



HAL
open science

Revisiter l'alimentation durable en précisant la place de la nutrition et le rôle des produits animaux

Tangui Barré

► **To cite this version:**

Tangui Barré. Revisiter l'alimentation durable en précisant la place de la nutrition et le rôle des produits animaux. Alimentation et Nutrition. Université Montpellier, 2016. Français. NNT : 2016MONTT113 . tel-01824644

HAL Id: tel-01824644

<https://theses.hal.science/tel-01824644v1>

Submitted on 27 Jun 2018

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.



THÈSE

Pour obtenir le grade de
Docteur

Délivrée par l'**Université de Montpellier**

Préparée au sein de l'école doctorale
GAIA

Et de l'unité de recherche
**Nutrition, Obésité et Risque Thrombotique
(NORT)**

Spécialité :
Science des Aliments et Nutrition

Présentée par
Tangui Barré

**REVISITER L'ALIMENTATION DURABLE
EN PRECISANT LA PLACE DE LA
NUTRITION ET LE ROLE DES PRODUITS
ANIMAUX**

Soutenue le 06 décembre 2016 devant le jury composé de

M Jean-Michel CHARDIGNY, Directeur de recherche, INRA	Président
M Adam DREWNOWSKI, Professeur, University of Washington	Rapporteur
Mme Emmanuelle KESSE-GUYOT, Directeur de recherche, INRA	Rapporteur
Mme Nicole DARMON, Directeur de recherche, INRA	Directeur de thèse
Mme Valérie MICARD, Professeur, SupAgro	Co-directeur de thèse



Remerciements

Je tiens en premier lieu à adresser mes chaleureux et sincères remerciements à Nicole Darmon. J'ai eu la chance d'intégrer son équipe pour mon stage de fin d'études, qui fut formateur et scientifiquement enrichissant. Elle a ensuite renouvelé notre collaboration avant de rédiger ce projet de thèse taillé sur mesure par elle et dirigé par ses soins. J'ai beaucoup appris de sa rigueur scientifique et malgré son emploi du temps de ministre qu'impliquent son engagement professionnel et la reconnaissance méritée dont elle fait l'objet, ai toujours bénéficié de son attention et son soutien pendant la durée de mes travaux. Je la remercie de la confiance dont elle m'a gratifié durant ces années, de l'ouverture et de la compréhension qu'elle a eue à mon égard et qu'elle a maintenue jusque dans mes décisions singulières. Sa sympathie naturelle a généreusement débordé du contexte professionnel. Je suis reconnaissant d'avoir grâce à elle eu de nombreuses opportunités de présenter les résultats de mes recherches (et de voyager !) lors de divers congrès nationaux et surtout internationaux. Je lui souhaite une excellente continuation, tant scientifique que personnelle.

J'adresse également mes sincères remerciements à Valérie Micard, qui au commencement de cette thèse a généreusement proposé de me codiriger. Malgré la distance, j'ai toujours pu compter sur son aide et sa réactivité. J'ai pu grandement apprécier la manière très humaine qu'elle a d'assumer son rôle scientifique et ses responsabilités administratives. Nous avons eu des échanges simples et francs et sa gentillesse et sa compréhension ont été d'un grand soutien dans tout le déroulement de ma thèse.

Je remercie les membres extérieurs de mon jury de thèse d'avoir accepté d'y siéger et d'y avoir consacré de leur précieux temps ainsi que pour l'attention qu'ils y ont porté : Emmanuelle Kesse-Guyot, Adam Drewnowski et Jean-Michel Chardigny. C'est un honneur pour moi d'avoir ici réunie une telle qualité scientifique autour de mon travail.

J'adresse mes remerciements aux membres extérieurs de mon comité de thèse : Edwige Landais, Stéphane Walrand et Carole Sinfort. Leur suivi m'a permis de clarifier ma démarche et leurs suggestions et remarques ont été précieuses.

Je remercie Marie-Josèphe Amiot-Carlin qui comme Nicole m'a suivi depuis le commencement. Sa bonne humeur et son expertise scientifique ont été précieuses au quotidien.

