	ES16	ES17	ES18	ES19	ES20	ES21	ES22	ES23	ES24	ES25	mean
ET1	1.1	1.6	1.5	0.9	1.1	1.7	1.6	1.9	0.5	1.7	1.3	1.1	1.8	1.0	1.1	1.8	0.7	1.4	1.3	0.8	1.1	1.1	0.8	0.8	0.9	1.2
ET2	1.2	1.3	1.3	1.6	0.7	1.9	1.0	1.7	0.3	1.9	0.6	0.6	2.1	0.6	1.9	2.0	0.6	0.5	1.4	0.3	1.9	2.0	2.0	1.8	1.9	1.3
ET3	1.4	1.6	1.6	0.6	1.6	0.9	1.8	1.5	0.6	1.6	1.7	0.6	1.4	0.9	1.7	1.8	1.2	1.1	1.4	1.0	2.0	2.0	1.2	1.7	1.3	1.4
ET4	1.4	1.5	1.4	1.1	1.5	1.5	0.9	1.7	0.4	1.8	1.4	1.0	1.8	1.0	1.6	1.8	0.7	1.2	1.4	0.6	1.0	1.5	0.7	1.3	1.0	1.2
ET5	1.3	1.5	1.5	0.9	1.5	1.0	1.7	1.6	1.3	1.6	1.7	0.9	1.2	1.0	1.8	1.7	1.1	1.0	1.6	0.7	1.8	2.0	1.4	1.7	1.3	1.4
ET6	1.3	1.7	1.9	0.8	1.8	0.8	2.1	2.0	1.3	0.7	1.8	0.3	1.3	1.4	1.9	2.1	1.7	1.4	1.8	1.9	1.2	1.3	0.6	1.8	0.7	1.4
ET7	1.0	1.5	1.7	0.9	1.1	1.5	1.2	1.6	0.8	1.4	1.8	0.4	1.6	1.3	1.2	1.3	1.2	1.5	1.5	1.0	1.4	2.0	1.4	1.3	0.8	1.3
ET8	1.1	1.5	1.7	1.6	1.3	0.8	1.4	1.7	0.9	1.6	1.8	-	0.3	0.4	0.9	0.7	0.8	0.6	1.7	0.7	1.7	1.7	1.3	1.1	1.1	1.1
ET9	1.1	1.6	1.7	1.1	1.2	1.5	1.4	1.7	1.4	1.4	1.6	0.4	1.4	1.1	1.4	1.0	1.0	1.1	1.6	1.1	2.0	1.7	1.6	1.3	1.0	1.3
ET10	0.9	1.6	1.8	0.8	0.8	1.4	1.1	1.5	1.0	1.6	1.6	0.5	1.0	1.3	1.3	1.5	1.4	1.1	1.4	1.1	1.5	1.9	1.3	1.2	1.1	1.3
ET11	1.2	1.6	1.7	1.0	0.9	1.2	1.3	1.4	1.2	1.1	1.7	1.5	1.7	1.5	1.5	1.4	1.7	1.0	1.4	1.4	1.7	1.9	0.9	1.0	1.1	1.4
ET12	1.0	1.7	1.8	0.6	1.3	0.8	1.7	1.5	1.3	1.6	1.4	0.8	0.9	1.4	1.6	1.2	1.5	1.2	1.5	1.4	1.8	1.8	0.9	1.3	1.1	1.3
ET13	1.0	1.3	1.5	1.0	0.9	1.4	1.4	1.3	0.9	1.3	1.5	1.1	1.3	1.3	1.1	1.3	1.7	1.7	1.3	1.4	1.2	1.7	1.3	1.1	1.3	1.3
ET14	1.1	1.4	1.4	1.5	1.5	1.7	1.6	1.3	1.0	1.3	1.6	1.4	2.2	1.9	1.1	1.2	1.9	1.2	1.3	1.7	1.5	1.7	1.2	1.1	1.6	1.5
ET15	1.0	1.5	1.4	1.3	1.3	1.3	1.3	1.5	0.9	1.2	1.5	1.3	2.1	1.7	0.9	1.0	1.5	1.4	1.4	1.5	1.5	1.6	1.4	1.1	1.6	1.4
ET16	1.0	1.7	1.5	0.9	1.0	0.6	0.6	0.7	0.6	1.3	1.5	0.5	1.6	0.9	1.3	1.4	1.5	1.4	1.3	1.7	1.5	1.6	1.2	1.4	1.5	1.2
ET17	0.9	1.3	1.3	1.1	0.9	1.5	1.2	1.5	1.1	1.3	1.5	0.9	1.3	1.2	1.2	1.1	1.4	0.9	1.4	1.0	1.3	1.5	1.5	1.2	1.5	1.2
ET18	1.2	1.6	1.7	1.2	1.2	1.5	1.7	1.5	1.1	1.5	1.5	0.2	1.4	1.3	1.4	1.3	1.4	1.3	1.6	1.0	1.4	1.5	1.1	1.3	1.4	1.3
ET19	1.2	1.8	1.6	1.1	0.8	1.6	1.3	1.3	1.3	1.7	1.6	0.6	1.4	1.5	1.5	1.4	1.2	1.7	1.3	1.4	1.4	1.7	1.0	1.2	1.3	1.4
ET20	1.2	1.7	1.5	0.9	0.8	1.6	1.1	1.3	1.5	1.6	1.4	0.6	1.2	1.5	1.5	1.4	1.3	1.7	1.3	1.3	1.4	1.6	1.4	1.0	1.3	1.3
ET21	1.1	1.6	1.5	0.9	1.1	1.5	0.9	1.3	1.1	1.7	1.4	0.7	1.7	1.6	1.5	1.7	1.2	1.8	1.3	1.0	1.0	1.2	0.7	1.1	0.9	1.3
ET22	0.8	1.7	1.6	0.6	1.2	1.3	0.8	1.2	1.3	0.6	1.3	0.7	1.4	1.7	1.7	2.0	1.1	1.4	1.4	0.8	1.2	0.9	0.4	1.4	0.6	1.2
ET23	0.9	1.3	1.3	1.1	1.0	1.4	1.2	1.3	1.6	1.5	1.3	0.9	1.7	1.7	1.7	1.5	1.5	1.7	1.4	1.1	1.5	1.7	1.3	1.1	1.4	1.4
ET24	1.4	1.4	1.3	1.1	1.4	1.6	1.7	1.5	1.6	1.9	1.3	0.9	0.6	1.0	1.6	1.4	1.5	1.4	1.5	0.9	1.6	1.6	1.5	1.5	1.5	1.4
ET25	1.2	1.3	1.4	1.1	1.3	1.5	1.3	1.2	1.1	1.4	1.0	1.7	1.4	1.4	1.6	1.7	1.2	1.7	1.5	1.1	1.4	1.4	1.1	1.6	1.4	1.4
ET26	1.3	1.1	1.3	1.1	1.2	1.0	1.2	1.3	1.1	1.0	1.4	1.5	1.1	0.9	0.8	1.0	0.9	1.2	1.2	1.0	1.6	1.7	1.7	1.3	1.2	1.2
ET27	0.8	1.4	1.6	0.9	1.0	0.2	0.2	-	1.7	0.2	0.3	0.6	1.2	0.6	0.4	0.2	0.4	0.4	0.4	0.4	1.4	1.9	1.4	1.8	1.8	0.9
ET28	0.4	1.3	1.5	1.2	0.9	0.4	-	0.2	0.4	0.9	0.3	0.2	-	0.2	0.8	1.0	2.3	0.8	0.3	0.3	0.9	1.1	0.6	0.8	1.7	0.7
ET29	1.0	1.0	1.3	1.2	1.5	1.0	0.9	0.9	0.6	1.0	1.2	0.2	0.5	1.3	1.4	1.3	1.0	1.0	1.0	1.0	1.3	1.4	1.1	1.3	1.6	1.1
ET30	1.3	1.5	1.5	1.5	1.7	1.0	0.8	0.9	1.5	0.9	1.5	0.8	1.1	1.3	1.5	0.4	1.6	1.4	1.3	1.3	1.4	1.6	1.7	1.5	1.0	1.3
ET31	0.9	1.4	1.4	1.2	1.5	0.8	0.6	0.9	0.7	0.5	1.0	-	0.8	0.9	1.1	0.5	1.0	1.1	1.2	1.1	1.2	1.4	1.1	1.4	1.7	1.0
ET32	0.9	1.1	1.2	0.9	1.0	1.1	0.8	0.9	0.8	1.3	0.6	-	0.2	0.4	0.9	1.1	0.4	0.5	0.9	0.3	1.2	1.5	1.0	1.5	1.7	0.9
ET33	-	1.4	1.2	0.7	1.3	0.2	0.2	0.2	-	0.2	-	-	0.2	0.6	0.9	-	0.3	-	0.6	0.3	0.3	0.7	0.4	1.0	1.6	0.5
mean	1.1	1.5	1.5	1.0	1.2	1.2	1.1	1.3	1.0	1.3	1.3	0.7	1.2	1.1	1.3	1.3	1.2	1.2	1.3	1.0	1.4	1.6	1.2	1.3	1.3	

Table Annexe 2-3.3a: Use matrix with mean scores of all experts

				Regulation and support services											Provision Services									Cultural Services				
	Code Article	Confidence Score	Mean Score	ES1	ES2	ES3	ES4	ES5	ES6	ES7	ES8	ES9	ES10	ES11	ES12	ES13	ES14	ES15	ES16	ES17	ES18	ES19	ES20	ES21	ES22	ES23	ES24	ES25
Aquatic	ET1	2.0	2.12	2.1	0.7	1.2	3.7	1.4	3.7	1.3	1.5	0.4	3.8	1.5	0.7	1.7	1.0	3.4	3.6	0.6	1.0	1.8	0.6	3.5	3.1	3.4	4.1	3.3
	ET2	1.9	1.09	1.2	0.7	0.7	2.4	0.5	2.9	1.0	0.9	0.7	2.3	1.0	0.3	0.7	0.6	1.5	1.3	0.2	0.3	0.7	0.3	1.3	1.1	1.4	1.7	1.6
	ET3	2.0	1.73	2.0	0.9	1.3	3.8	1.4	4.2	1.5	2.1	0.6	2.3	1.8	0.7	0.8	1.0	1.8	1.2	1.0	0.5	1.6	0.4	2.4	2.1	3.3	1.6	3.0
	ET4	2.2	1.94	*1.9*	0.8	1.4	3.1	1.5	3.3	0.8	0.7	0.4	2.6	1.6	0.5	1.3	0.7	3.2	3.8	0.5	0.8	1.4	0.5	3.4	3.2	3.8	3.7	3.8
	ET5	2.0	1.58	1.9	0.9	1.1	3.6	0.9	4.3	1.5	2.0	0.5	2.1	1.5	0.5	0.8	1.0	1.8	1.2	0.8	0.5	1.6	0.5	1.9	1.9	2.7	1.1	3.1
	ET6	2.2	2.20	3.4	0.9	1.7	3.4	2.1	4.1	2.0	2.0	0.6	4.0	1.6	0.7	0.7	1.2	2.1	2.6	1.2	0.9	1.9	1.7	3.6	3.3	3.5	2.0	3.8
Agricultural	ET7	1.5	1.50	1.2	1.2	1.6	2.9	2.7	1.3	1.9	1.7	0.5	1.0	1.1	0.7	1.8	1.2	2.0	0.6	0.6	1.0	1.7	0.6	1.9	1.8	2.4	1.3	2.8
	ET8	1.5	1.02	1.1	0.6	1.1	2.0	1.7	0.5	1.1	1.8	0.5	1.0	1.0	0.3	0.5	0.6	0.8	0.1	0.4	0.6	1.3	0.7	1.5	1.6	1.3	0.8	2.5
	ET9	1.3	1.32	1.1	0.9	1.5	2.5	2.0	1.3	1.6	1.8	0.6	1.0	1.0	0.5	1.2	1.1	1.8	0.6	0.4	1.0	1.7	0.5	1.5	1.5	1.9	1.3	2.7
	ET10	1.9	1.91	2.0	1.1	1.8	3.3	3.0	3.4	2.6	3.0	0.8	2.8	1.6	0.5	1.1	1.6	2.4	1.4	0.8	1.5	2.0	0.6	1.7	1.8	2.7	1.4	2.8
	ET11	2.2	2.39	2.4	1.0	1.9	4.0	3.0	3.8	3.1	3.2	0.7	3.8	1.5	0.8	2.7	2.1	2.4	1.9	1.2	3.0	2.1	0.7	3.4	3.0	3.3	1.6	3.3
	ET12	2.0	2.03	2.1	0.9	1.8	3.7	3.0	3.8	2.7	3.2	0.8	3.1	1.6	0.5	1.2	1.4	2.1	1.3	1.2	1.0	1.8	0.7	2.6	2.3	3.3	1.6	3.1
	ET13	1.8	1.82	1.8	1.0	1.9	2.7	2.9	2.0	2.3	2.6	0.5	2.0	1.2	0.8	3.8	1.7	2.4	0.9	1.4	2.7	1.6	0.7	2.0	1.7	2.0	1.3	1.8
	ET14	1.8	1.63	1.8	1.0	1.8	2.1	2.1	1.8	1.9	2.3	0.5	1.6	1.0	1.3	3.3	1.2	2.0	0.7	1.0	3.8	1.3	0.9	1.8	1.5	1.8	1.0	1.4
	ET15	1.6	1.44	1.6	1.2	1.7	1.7	1.7	1.1	1.5	2.1	0.5	1.6	1.0	1.3	3.3	1.1	2.0	0.7	1.2	3.3	1.1	0.6	1.2	1.0	1.6	1.0	1.2
	ET16	2.0	1.46	1.1	1.4	1.5	1.4	1.5	0.6	1.2	1.2	0.4	0.9	0.6	4.3	1.3	0.5	1.6	0.6	3.0	3.2	1.1	1.9	1.8	1.5	1.5	1.0	1.4