Je remercie Marlène Pérignon, qui a avec brio porté la double casquette d'amie et d'encadrante. Ce fut un réel plaisir de partager ce bureau avec elle, d'y co-cultiver les tomates et de partager le *sencha*. Je la remercie pour ses grandes qualités scientifiques qui m'ont accompagné et ses suggestions avisées. Son aide est présente dans chaque partie de cette thèse. Ce fut également une excellente camarade de congrès et autres virées non-professionnelles. Je lui souhaite un plein épanouissement à Montpellier et dans ses excursions futures.

Je remercie Florent et Matthieu, ces brillants entrepreneurs (MS-Nutrition, retenez le nom). Ils ont suivi mes travaux depuis mon arrivée à Marseille et m'ont régulièrement fait bénéficier de leur expertise. J'ai toujours reçu de leur part un accueil amical que j'ai beaucoup apprécié et pour lequel je leur suis reconnaissant. Même si cela n'était pas leur but premier, j'ai également tiré parti de leurs choix de recrutement éclairés.

Je remercie l'unité NORT dans son ensemble pour m'avoir accueilli depuis mon stage de fin d'étude. Je remercie particulièrement Christelle Bellavia et Marie-Hélène Goletto pour leur gentillesse et leur professionnalisme.

Je suis extrêmement reconnaissant envers ma famille qui m'a permis de m'engager dans ces études qui aboutissent avec cette thèse. J'ai eu la chance de poursuivre mon cursus dans les meilleures conditions, de faire mes choix librement et de trouver un soutien constant auprès d'eux.

Je souhaite remercier de tout cœur Juliette, ma chère presque-collègue qui a été d'un soutien indéfectible, particulièrement durant la période de rédaction du manuscrit. Elle m'a délesté de nombre de tâches chronophages, m'a encouragé sans relâche et a surtout été pour moi une source de joie inépuisable. L'esprit fonctionne mieux dans un corps sain (ou du moins qui tient la route), et j'ai eu la chance d'être tendrement accompagné par elle dans la maladie et la convalescence. Je lui fais part ici de mon affectueuse gratitude.

J'adresse un grand merci à Lisenn et Roza, qui furent de la meilleure compagnie pour les déjeuners, de joyeuses camarades pour le café (le Nesquik) et avec qui j'ai pris plaisir à découvrir la vie marseillaise. Je remercie Rozenn pour sa gentillesse de tous les jours et lui souhaite plein de réussite pour sa thèse qui ne sera sans aucun doute que la première pierre de sa belle contribution au domaine de la nutrition. Je remercie Lisa pour son enthousiasme et son humour, qui furent tout autant nourrissant pour moi au travail comme en dehors.

Je remercie Nacima pour la bienveillance dont elle m'a gratifié et les kilomètres que nous avons avalés ensemble. Je lui souhaite tout le bonheur possible dans la nouvelle tâche qui l'attend, ne me faisant aucun souci quant à sa capacité de résistance au manque de sommeil.

Merci à Popo Jassur d'avoir égayé le bureau durant quelques mois. Merci à Paul Jassur, avec qui il est toujours plaisant de se retrouver. Je remercie El Capuche pour ces soirées inoubliables.

Je remercie mes amis, qu'ils soient près ou loin, ceux que j'ai vus la semaine dernière comme ceux qu'il me tarde de revoir après de nombreux mois. Ils m'ont accompagné et soutenu, dans les études et à côté. Les savoir là, les côtoyer et partager avec eux est une richesse inestimable dans laquelle j'ai puisé pendant mon séjour à Marseille.

Publications et communications scientifiques

Publications scientifiques

Perignon, M., Masset, G., Ferrari, G., **Barré, T.**, Vieux, F., Maillot, M., Amiot, M.-J. and Darmon, N. (2016) 'How low can dietary greenhouse gas emissions be reduced without impairing nutritional adequacy, affordability and acceptability of the diet? A modelling study to guide sustainable food choices', *Public Health Nutrition*, pp. 1–13. doi: 10.1017/S1368980016000653. (**article 1**)

Barré, T., Vieux, F., Perignon, M., Cravedi, J.-P., Amiot, M.-J., Micard, V. and Darmon, N. (2016) 'Reaching Nutritional Adequacy Does Not Necessarily Increase Exposure to Food Contaminants: Evidence from a Whole-Diet Modeling Approach.', *The Journal of nutrition*. doi: 10.3945/jn.116.234294. (**article 2**)

Perignon, M., **Barré, T.**, Gazan, R., Amiot, MJ., Darmon, N. 'The high variability of iron, zinc, protein and vitamin A bioavailability in French individual diets is poorly explained by their animal-to-plant ratio'. Soumis à *Food Chemistry*. (**article 3**)

Gazan, R., **Barré, T.**, Perignon, M., Maillot, M., Darmon, N., Vieux, F. 'A methodology to compile food metrics related to diet sustainability into a single food database: application to the French case'. Soumis à *Food Chemistry*. (**article 5**)

Barré, T., Perignon, M., Gazan, R., Vieux, F., Micard, V., Amiot, M.-J., Darmon, N. 'Better accounting for animal products' specificities in sustainable diet modeling: shall we still reduce meat? ', A soumettre. (**article 4**)

Communications orales

Barré, T., Ferrari, G., Masset, G., Vieux, F., Darmon, N. (2013) 'Evaluation des potentiels de réduction de l'impact carbone de différents scénarios alimentaires prenant en compte la biodisponibilité de certains nutriments', Journées Francophones de Nutrition 2013, Bordeaux France. *Nutrition Clinique et Métabolisme*, vol 27, suppl 1, S50-054.

Barré, T., Ferrari, G., Masset, G., Vieux, F. and Darmon, N. (2014) 'Evaluation des potentiels de réduction de l'impact carbone de différents scénarios alimentaires prenant en compte la biodisponibilité de certains nutriments', 15èmes Journées Sciences du Muscle et Technologies de la Viande, Clermont-Ferrand, France. *Viande et Produits Carnés Nov. 2014*.

Vieux, F., **Barré, T.**, Amiot-Carlin, MJ., Cravedi, JP., Darmon, N. (2014) 'Les recommandations nutritionnelles sont compatibles avec les normes toxicologiques : une adéquation validée par programmation linéaire', Journées Francophones de Nutrition 2014, Bruxelles, BELGIQUE. *Nutrition Clinique et Métabolisme*, vol 28, suppl 1, page S46.

Barré, T., Vieux, F., Perignon, M., Cravedi, J.-P., Amiot, M.-J., Micard, V. and Darmon, N. (2015) 'Is it possible to reach nutritional adequacy without increasing the exposure to food contaminants?', 11th International Food Data Conference, Hyderabad, INDE.

Barré, T., Gazan, R., Vieux, F., Amiot, M-J., Darmon, N. and Perignon, M. (2016) 'Adjusting for nutrient bioavailability and considering foods-coproduction make a difference when designing sustainable diets', 7th African Nutritional Epidemiology Conference, Marrakech, MAROC.

Perignon, M., **Barré, T.**, Gazan, R., El Ati, J., Traissac, P., Amiot, M-J., Darmon, N. (2016) 'Relationship between the animal-to-plant ratio and nutrient bioavailability factors in individual diets: the French and Tunisian cases', 7th African Nutrition Epidemiology Conference, Marrakech, MAROC.

Communications affichées

Ferrari, G., **Barré, T.**, Maillot, M., Borel, P., Amiot, MJ., Masset, G., Darmon, N. (2013) 'Comment intégrer la biodisponibilité des nutriments dans la mise au point de rations nutritionnellement adéquates et adaptées aux habitudes de consommation ? ', Journées Francophones de Nutrition 2013, Bordeaux, FRANCE. *Nutrition Clinique et Métabolisme*, vol 27, suppl 1, S69 P025.

Ferrari, G., Masset, G., **Barré, T.**, Maillot, M., Vieux, F., Darmon, N. (2014) 'L'adéquation nutritionnelle : la dimension à ne pas négliger dans l'équation de l'alimentation durable', Journées Francophones de Nutrition 2014, Bruxelles, BELGIQUE. *Nutrition Clinique et Métabolisme*, vol 28, suppl 1, pages S72-73.