	ET17	2.0	1.58	1.7	1.0	2.6	3.1	2.7	2.8	2.4	3.3	0.5	2.1	1.2	0.6	0.8	1.1	2.1	0.7	0.8	1.2	1.4	0.4	0.8	1.4	1.9	1.0	2.0
	ET18	2.0	1.91	2.1	1.1	2.1	2.6	3.2	1.4	2.0	2.3	1.5	1.5	2.0	4.1	0.8	1.5	1.5	0.7	0.8	1.3	1.8	1.0	2.2	2.9	3.0	1.6	2.8
Forest	ET19	1.6	1.72	1.9	1.2	1.6	3.3	2.9	1.6	2.6	2.7	1.3	1.7	1.7	0.3	0.7	1.5	2.1	0.7	0.9	1.0	1.8	1.0	1.6	1.8	2.6	2.0	2.4
	ET20	1.8	1.93	2.5	1.2	1.8	3.8	3.2	1.8	2.7	3.4	2.0	2.2	2.5	0.3	0.7	2.0	2.5	0.8	1.7	0.8	1.9	1.5	1.7	1.7	2.2	1.7	1.9
	ET21	2.0	3.01	4.1	1.4	2.0	4.1	3.4	3.2	3.7	4.2	3.3	3.0	3.6	0.3	0.6	3.3	3.6	1.7	3.8	0.5	2.9	3.6	3.6	3.5	4.0	3.9	3.7
	ET22	2.1	2.84	4.1	1.3	2.1	3.8	3.3	3.4	3.6	4.1	3.1	3.7	3.4	0.3	0.5	2.8	3.2	2.1	3.2	0.6	2.7	3.1	3.4	3.1	3.4	3.1	3.6
	ET23	2.0	2.19	3.7	1.2	1.7	2.7	2.2	2.4	3.0	3.5	2.8	2.4	3.3	0.4	0.5	2.0	2.3	1.3	4.0	0.6	1.7	3.6	2.0	1.4	2.0	2.0	1.9
	ET24	2.0	1.87	3.0	1.3	1.4	2.2	2.0	2.0	1.9	2.7	2.4	2.2	3.1	0.3	0.5	1.3	2.0	1.0	3.7	0.6	1.7	3.1	1.4	1.3	1.8	1.8	1.8
	ET25	2.1	2.41	3.0	1.3	2.3	3.6	3.2	2.7	3.1	4.0	3.3	3.0	3.5	0.7	0.6	2.1	1.9	1.2	2.0	0.7	1.8	2.6	2.9	2.8	3.2	1.8	2.9
Built-up	ET26	2.2	1.55	2.5	1.3	1.2	2.1	2.4	1.4	1.5	1.8	1.5	1.9	3.0	0.5	0.5	0.8	0.4	0.2	0.5	0.3	0.8	0.8	1.8	2.2	3.3	4.0	2.3
	ET27	2.1	0.80	0.4	1.6	1.0	1.0	0.8	0.5	0.3	0.4	0.8	0.5	0.4	0.6	0.5	0.3	0.2	0.3	0.3	0.3	0.6	0.4	1.5	2.0	1.7	2.0	1.6
	ET28	2.1	0.48	0.2	0.6	1.0	0.7	0.5	0.4	0.3	0.2	0.2	0.6	0.2	0.0	0.0	0.2	0.3	0.5	2.3	0.2	0.5	0.1	0.8	0.7	0.4	0.3	0.7
	ET29	2.2	0.96	0.8	0.7	1.0	2.3	1.7	1.1	1.0	0.7	0.4	1.3	0.9	0.2	0.4	0.7	1.0	0.7	0.3	0.4	1.1	0.3	1.3	1.6	1.3	1.6	1.7
	ET30	2.3	1.37	1.0	0.5	1.1	2.3	2.0	0.6	1.1	0.7	0.7	0.3	0.9	0.4	0.5	0.7	1.0	0.2	1.2	0.5	1.6	0.7	3.6	3.6	2.7	3.0	3.2
	ET31	2.2	0.63	0.5	0.6	1.0	1.8	1.8	0.5	0.5	0.9	0.4	0.5	0.3	0.1	0.1	0.5	0.5	0.2	0.3	0.2	0.4	0.3	1.0	1.1	0.6	0.7	0.8
	ET32	2.0	0.57	0.8	0.4	0.6	1.1	0.7	1.1	0.5	0.5	0.3	2.0	0.6	0.1	0.1	0.2	0.4	0.9	0.2	0.1	0.4	0.2	0.5	0.7	0.6	0.5	0.7
	ET33	2.0	0.37	0.2	1.1	1.1	0.6	0.8	0.2	0.3	0.4	0.2	0.3	0.1	0.0	0.0	0.1	0.1	0.2	0.2	0.1	0.2	0.2	0.8	0.8	0.3	0.4	0.4
			Mean	1.9	1.0	1.5	2.6	2.1	2.1	1.8	2.1	1.0	2.0	1.6	0.7	1.0	1.2	1.8	1.1	1.3	1.0	1.4	1.0	2.0	2.0	2.3	1.7	2.3
		Mean CS		1.8	1.8	1.8	2.6	2.4	2.4	2.2	2.3	1.9	2.5	2.0	2.6	2.6	2.2	2.3	1.9	2.2	2.2	1.7	2.4	2.3	2.4	2.3	2.3	2.7