Barré, T., Vieux, F., Perignon, M., Cravedi, J-P., Amiot, M-J. and Darmon, N. (2015) 'Increasing fruits and vegetables intakes to reach nutritional adequacy does not necessarily increase the exposure to food contaminants: a modeling approach in the French women population', EGEA Conference, 7th Edition, Milan, ITALIE.

Gazan, R., **Barré, T.**, Perignon, M., Maillot, M., Soler, L-G., Vieux, F. and Darmon, N. (2015) 'Sustainability metrics: nutritional, environmental, toxicology, affordability and acceptability variables compiled within a single French food database', EGEA Conference, 7th Edition, Milan, ITALIE.

Barré, T., Vieux, F., Perignon, M., Cravedi, J-P., Amiot, M-J., Micard, V. and Darmon, N. (2015) 'Moving toward a mediterranean diet to reach nutritional adequacy does not necessarily increase the exposure to food contaminants: a modeling approach in the French women population', 2^{ème} Congrès International de la SAN, Alger, ALGERIE.

Barré T., Vieux, F., Perignon, M., Cravedi, J-P., Amiot, M-J. and Darmon, N. (2015) 'Is it possible to reach nutritional adequacy without increasing the exposure to food contaminants?', 12th European Nutrition Conference, Berlin, ALLEMAGNE.

Perignon, M., **Barré, T.**, Gazan, R., Amiot, M-J. and Darmon, N. (2015) 'Impact of bioavailability estimation on the assessment of inadequate nutrient intakes in French adults', 12th European Nutrition Conference, Berlin, ALLEMAGNE.

Gazan, R., **Barré, T.**, Pérignon, M., Maillot, M., Soler, LG., Darmon, N., Vieux, F. (2015) 'Validation of an aggregated food dataset based on nutritional quality-prices relationships adults', 12th European Nutrition Conference, Berlin, ALLEMAGNE.

Perignon, M., **Barré, T.**, Gazan, R., Amiot, M-J. and Darmon, N. (2015) 'Impact de la biodisponibilité sur l'estimation de la couverture des besoins en nutriments : étude chez les adultes Français', 2^{ème} Congrès International de la SAN, Alger, ALGERIE.

Pérignon, M., **Barré, T.**, Gazan, R., Amiot, MJ., Darmon, N. (2015) 'Choosing the appropriate level of nutrient bioavailability when assessing nutritional adequacy of diets with low share of animal

products: estimations from self-selected French diets', 2nd International Conference on Global Food Security, Ithaca, USA.

Barré, T., Gazan, R., Vieux, F., Amiot, MJ., Darmon, N., Perignon, M. (2016) 'Adjusting for nutrient bioavailability and considering foods-coproduction make a difference when designing sustainable diets', Journée de l'école doctorale GAIA, Montpellier, FRANCE.

Sommaire

Remerciements	3
Publications et communications scientifiques	6
Sommaire	9
Liste des abréviations	11
I. Introduction bibliographique	12
I.1. L'environnement, une des dimensions de l'alimentation durable	14
I.1.1. Du développement durable à l'alimentation durable : concepts et historique.....	14
I.1.2. Appréhender la dimension environnementale de la durabilité de l'alimentation passe par la mesure de ses impacts	15
I.1.3. Le problème de l'impact environnemental de l'alimentation peut être attaqué par divers angles.....	18
I.2. Quels choix alimentaires pour satisfaire les différentes dimensions de l'alimentation durable ?	23
I.2.1. Deux échelles d'études : l'aliment et l'alimentation.....	23
I.2.2. Concevoir une alimentation durable : les apports de diverses méthodologies.....	24
I.2.2.1. Les études basées sur l'analyse de rations et scénarios construits a priori	25
I.2.2.2. Les études basées sur l'analyse des consommations réelles observées.....	32
I.2.2.3. Concevoir des rations par substitution des produits animaux.....	34
I.2.2.4. Modélisation mathématique de rations plus durables	36
I.2.2.5. La dimension économique doit être plus systématiquement intégrée car une bonne qualité nutritionnelle et un faible coût ne sont pas associés dans les études observationnelles	40
I.2.3. Les enseignements et limites des diverses études traitant de l'alimentation durable.....	40
I.3. Quelles pistes d'amélioration pour mieux embrasser la multi-dimensionnalité de l'alimentation durable ?	42
I.3.1. La programmation (non-) linéaire, un outil de choix pour l'intégration simultanée de plusieurs dimensions.....	42
I.3.2. La dimension nutrition doit être appréhendée à la fois plus largement et plus précisément.....	43
I.3.2.1. La toxicologie est la parente pauvre de la durabilité malgré son importance	43

I.3.2.2. Contrôler la qualité nutritionnelle au travers de quelques nutriments seulement n'est pas suffisant.....	45
I.3.2.3. Une alimentation plus végétale peut compromettre la biodisponibilité des nutriments apportés et donc fausser l'estimation de l'adéquation nutritionnelle de la ration.....	46
I.3.3. Prendre en compte les relations de co-production des aliments pour plus de cohérence	51
I.3.4. L'acceptabilité, facteur trop souvent négligé lors de la conception de rations durables .	51
II. Objectifs spécifiques.....	54
III. Résultats.....	60
III.1. Article 1	62
III.2. Article 2	78
III.3. Article 3	90
III.4. Article 4	114
III.5. Article 5	144
IV. Discussion générale.....	170
IV.1. Diminuer la part des produits animaux et de la viande de ruminants pour diminuer l'impact environnemental.....	172
IV.1.1. Faut-il diminuer la consommation des produits animaux ?.....	173
IV.1.2. Les ruminants n'ont pas que des désavantages.....	174
IV.1.3. Le poisson peut-il être une alternative à la viande ?	175
IV.1.4. Exploiter des données issues d'ACV consécutives représenterait un progrès dans l'estimation des impacts environnementaux.....	176
IV.2. Diminuer les produits animaux et adéquation nutritionnelle	177
IV.3. Adopter des régimes combinant les diverses exigences de l'alimentation durable.....	178
V. Conclusion et perspectives	184
VI. Références bibliographiques.....	188
VII. Annexes.....	206
VII.1. Annexe 1 : Informations complémentaires de l'article 1	208
VII.2. Annexe 2 : Informations complémentaires de l'article 2	215
Résumé.....	229
Abstract	229

Liste des abréviations

AAS : Amino Acid Score

ACV : Analyse de Cycle de Vie

AGLCn-3 : Acide Gras Longue Chaîne n-3 (oméga 3)

ANC : Apports Nutritionnels Conseillés

ANSES : Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation, de l'Environnement et du Travail

Bio : issu de l'agriculture biologique

CH₄ : méthane

CO₂ : dioxyde de carbone

CO₂eq : équivalent CO₂

DASH : Dietary Approaches to Stop Hypertension

EAT2 : deuxième Etude de l'Alimentation Totale

FAO : Food and Agriculture Organization

GES : Gaz à Effet de Serre

INCA2 : deuxième Etude individuelle Nationale sur les Consommations Alimentaires

N : azote

N₂O : protoxyde d'azote

NH₄ : ammonium

NND : New Nordic Diet

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

ONU : Organisation des Nations Unies

P : phosphore

PCB : Polychlorobiphényles

PDCAAS : Protein Digestibility-Corrected Amino Acid Score

PNNS : Plan National Nutrition Santé

PL : Programmation Linéaire

PNL : Programmation Non-Linéaire

WHO : World Health Organization

I. Introduction bibliographique

I.1. L'environnement, une des dimensions de l'alimentation durable

I.1.1. Du développement durable à l'alimentation durable : concepts et historique

A l'instar du développement durable, l'alimentation durable se base sur plusieurs piliers.