Table Annexe 2-3.3b: Use matrix with standard deviation of the scores of all experts

	ES1	ES2	ES3	ES4	ES5	ES6	ES7	ES8	ES9	ES10	ES11	ES12	ES13	ES14	ES15	ES16	ES17	ES18	ES19	ES20	ES21	ES22	ES23	ES24	ES25	mean
ET1	1.7	0.9	1.6	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	0.8	1.6	1.7	1.2	1.5	1.4	1.5	1.6	0.9	1.4	1.6	1.0	1.1	1.7	1.5	1.1	1.5	1.4
ET2	1.5	1.0	0.9	1.5	0.8	1.8	1.3	1.2	1.4	1.8	1.7	0.7	1.0	1.1	1.5	1.7	0.6	0.7	1.1	0.6	1.4	1.3	1.4	1.7	1.6	1.2
ET3	1.9	1.2	1.4	1.5	1.3	1.3	1.5	1.6	1.0	1.8	1.8	1.2	1.5	1.3	1.8	1.7	1.3	1.1	1.5	0.9	1.4	1.6	1.7	1.8	1.8	1.5
ET4	1.7	1.0	1.4	1.5	1.5	1.8	1.0	1.2	0.8	2.0	1.8	1.0	1.4	1.3	1.7	1.6	0.7	1.2	1.6	0.9	1.3	1.7	1.2	1.3	1.4	1.4
ET5	1.7	1.0	1.3	1.3	1.4	1.1	1.7	1.7	1.0	1.8	2.0	0.8	1.2	1.4	1.7	1.5	1.2	0.9	1.6	0.9	1.5	1.8	1.9	1.6	1.7	1.4
ET6	1.8	1.1	1.5	1.9	1.5	1.6	1.7	1.8	1.1	1.5	1.9	1.2	1.3	1.7	1.7	1.8	1.4	1.2	1.6	1.7	1.3	1.7	1.4	1.2	1.4	1.5
ET7	1.3	1.4	1.6	1.1	1.4	1.5	1.5	1.7	0.9	1.3	1.5	1.1	1.4	1.4	1.6	1.3	0.9	1.0	1.6	0.8	1.7	1.5	1.6	1.2	1.6	1.3
ET8	1.3	0.9	1.4	1.4	1.2	1.0	1.5	1.9	1.0	1.5	1.5	0.6	1.2	1.1	1.3	0.4	0.7	1.0	1.7	1.2	1.4	1.6	1.3	1.2	1.6	1.2
ET9	1.2	1.1	1.6	1.3	1.2	1.4	1.6	1.8	1.0	1.4	1.5	0.8	1.2	1.4	1.4	1.2	0.8	1.0	1.6	0.8	1.4	1.4	1.5	1.2	1.5	1.3
ET10	1.3	1.3	1.5	1.5	1.5	1.4	1.7	1.6	1.1	1.7	1.7	0.9	1.7	1.6	1.4	1.5	0.9	1.1	1.6	0.9	1.6	1.7	1.6	1.3	1.7	1.4
ET11	1.4	1.2	1.4	1.0	1.4	1.2	1.7	1.6	1.2	1.5	1.6	1.4	1.6	1.6	1.5	1.8	1.3	1.7	1.7	1.0	1.3	1.9	1.3	1.4	1.5	1.4
ET12	1.5	1.3	1.5	1.5	1.3	1.4	1.7	1.9	1.2	1.7	1.7	1.0	1.6	1.7	1.4	1.5	1.2	1.0	1.8	0.9	1.6	1.6	1.5	1.5	1.6	1.5
ET13	1.4	1.1	1.5	1.2	1.4	1.6	1.6	1.7	1.0	1.6	1.5	1.3	1.1	1.5	1.4	1.4	1.6	1.6	1.5	1.0	1.4	1.3	1.4	1.2	1.6	1.4
ET14	1.4	1.2	1.2	1.1	1.2	1.6	1.4	1.6	1.0	1.6	1.4	2.0	1.8	1.2	1.5	1.1	1.5	1.7	1.3	1.4	1.4	1.4	1.1	1.2	1.3	1.4
ET15	1.4	1.4	1.4	1.1	1.1	1.4	1.3	1.6	1.0	1.6	1.3	2.0	1.8	1.3	1.4	1.0	1.4	1.8	1.2	1.0	1.2	1.0	1.1	1.1	1.1	1.3
ET16	1.2	1.7	1.9	1.0	1.2	1.2	1.5	1.3	0.8	1.3	0.8	1.8	1.6	1.0	1.6	1.0	1.8	1.7	1.4	1.7	1.4	1.4	1.0	1.1	1.4	1.3
ET17	1.5	1.1	1.7	1.1	1.5	1.5	1.4	1.4	1.1	1.7	1.5	1.1	1.1	1.4	1.4	1.0	1.1	1.4	1.6	0.8	0.9	1.5	1.5	1.1	1.6	1.3
ET18	1.5	1.2	1.7	1.3	1.6	1.5	1.5	1.6	1.4	1.4	1.6	1.6	1.2	1.7	1.3	1.3	1.1	1.1	1.7	1.3	1.6	1.5	1.5	1.4	1.6	1.4
ET19	1.3	1.3	1.5	1.3	1.3	1.4	1.5	1.6	1.8	1.8	1.6	0.7	1.2	1.3	1.3	1.3	1.1	1.0	1.6	1.3	1.5	1.3	1.6	1.2	1.4	1.4
ET20	1.3	1.4	1.5	1.1	1.4	1.5	1.4	1.2	1.7	1.6	1.6	0.7	1.3	1.4	1.0	1.3	1.2	1.2	1.4	1.4	1.3	1.4	1.5	1.4	1.5	1.3
ET21	0.8	1.7	1.5	1.2	1.4	1.3	1.2	0.8	1.6	1.5	1.5	0.8	0.9	1.1	1.1	1.7	1.3	0.9	1.6	1.3	1.4	1.6	1.2	1.2	1.1	1.3
ET22	1.0	1.6	1.4	1.4	1.5	1.4	1.4	1.0	1.5	1.4	1.7	0.7	0.9	1.4	1.3	1.8	1.3	0.8	1.6	1.3	1.5	1.8	1.7	1.6	1.3	1.4
ET23	0.8	1.4	1.2	1.2	1.2	1.3	1.4	1.3	1.6	1.6	1.5	0.8	1.2	1.2	1.3	1.6	1.4	0.8	1.4	1.4	1.3	1.3	1.6	1.5	1.4	1.3
ET24	1.1	1.4	1.1	1.1	1.3	1.4	1.3	1.5	1.8	1.5	1.5	0.7	1.2	1.1	1.2	1.6	1.6	0.9	1.4	1.6	1.2	1.4	1.4	1.6	1.4	1.3
ET25	1.4	1.5	1.6	1.1	1.3	1.5	1.5	1.2	1.5	1.7	1.4	1.0	0.9	1.3	1.3	1.4	1.3	0.9	1.6	1.8	1.7	1.7	1.6	1.3	1.6	1.4
ET26	1.7	1.8	1.6	1.0	1.3	1.2	1.3	1.6	1.3	1.5	1.5	0.7	0.7	0.9	0.7	0.5	0.7	0.6	1.0	1.3	1.4	1.6	1.3	1.0	1.7	1.2
ET27	1.1	2.0	1.5	0.8	1.0	1.1	0.6	1.1	1.5	1.1	0.9	1.2	1.1	0.6	0.6	0.6	0.8	0.6	1.0	0.7	1.4	1.5	1.2	1.5	1.6	1.1
ET28	0.7	1.0	1.3	0.8	0.8	0.6	0.5	0.5	0.5	1.1	0.5	0.2	0.2	0.5	0.6	1.1	2.2	0.5	0.9	0.4	0.9	0.8	0.7	0.5	0.9	0.8
ET29	1.1	1.1	1.3	1.4	1.4	1.5	1.5	0.9	0.7	1.5	1.4	0.8	0.8	1.0	1.2	1.1	0.6	0.7	1.4	0.7	1.3	1.4	1.4	1.1	1.4	1.2
ET30	1.3	0.8	1.4	1.5	1.4	1.1	1.4	1.2	1.1	0.7	1.5	1.0	0.9	1.2	1.3	0.5	1.3	1.0	1.6	1.2	1.7	1.7	1.6	1.6	1.7	1.3
ET31	1.0	1.0	1.3	1.1	1.1	0.9	0.9	1.2	0.8	0.7	0.6	0.3	0.3	0.9	0.9	0.4	0.6	0.5	0.7	0.7	1.2	1.3	0.9	1.2	1.2	0.9
ET32	1.1	0.9	1.0	1.2	0.9	1.2	0.9	1.0	0.8	1.7	1.0	0.4	0.3	0.9	1.1	1.6	0.9	0.5	0.7	0.7	0.9	1.1	0.9	0.9	1.0	0.9
ET33	0.9	1.5	1.5	0.9	1.1	0.7	0.7	0.9	0.5	0.6	0.5	0.2	0.2	0.4	0.4	0.7	0.7	0.3	0.5	0.5	1.1	1.2	0.6	0.7	0.7	0.7
mean	1.3	1.3	1.4	1.2	1.3	1.3	1.3	1.4	1.1	1.5	1.4	1.0	1.1	1.2	1.3	1.3	1.1	1.0	1.4	1.1	1.3	1.5	1.4	1.3	1.4	

Table Annexe 2-3.4: Results of the perm.t.test: significantly different with the Bonferroni correction (yellow cell in the table) and without the correction (red cell in the table)