Suite à une prise de conscience de la détérioration massive de l'environnement, la nécessité de poursuivre un objectif commun de développement durable au niveau mondial s'est imposée. En 1983, l'ancien premier ministre de Norvège fut nommé à la tête de la Commission mondiale sur l'environnement et le développement de l'Organisation des Nations Unies (ONU). La Commission publia en 1987 le « rapport Brundtland » dans lequel le développement durable fut défini comme « un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs » (Commission mondiale sur l'environnement et le développement 1987). Le développement durable s'appuie sur trois piliers : i) le développement économique, ii) le développement social et iii) la protection de l'environnement (United Nations n.d.). L'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) organisa en 2010, en collaboration avec Bioversity International, le symposium international « Biodiversité et régimes alimentaires durables unis contre la faim ». Ce symposium positionna les régimes alimentaires durables, la nutrition et la biodiversité comme des éléments centraux du développement durable (Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) 2010). Les régimes alimentaires durables furent à cette occasion définis comme « des régimes alimentaires ayant de faibles conséquences sur l'environnement, qui contribuent à la sécurité alimentaire et nutritionnelle ainsi qu'à une vie saine pour les générations présentes et futures. Les régimes alimentaires durables contribuent à protéger et à respecter la biodiversité et les écosystèmes, sont culturellement acceptables, économiquement équitables et accessibles, abordables, nutritionnellement sûrs et sains, et permettent d'optimiser les ressources naturelles et humaines » (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) 2010). C'est en se basant sur cette définition que l'alimentation durable peut à son tour être considérée comme s'appuyant sur plusieurs piliers, au nombre de quatre : i) l'environnement, ii) le socio-culturel, iii) l'économie et iv) la nutrition en lien avec la santé.

I.1.2. Appréhender la dimension environnementale de la durabilité de l'alimentation passe par la mesure de ses impacts

L'analyse de cycle de vie permet d'estimer l'impact d'un aliment tout au long de sa vie.

Comme tout produit ou service, les aliments, depuis leur production jusqu'à leur consommation, nécessitent l'utilisation des ressources et engendrent l'émission d'autres produits ou polluants dans l'environnement. L'analyse de cycle de vie (ACV) est l'outil le plus répandu pour estimer les impacts d'un produit, d'un service ou d'un système remplissant une fonction particulière, depuis l'extraction des matières premières qui le composent jusqu'à son élimination en fin de vie. Cette approche « du berceau à la tombe », définie et standardisée à travers des directives internationales, consiste en quatre phases : i) la définition des objectifs et du champ de l'étude, ii) l'inventaire des flux matières et énergies associés aux étapes du cycle de vie, rapporté à l'unité fonctionnelle retenue, iii) l'évaluation des impacts potentiels à partir des flux matières et énergies recensés et iv) l'interprétation des résultats obtenus en fonction des objectifs (International Organization for Standardization 2006a; International Organization for Standardization 2006b; Boeglin & Veillet 2005). L'agriculture et les produits alimentaires sont particulièrement bien adaptés à l'application de la méthode ACV mais représentent également des défis, notamment du fait de leurs liens étroits et parfois complexes avec la nature d'une part, et la sphère technologique et industrielle d'autre part. Le domaine d'étude de l'ACV appliquée aux produits alimentaires a été particulièrement prolifique à partir de la fin des années 2000 (Heller et al. 2013). Les impacts estimés d'un produit doivent être rapportés à sa fonction, et la comparaison d'aliments entre eux suppose la définition d'une référence, appelée « unité fonctionnelle ». Les aliments remplissent nombre de fonctions : fournir du plaisir, créer du lien social, apporter de l'énergie, des nutriments etc. La plupart du temps, une base pondérale (impact pour 100 g par exemple) est satisfaisante et permet de répondre aux questions de recherche posées (Heller et al. 2013). Cependant cette question de l'unité fonctionnelle reste ouverte et les comparaisons des performances environnementales des aliments entre eux varient selon ce choix. Diverses unités fonctionnelles basées sur l'énergie ou la qualité nutritionnelle ont été testées sur différentes bases de données (Drewnowski et al. 2015; Masset et al. 2015; Sonesson et al. 2016; Masset, Soler, et al. 2014).

Les ACV peuvent être de deux types : attributionnelles et conséquentielles. Les ACV attributionnelles prennent en compte les flux physiques immédiats et utilisent typiquement des valeurs moyennes pour chaque procédé unitaire au sein du cycle de vie. Les ACV conséquentielles quant à elles s'attachent à décrire les changements dans les flux physiques découlant d'une variation de la demande liée à l'objet étudié. Schématiquement, elles représentent une convergence entre les méthodes d'ACV et de modélisation économique. Alors que les ACV attributionnelles doivent mettre

en place des règles d'allocation (l'impact généré doit être redistribué entre les produits obtenus en sortie), les ACV conséquentielles évitent ceci en étendant les frontières du système étudié (Earles & Halog 2011). Les ACV attributionnelles sont les plus couramment utilisées dans les études sur l'alimentation durable.