	ES1	ES2	ES3	ES4	ES5	ES6	ES7	ES8	ES9	ES10	ES11	ES12	ES13	ES14	ES15	ES16	ES17	ES18	ES19	ES20	ES21	ES22	ES23	ES24	ES25
ET1	0.77	0.07	0.38	0.09	0.80	0.60	0.73	0.07	0.55	0.19	0.14	0.03	0.39	0.05	0.08	0.95	0.79	0.01	0.14	0.20	0.21	0.90	0.57	0.62	0.79
ET2	0.59	0.05	0.28	0.02	0.00	0.85	0.50	0.02	0.28	0.18	0.12	0.08	0.24	0.07	0.41	0.29	0.16	0.26	0.37	0.18	0.70	0.51	0.53	0.43	0.10
ET3	0.23	0.77	0.39	0.07	0.61	0.91	0.80	0.05	0.46	0.34	0.23	0.09	0.83	0.15	0.29	0.08	0.86	0.03	0.34	0.05	0.63	0.70	0.93	0.15	0.37
ET4	0.94	0.31	0.75	0.54	0.99	0.44	0.54	0.05	0.35	0.09	0.45	0.07	0.64	0.38	0.62	0.61	0.59	0.05	0.40	0.37	0.32	0.61	0.30	0.73	0.36
ET5	0.80	0.74	0.58	0.07	0.72	0.81	0.50	0.08	0.58	0.34	0.19	0.14	0.45	0.23	0.22	0.10	0.75	0.00	0.33	0.05	0.36	0.97	0.83	0.20	0.92
ET6	0.06	0.59	0.60	0.18	0.40	0.10	0.44	0.04	0.35	0.12	0.04	0.00	0.82	0.02	0.48	0.22	0.45	0.01	0.68	0.02	0.80	0.29	0.05	0.07	0.14
ET7	0.10	0.41	0.29	0.18	0.13	0.63	0.24	0.01	0.38	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.13	0.08	0.22	0.06	0.32	0.00	0.01	0.16	0.01	0.04	0.81
ET8	0.09	0.19	0.15	0.44	0.89	0.96	0.25	0.54	0.29	0.27	0.43	0.01	0.58	0.00	0.27	0.08	0.14	0.09	0.30	0.91	0.15	0.67	0.70	0.23	0.74
ET9	0.11	0.09	0.52	0.26	0.30	0.56	0.47	0.13	0.27	0.04	0.00	0.02	0.01	0.00	0.02	0.02	0.18	0.07	0.32	0.03	0.00	0.09	0.01	0.04	0.37
ET10	0.21	0.77	0.88	0.85	0.28	0.09	0.78	0.17	0.15	0.26	0.19	0.14	0.06	0.12	0.05	0.17	0.11	0.01	0.22	0.02	0.01	0.70	0.00	0.24	0.32
ET11	0.90	0.30	0.62	0.40	0.05	0.27	0.23	0.03	0.12	0.88	0.27	0.05	0.01	0.16	0.50	0.38	0.16	0.00	0.17	0.91	0.01	0.50	0.19	0.31	0.33
ET12	0.44	0.22	0.61	0.54	0.17	0.00	0.18	0.07	0.12	0.57	0.15	0.03	0.37	0.14	0.10	0.17	0.11	0.01	0.29	0.09	0.39	0.12	0.22	0.33	0.21
ET13	0.58	1.00	0.25	0.02	0.24	0.64	0.89	0.02	0.05	0.49	0.02	0.01	0.08	0.01	0.30	0.04	0.26	0.00	0.70	0.14	0.19	0.04	0.12	0.05	0.34
ET14	0.23	0.78	0.17	0.02	0.16	0.37	0.47	0.01	0.08	0.09	0.00	0.01	0.13	0.03	0.58	0.00	0.16	0.03	0.40	0.06	0.21	0.38	0.07	0.02	0.16
ET15	0.27	0.96	0.31	0.13	0.66	0.57	0.67	0.03	0.14	0.68	0.12	0.58	0.16	0.19	0.47	0.01	0.37	0.30	0.88	0.24	0.77	0.21	0.17	0.02	0.22
ET16	0.21	0.52	0.87	0.20	0.98	0.45	0.38	0.40	0.02	0.95	0.21	0.77	0.50	0.71	0.73	0.79	0.90	0.79	0.46	0.82	0.38	0.39	0.03	0.04	0.72
ET17	0.73	0.28	0.27	0.07	0.30	0.47	0.11	0.12	0.05	0.06	0.80	0.33	0.17	0.32	0.58	0.33	0.24	0.03	0.48	0.88	0.13	0.77	0.30	0.96	0.34
ET18	0.04	0.10	0.44	0.21	0.15	0.27	0.10	0.55	0.14	0.12	0.23	0.08	0.07	0.45	0.48	0.08	0.18	0.28	0.85	0.17	0.59	0.21	0.22	0.16	0.25
ET19	0.83	0.02	0.30	0.22	0.22	0.06	0.11	0.02	0.04	0.00	0.01	0.00	0.14	0.00	0.32	0.22	0.27	0.11	0.02	0.39	0.03	0.02	0.08	0.06	0.84
ET20	0.64	0.61	0.39	0.49	0.34	0.34	0.04	0.17	0.04	0.24	0.32	0.17	0.15	0.03	0.85	0.66	0.56	0.07	0.02	0.35	0.16	0.06	0.01	0.18	0.31
ET21	0.60	0.20	0.83	0.78	0.53	0.47	0.05	0.18	0.04	0.12	0.17	0.02	0.42	0.06	0.65	0.60	0.37	0.04	0.04	0.43	0.33	0.49	0.07	0.58	0.07
ET22	0.53	0.39	0.81	0.69	0.54	0.28	0.10	0.10	0.00	0.09	0.01	0.00	0.23	0.00	0.23	0.00	0.17	0.02	0.06	0.04	0.24	0.16	0.02	0.15	0.07
ET23	0.38	0.35	0.61	0.47	0.75	0.98	0.12	0.64	0.14	0.73	0.23	0.37	0.26	0.51	0.84	0.20	0.78	0.11	0.52	0.15	0.13	0.33	0.22	0.55	0.54
ET24	0.63	0.52	0.55	0.97	0.89	0.42	0.66	0.96	0.02	0.95	0.93	0.89	0.55	0.86	0.95	0.99	0.52	0.39	0.94	0.22	0.97	0.88	0.76	0.44	0.32
ET25	0.23	0.55	0.82	0.03	0.31	0.02	0.07	0.10	0.03	0.13	0.06	0.04	0.56	0.13	0.22	0.36	0.40	0.04	0.75	0.43	0.60	0.14	0.14	0.79	0.33
ET26	0.11	0.90	0.75	0.12	0.11	0.33	0.00	0.35	0.12	0.50	0.42	0.95	0.22	0.32	0.37	0.27	0.68	0.79	0.25	0.19	0.44	0.32	0.59	0.84	0.45
ET27	0.41	0.98	0.62	0.75	0.13	0.76	0.47	0.27	0.24	0.61	0.95	0.89	0.23	0.38	0.77	0.17	0.15	0.13	0.93	0.16	0.71	0.06	0.16	0.07	0.97
ET28	0.90	0.57	0.43	0.95	0.61	0.44	0.79	0.20	0.51	0.18	0.75	0.60	0.91	0.06	0.85	0.64	0.44	0.83	0.98	0.28	0.79	0.27	0.01	0.25	0.77
ET29	0.51	0.41	0.65	0.18	0.03	0.14	0.16	0.20	0.11	0.98	0.87	0.40	0.97	0.03	0.83	0.49	0.79	0.37	0.80	0.05	0.44	0.71	0.32	0.89	0.67
ET30	0.77	0.50	0.31	0.16	0.74	0.26	0.34	0.51	0.15	0.64	0.82	0.52	0.84	0.10	0.50	0.72	0.26	0.02	0.34	0.07	0.19	0.64	0.12	0.49	0.74
ET31	0.32	0.49	0.92	0.15	0.76	0.19	0.46	0.11	0.06	0.38	0.87	0.87	0.91	0.12	0.64	0.12	0.91	0.08	0.76	0.58	0.46	0.73	0.33	0.30	0.66
ET32	0.57	0.74	0.91	0.59	0.66	0.89	0.80	0.50	0.63	0.96	0.67	0.88	0.52	0.13	0.82	0.74	0.45	0.11	0.43	0.10	0.48	0.43	0.56	0.86	0.93
ET33	0.62	0.84	0.14	0.07	0.29	0.69	0.29	0.85	0.44	0.02	0.19	0.41	0.88	0.24	0.37	0.21	0.34	0.40	0.30	0.52	0.27	0.42	0.19	0.16	0.11

Comparison analysis (permt.t.test): 12 scores were significantly different with the Bonferroni correction (yellow cell in the table) and 120 without the correction (red cell in the table)

Comparison of the mean scores of the capacity matrix and the use matrix: $p = 0.423$

Table Annexe 2-3.5: Matrix of the Capacity/use balance with the difference (Cells colored in red when scores<0; in green when scores>0)

		Regulation and support services											Provision Services									Cultural Services				
		ES1	ES2	ES3	ES4	ES5	ES6	ES7	ES8	ES9	ES10	ES11	ES12	ES13	ES14	ES15	ES16	ES17	ES18	ES19	ES20	ES21	ES22	ES23	ES24	ES25
Aquatic	ET1	0,7	1,1	0,8	0,5	-0,5	-0,1	-0,3	0,4	-0,1	0,0	-0,1	0,0	1,0	-0,3	0,7	0,1	-0,1	-0,2	1,0	-0,2	0,5	0,6	0,9	0,3	0,8
	ET2	0,4	0,4	0,3	0,7	-0,1	-0,4	-0,2	0,4	-0,6	0,7	-0,6	-0,1	1,0	-0,3	1,5	1,7	0,0	-0,1	0,8	-0,2	0,7	0,9	1,0	0,7	1,0
	ET3	0,5	1,0	0,4	0,8	0,2	0,2	0,1	0,7	-0,2	0,8	0,1	-0,3	0,1	-0,3	1,1	0,3	0,0	0,1	1,0	0,2	0,6	0,7	0,8	0,1	0,8
	ET4	0,3	0,9	0,4	0,4	0,5	0,3	-0,3	0,2	-0,2	-0,2	-0,2	0,0	0,6	0,1	0,3	0,0	-0,2	-0,3	0,9	-0,2	0,6	0,4	0,6	0,2	0,4
	ET5	0,6	1,0	0,4	0,8	0,4	0,0	0,1	0,8	0,0	0,7	0,1	-0,1	-0,2	-0,2	1,0	0,2	0,1	0,2	0,9	-0,1	0,5	0,8	0,8	0,4	0,6
	ET6	0,3	1,3	0,3	1,1	0,2	0,5	1,2	1,2	0,6	0,5	0,4	-0,6	0,2	0,2	0,9	0,6	0,9	0,3	1,3	0,5	0,7	1,0	1,1	0,2	0,9
Agricultural	ET7	0,5	0,9	0,5	1,0	1,1	0,7	1,3	1,1	0,1	0,8	0,7	-0,4	0,4	0,4	0,6	0,6	0,2	0,5	1,5	0,2	1,7	1,3	1,6	1,3	1,4
	ET8	0,4	0,8	0,6	-0,1	0,6	-0,1	-0,2	0,7	-0,1	0,8	0,8	-0,3	-0,4	-0,4	-0,2	0,0	-0,1	-0,4	0,3	-0,4	0,6	0,5	1,1	0,2	1,4
	ET9	0,9	1,0	0,5	0,9	1,3	0,9	1,5	1,2	0,3	1,1	0,6	-0,3	0,7	0,3	0,5	0,4	0,2	0,3	0,9	0,3	1,3	1,5	1,3	1,0	1,2
	ET10	0,7	1,2	0,7	0,8	0,9	0,2	1,3	0,6	0,3	0,8	0,9	-0,4	-0,1	0,0	-0,1	0,5	0,6	-0,1	0,7	0,5	0,5	0,8	0,7	0,7	0,7
	ET11	0,2	1,5	0,7	0,0	1,0	0,3	0,6	0,5	0,3	0,4	0,7	0,0	0,6	0,3	0,4	1,0	0,6	0,5	1,1	0,6	0,1	0,7	0,8	1,1	0,6
	ET12	0,6	1,5	0,6	0,6	0,4	0,5	0,7	0,6	0,5	0,7	0,7	-0,2	-0,5	0,1	0,4	0,6	1,2	0,5	1,0	0,7	0,3	0,8	0,9	0,4	0,6
	ET13	0,4	1,2	0,2	0,6	0,5	0,9	0,8	0,9	0,3	1,0	0,5	-0,2	0,1	0,4	0,8	0,5	0,3	0,2	1,2	0,8	0,3	1,2	1,1	0,6	1,2
	ET14	0,2	1,1	0,4	0,8	0,6	0,5	0,9	1,2	0,4	1,5	0,7	-0,6	-0,2	0,7	1,0	0,4	0,6	0,3	1,4	0,9	0,7	1,3	1,1	0,6	1,1
	ET15	0,2	0,5	0,0	0,6	0,1	0,5	0,5	1,0	0,4	1,1	0,4	-0,7	0,0	0,5	0,6	0,1	0,2	0,2	1,0	0,8	0,2	0,7	0,2	0,5	0,5
	ET16	0,1	0,1	-0,4	-0,1	-0,3	-0,3	-0,9	-0,8	-0,1	-0,1	0,1	0,6	-0,4	0,0	0,6	0,0	0,4	0,4	0,3	1,4	0,0	0,6	0,1	0,3	0,2
	ET17	0,2	0,9	-0,3	0,0	0,6	0,2	0,5	0,1	0,3	0,5	0,5	-0,1	0,4	0,4	0,8	0,3	0,3	0,6	0,7	0,5	0,7	0,1	0,4	0,5	0,5
	ET18	0,3	0,6	-0,1	0,5	0,2	0,6	0,7	0,8	0,5	1,0	0,7	0,8	0,6	-0,3	0,6	0,6	0,4	0,6	0,3	0,6	0,7	0,6	0,7	0,8	0,4
Forest	ET19	0,3	0,9	1,2	0,3	0,8	1,0	0,8	1,0	0,1	0,7	0,6	0,0	1,0	0,5	0,6	0,5	0,7	0,8	1,1	0,9	1,6	1,4	1,5	0,6	1,2
	ET20	0,0	1,0	1,1	0,3	0,5	0,9	1,1	0,6	0,5	0,2	0,3	0,0	0,1	0,4	0,3	0,4	0,4	0,9	0,6	1,0	0,5	0,5	0,6	0,5	0,9
	ET21	0,2	1,2	1,1	0,3	0,4	0,4	0,7	0,3	0,8	0,3	0,5	0,1	0,6	-0,1	0,2	0,3	0,4	1,0	0,6	0,8	0,6	0,6	0,7	0,4	0,7
	ET22	0,4	1,3	1,0	0,8	0,5	0,7	0,9	0,6	1,0	0,9	0,8	0,1	0,3	-0,2	0,2	0,4	0,5	0,7	0,9	1,0	0,8	1,2	1,4	0,6	1,0
	ET23	-0,1	0,7	0,3	0,6	0,5	0,5	0,5	0,3	0,3	0,7	0,1	0,2	0,4	0,3	0,4	0,1	0,0	0,7	0,2	0,7	0,2	0,6	0,4	0,5	0,4
	ET24	0,0	0,4	0,0	0,4	0,0	0,1	0,2	0,4	0,5	-0,1	0,3	0,1	-0,2	-0,2	-0,1	0,1	0,5	0,2	0,0	1,2	0,0	0,1	0,1	0,3	0,1
	ET25	0,5	0,9	0,1	0,3	0,3	0,8	0,6	0,1	0,4	0,4	0,4	0,6	0,2	0,1	1,1	0,5	1,1	0,9	0,9	1,1	0,7	0,9	0,9	0,2	0,8
Built-up	ET26	-0,4	0,1	0,4	0,4	0,4	0,3	0,2	0,0	0,2	-0,4	-0,2	0,7	0,1	0,1	0,3	0,4	0,3	0,8	0,3	0,6	0,4	0,4	0,0	0,5	0,5
	ET27	-0,1	-0,9	0,0	0,4	0,1	-0,5	-0,2	-0,4	-0,1	-0,4	-0,3	-0,2	-0,1	0,1	0,0	-0,3	0,0	-0,1	-0,3	-0,2	-0,2	0,0	0,0	0,6	0,5
	ET28	-0,1	0,1	-0,1	0,4	0,1	-0,2	-0,3	-0,2	0,0	-0,2	-0,1	0,0	0,0	-0,1	0,0	-0,3	-0,6	0,1	-0,3	-0,1	-0,4	0,2	-0,1	0,0	0,8
	ET29	0,1	0,2	0,1	0,8	0,4	0,1	-0,4	-0,1	-0,1	-0,3	0,1	-0,2	-0,2	0,2	0,6	0,8	0,4	0,4	0,5	0,5	0,0	0,1	0,3	0,1	1,1
	ET30	0,2	1,0	0,4	0,9	0,7	0,1	-0,7	-0,3	0,1	0,1	0,5	-0,1	0,2	0,4	0,6	-0,1	0,6	0,4	0,3	0,6	0,2	0,1	0,4	0,1	0,8
	ET31	0,1	0,7	0,2	0,2	0,4	-0,1	-0,3	-0,4	-0,2	-0,3	0,1	-0,1	0,1	0,0	0,5	0,0	0,3	0,2	0,5	0,5	-0,4	-0,1	-0,1	0,1	0,7
	ET32	-0,1	0,5	0,3	0,5	0,2	-0,3	-0,2	0,0	0,0	-0,1	-0,2	-0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,2	-0,1	0,0	0,2	-0,1	0,3	0,7
	ET33	-0,2	-0,4	-0,5	-0,2	0,4	-0,2	-0,3	-0,3	-0,2	-0,2	-0,1	0,0	0,0	0,2	0,4	-0,2	-0,1	-0,1	0,1	-0,1	-0,7	-0,4	-0,1	-0,1	0,5

Discussion

Annexe D.1 : estimation des évaluations de l'occupation du sol d'ici 2050 en partant de l'occupation du sol ARCH de 2009

					Scénario 2050											
			2009		1			2			3			4		
			%	Hab	+/-	Hab	%	+/-	Hab	%	+/-	Hab	%	+/-	Hab	%
Habitats aquatiques	H1	Milieu aquatique non marin	1.036%	676.87		676.87	1.036%		676.87	1.036%	0.50%	680.25	1.536%	-0.40%	674.16	0.636%
	H2	Fonds ou rivages des plans d'eau non végétalisés	0.017%	11.32		11.32	0.017%		1132.44%	0.017%		1132.44%	0.017%		1132.44%	0.017%
	H3	Végétations aquatiques	0.116%	76.04		76.04	0.116%		7603.56%	0.116%	0.05%	7607.36%	0.166%		7603.56%	0.116%
	H4	Eaux courantes	0.455%	296.85		296.85	0.455%		29685.17%	0.455%	0.10%	29714.86%	0.555%	-0.20%	29625.80%	0.255%
	H5	Végétations immergées	0.050%	32.82		32.82	0.050%		3281.69%	0.050%	0.02%	3282.34%	0.070%	-0.03%	3280.70%	0.020%
	H6	Bas marais, tourbières de transition, sources	0.004%	2.47		2.47	0.004%	-0.002%	247.425%	0.002%	0.020%	247.479%	0.024%	-0.003%	247.422%	0.001%
Habitats agricoles	H7	Landes	0.001%	0.75		0.75	0.001%		75.48%	0.001%		75.48%	0.001%		75.48%	0.001%
	H8	Fourrés	0.211%	137.56	-0.10%	137.42	0.111%		13756.02%	0.211%		13756.02%	0.211%	-0.04%	13750.52%	0.171%
	H9	Steppes et prairies calcaires sèches	0.000%	-		-	0.000%		0.00%	0.000%		0.00%	0.000%		0.00%	0.000%
	H10	Prairies à métaux lourds	0.004%	2.88		2.88	0.004%	-1.08%	284.84%	-1.076%	0.50%	289.39%	0.504%	-1.80%	282.77%	-1.796%
	H11	Prairies acides et dunes fossiles	0.000%	-		-	0.000%		0.00%	0.000%		0.00%	0.000%		0.00%	0.000%
	H12	Lisières humides à grandes herbes	1.047%	684.08		684.08	1.047%		68408.22%	1.047%	0.40%	68681.85%	1.447%	-0.30%	68202.99%	0.747%
	H13	Prairies humides	8.000%	5 224.93		5 224.93	8.000%	-3.00%	506818.46%	5.000%	3.00%	538168.05%	11.000%	-5.00%	496368.59%	3.000%
	H14	Végétations de ceinture des bords des eaux	0.168%	109.50		109.50	0.168%		10949.80%	0.168%		10949.80%	0.168%		10949.80%	0.168%
	H15	Prairies mésophiles	5.841%	3 814.77		3 814.77	5.841%	-0.50%	379569.80%	5.341%	1.00%	385291.96%	6.841%	-2.00%	373847.65%	3.841%
	H16	Prairies à fourrage des plaines	1.526%	996.56		996.56	1.526%		99656.04%	1.526%	0.40%	100054.66%	1.926%	-0.50%	99157.76%	1.026%
	H17	Prairies améliorés	0.041%	26.98		26.98	0.041%		2697.94%	0.041%		2697.94%	0.041%		2697.94%	0.041%
	H18	Forêts caducifoliées	9.579%	6 255.83		6 255.83	9.579%	-2.00%	613071.78%	7.579%		625583.45%	9.579%	-3.53%	603500.36%	6.049%
tats fores	H19	Forêts riveraines, forêts et fourrés très humides	2.903%	1 895.64	-0.60%	1 884.27	2.303%	-0.50%	188616.27%	2.403%	2.50%	194303.19%	5.403%	-2.00%	185772.81%	0.903%

	H20	Cultures	28.580%	18 665.47	-2.30%	18 236.16	26.280%	-8.00%	1717223.16%	20.580%	-8.00%	1717223.16%	20.580%	5.00%	1959874.26%	33.580 %
	H21	Bandes enherbées	0.204%	133.36		133.36	0.204%		13336.28%	0.204%	-0.10%	13322.94%	0.104%		13336.28%	0.204%
	H22	Plantations de caducifoliés	5.548%	3 623.11		3 623.11	5.548%		362311.30%	5.548%	-2.00%	355065.07%	3.548%	4.00%	376803.75%	9.548%
	H23	Vergers	0.110%	71.79		71.79	0.110%		7179.42%	0.110%	0.62%	7223.94%	0.730%		7179.42%	0.110%
	H24	Plantations de conifères	0.922%	601.89		601.89	0.922%		60188.88%	0.922%		60188.88%	0.922%	1.00%	60790.77%	1.922%
	H25	Haies, alignements d'arbres	0.000%	-		-	0.000%		0.00%	0.000%		0.00%	0.000%		0.00%	0.000%
Habitats anthropiques	H26	Parcs urbains et grands jardins	0.890%	581.02	0.70%	585.09	1.590%	1.00%	58682.87%	1.890%	0.50%	58392.36%	1.390%	1.50%	58973.38%	2.390%
	H27	Villes, villages, et sites industriels	14.216%	9 284.61	2.00%	9 470.31	16.216%	9.00%	1012022.83%	23.216%	0.50%	933103.62%	14.716%	4.00%	965599.77%	18.216 %
	H28	Carrières en activité	0.144%	93.72		93.72	0.144%	0.05%	9376.64%	0.194%		9371.96%	0.144%		9371.96%	0.144%
	H29	Carrières abandonnées	0.013%	8.45		8.45	0.013%		845.30%	0.013%	-0.01%	845.22%	0.003%		845.30%	0.013%
	H30	Terrils	1.165%	760.94		760.94	1.165%		76094.01%	1.165%		76094.01%	1.165%		76094.01%	1.165%
	H31	Voies de chemin de fer, friches et abords de voies de communication	0.859%	561.25		561.25	0.859%		56125.32%	0.859%		56125.32%	0.859%		56125.32%	0.859%
	H32	Lagunes et réservoirs industriels	0.021%	13.78		13.78	0.021%	0.03%	1378.73%	0.053%		1378.29%	0.021%		1378.29%	0.021%
	H33	Réseaux routiers et ferroviaires	16.329%	10 664.22	0.30%	10 696.21	16.629%	5.00%	1119742.59%	21.329%		1066421.52%	16.329%	0.30%	1069620.78%	16.629 %

Annexe D.2 : Listes des communications scientifiques et des publications publiées avant et durant la thèse

Peer Reviewed Journal

1. **Campagne C.S** and Roche P.K. (2018) May the matrix be with you! Guidelines for the application of expert-based matrix approach for ecosystem services assessment and mapping. *OneEcosystem. 3: e24134.* https://doi:10.3897/oneeco.3.e24134
2. **Campagne C.S**, Roche P.K., Salles J-M. (2018) Looking into Pandora's Box: ecosystem disservices assessment and correlations with ecosystem services. *Ecosystem Services* 30, 126–136. https://doi:10.1016/j.ecoser.2018.02.005
3. Palomo, I., Willemen, L., Drakou, E.G., Burkhard, B., Crossman, N, Bellamy, C., Burkhard, K., **Campagne, C. S**., et al. (2018) Practical solutions for bottlenecks in ecosystem services mapping. *OneEcosystem 3:e201713* https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e20713
4. Roche P. K. and **Campagne C. S.** (2017) From ecosystem integrity to ecosystem condition: a continuity of notions supporting different aspects of ecosystems sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability.* 29:63-68 https://doi.org/10.1016/j.cosust.2017.12.009
5. **Campagne, C. S.**, Roche P. K., Gosselin F., Tschanz, L. and Tatoni, T. (2017) Expert-based ecosystem services capacity matrices: dealing with scoring variability. *Ecological Indicators*. 79, 63–72. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.03.043
6. **Campagne, C. S.,** Salles, J.-M., Boissery, P. and Deter, J. (2015). The seagrass Posidonia oceanica: ecosystem services identification and economic evaluation of goods and benefits. *Marine Pollution Bulletin*. 97,1-2,391-400. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.05.061
7. **Campagne, C. S.,** Tschanz, L. and Tatoni, T. (2015) Outil d'évaluation et de concertation sur les services écosystémiques : la matrice des capacités. *Sciences, Eaux et Territoires*, 6p. Available online
8. Balzan, M. V., […] **Campagne, C. S.,** et al. Improving ecosystem assessments in Mediterranean social-ecological systems: a DPSIR analysis. *Environmental Science & Policy* **(Submitted)**
9. **Campagne, C. S.,** Callois, J-M, Courtois, P., Jacobs, S., Lavorel, S., Salles, J-M, Turkelboom, F. and Roche, P. K. - Sustainable use of ecosystem services at regional level. **(in prep.)**

Technical Papers

10. Roche P. K. and **Campagne C. S.** Chapiter 3.2. – Ecosystem Condition and its role in an integrated ecosystem assessment IN Potschin-Young, M. (2018) (Editor). Multifunctional assessment methods and the role of map analyse - Using an Integrated Ecosystem Service Assessment Framework. Deliverable D4.8, EU Horizon 2020 ESMERALDA Project, Grant agreement No. 642007,186 pp. Available online
11. **Campagne, C. S.** (2018) Chapitre 11 – « Les bouquets de services » (167-170) Dans "EFESE - Les milieux humides et aquatiques continentaux", 248p. Thema – Chapter in the "*French national assessment of ecosystems and ecosystem services*"
12. **Campagne, C. S**., Lefort, T. and Roche P.K. Approche participative de l'évaluation des services écosystémiques rendus par les habitats du Parc naturel régional Scarpe-Escaut. *Documents Phytosociologiques* **(in revision)**

Scientific communications

13. **Campagne, C. S.,** Callois, J-M, Courtois, P., Jacobs, S., Lavorel, S., Salles, J-M, Turkelboom, F. and Roche, P. K. (2018) Sustainable use of ecosystem services at regional level. ESP9 EUROPE Regional Conference, San Sebastian, Spain, 15-19 October 2018: **Oral presentation accepted**
14. Roche P. K. and **Campagne C.S.** (2017). Comparing expert based capacity matrices ecosystem services scores with biophysical quantitative indicators and models at regional level ESP9 EUROPE Regional Conference, San Sebastian, Spain, 15-19 October 2018: **Oral presentation accepted**
15. Roche P. K. and **Campagne C.S.** (2017). Linking urban gradient and ecosystem services capacity of green Infrastructure: are Mediterranean landscapes different from temperate ones? **Co-host of this session**
16. Braat L., Sieber I. and **Campagne C.S.** (2017). Combined Session: "Young Ecosystem Services Specialists (YESS)" and "From Research to Publication" **Co-host of this session**
17. **Campagne C.S** and Roche P.K. (2017). Supply and demand assessment of ecosystem services based on expert knowledge: Mismatches at the habitat level. **Oral presentation**
18. **Campagne C.S** and Roche P.K. (2017). Expert-based ecosystem services capacity matrices: Method and recommendations of application. **Oral presentation**
19. **Campagne C.S**, Roche P.K. and Salles J-M. (2017). Encompassing good and bad effects of nature: disservices assessment and correlations with ecosystem service. **Oral presentation**
    ESP9 World conference, Shenzhen, China, 11-15 Dec 2017: **co-host of two sessions and four oral presentations**
20. **Campagne, C.S** and Roche P.K. (2017). Approche de concertation pour l'évaluation des services écosystémiques d'un territoire: exemple sur le Parc naturel regional Scarpe-Escaut. Colloque Valeurs et usage des zones humides, Bailleul, 26-30 Sept. 2017: **Oral presentation**
21. **Campagne, C. S.**, Salles J.-M. and Roche P. K. (2017). Supply and demand assessment of ecosystem services based on expert knowledge: A bundle approach at ecosystem type level. ALTER-Net Meeting, Ghent, 2-5 May 2017: **poster presentation – Winner of poster awards**
22. **Campagne, C. S.**, Gosselin F., and Roche P. K. (2017). Expert's scores uncertainty and expert panel size in a participator scoring method. ALTER-Net Meeting, Ghent, 2-5 May 2017: **poster presentation**
23. Roche P., **Campagne C. S.** (2016). Eco* Integrity: What are we talking about? ESP meeting, Antwerp, 19-23 September 2017: **oral presentation and co-host of this session**
24. **Campagne, C. S.**, Salles J.-M. and Roche P. K. (2016). Assessing ecosystem services: sustainability of supply and demand at territory level. DOI: 10.13140/RG.2.2.18385.33122 EcoSummit, Montpellier, 29/08-1/09 2016: **poster presentation**
25. **Campagne, C. S.,** Salles, J.-M., Boissery, P. and Deter, J. (2015). The seagrass *Posidonia oceanica*: ecosystem services identification and economic evaluation of goods and benefits. « Journée Scientifique sur les Services écosystémiques », Labex CeMEB. Montpellier, 12 March 2015: **oral presentation**
26. **Campagne, C. S.,** Salles, J.-M., Boissery, P. and Deter, J. (2014). The seagrass *Posidonia oceanica*: ecosystem services identification and economic evaluation of goods and benefits. BES-SFE 2014 Joint Annual Meeting, Lille, 9-12 December 2014: **oral presentation**
27. Tschanz L. and **Campagne C. S.** (2014). Méthode d'évaluation des services écosystémiques sur un territoire de projet le futur Pnr des Baronnies Provençales. Séminaire interPNR Biodiversité et Gestion de l'Espace. Pnr Narbonnaise, 2-4 July 2014: **oral presentation**
28. **Campagne C. S.,** Tschanz, L. and Tatoni. T. (2014). Ecosystem valuation in a protected area. Conservation sciences in the Mediterranean region. Tour du Valat, 28-30 April 2014: **poster presentation**

Résumé court

Les services écosystémiques (SE) sont définis comme les bénéfices que les humains retirent des écosystèmes. Par exemple, un arbre produit des fruits, séquestre du carbone et différentes activités récréatives ou valeurs esthétiques lui sont liées. La matrice des capacités est une table remplie par des scores, définis par des experts, représentant la capacité de chaque écosystème à produire des SE. Cette méthode est de plus en plus utilisée pour évaluer les SE car flexible et rapidité à mettre en œuvre. Durant la thèse, trois thèmes ont été abordés: l'analyse méthodologique pour préciser les limites et une méthodologie pour les réduire; l'application de la méthode sur le Parc Naturel Région Scarpe-Escaut et la Région Hauts-de-France; enfin nous avons intégré les disservices (les effets indésirables de la nature sur l'Homme) et l'intégrité écologique (la condition/santé de l'écosystème) dans l'évaluation des SE afin d'avoir une vision plus complète de la relation Homme-Nature.

Short summary

Ecosystem services (ES) are the benefits that humans derive from ecosystems. For example, a tree produces fruit that we pick, sequesters carbon as it grows, supports various recreational activities and has aesthetic value.
Among the different approaches developed to assess ES, the experts-based capacity matrix is flexible and quick to implement. The matrix is a look-up table that assigns each ecosystem type a score defined by experts expressing its ES capacity. It is increasingly used in France, Europe and internationally. Three themes are addressed in the thesis: (i) methodological analysis to define and specify limits and specify methodology to address them, (ii) application of the method to the Scarpe-Escaut Regional Natural Park and to the Hauts-de-France Region, and (iii) integration of the evaluation of disservices (undesired effects of the natural environment on humans) and ecological integrity (condition/health of the ecosystem) into the evaluation of ES to take fuller account of the relation between humans and their natural environment.