L'impact environnemental peut être estimé par divers indicateurs.

Divers impacts environnementaux peuvent être estimés par la méthode d'ACV. Les émissions de gaz à effet de serre (GES) sont l'indicateur le plus couramment utilisé pour estimer l'impact environnemental des produits alimentaires et de l'alimentation. Le changement climatique affecte les écosystèmes et la santé humaine sans équivoque ; sa maîtrise est un défi mondial majeur du 21^{ème} siècle notamment pour préserver la santé (Intergovernmental Panel on Climate Change 2007; Watts et al. 2015). Les changements des concentrations atmosphériques en gaz à effet de serre participent grandement à cette altération énergétique du climat, les émissions anthropogéniques ayant augmenté de 70% entre 1970 et 2004. Des engagements internationaux ont été pris quant à la diminution des émissions mondiales de GES, notamment à Kyoto en 1997 (United Nations Framework Convention on Climate Change 2014) et plus récemment à Paris en 2015, où les 195 états participants se sont engagés à contenir « l'élévation de la température moyenne de la planète nettement en dessous de 2°C par rapport aux niveaux préindustriels et à poursuivre l'action menée pour limiter l'élévation de la température à 1,5°C par rapport aux niveaux préindustriels, étant entendu que cela réduirait sensiblement les risques et les effets des changements climatiques » (Nations Unies 2015).

Les principaux gaz à effet de serre sont le dioxyde de carbone (CO₂), le méthane (CH₄) et le protoxyde d'azote (N₂O). Leurs influences sur le climat diffèrent et dépendent de leur capacité d'absorption (et donc de leur structure moléculaire) et de leur durée de vie dans l'atmosphère. Pour un horizon temporel donné (100 ans par exemple), l'émission d'une quantité d'un GES peut être exprimée en CO₂ équivalent (CO₂eq) : c'est la quantité de CO₂ qui causerait, intégrée sur cette durée, le même déséquilibre entre entrées et sorties d'énergie du système Terre-atmosphère. Cette quantité est obtenue en multipliant la quantité du GES par son potentiel de réchauffement climatique (Intergovernmental Panel on Climate Change 2007). Le CO₂, en tant que référence, a un potentiel à 100 ans égal à 1, le CH₄ 21 et le N₂O 310 (United Nations Framework Convention on Climate Change 1995). La quantité de CO₂eq émise au cours de la vie d'un produit (e.g. un aliment) est désignée par le terme « impact carbone ».

Parmi les autres impacts environnementaux fréquemment estimés par ACV, nous trouvons l'eutrophisation, l'acidification, l'utilisation des terres et l'empreinte eau. L'Homme, notamment via

l'agriculture moderne, a radicalement modifié les cycles des éléments : le taux d'incorporation d'azote (N) atmosphérique dans la biosphère terrestre et les apports de phosphate (P) dans l'environnement ont plus que doublé par rapport respectivement au niveau préindustriel et aux apports naturels par effritement (Bouwman et al. 2009). L'eutrophisation correspond à un enrichissement excessif d'un milieu aquatique en nutriments (notamment N et P), et peut causer la prolifération d'algues nuisibles, une baisse de la diversité des espèces et l'hypoxie du milieu (Bennett et al. 2001; Vitousek et al. 1997; Diaz & Rosenberg 2008). La perturbation du cycle de l'azote participe également à l'augmentation des dépôts atmosphériques acides et donc à l'acidification des sols et des eaux (Galloway 2001; Pawłowski 1997). L'utilisation des terres désigne « l'ensemble des dispositions, activités et apports par type de couverture terrestre (ensemble d'activités humaines). Ce terme est également utilisé pour définir les objectifs sociaux et économiques de l'exploitation des terres (pâturage, exploitation forestière et conservation, par exemple) » (Intergovernmental Panel on Climate Change 2007). Les ressources en terres s'amenuisent et font l'objet d'accaparement (Lambin & Meyfroidt 2011). L'extension récente des terres agricoles s'est faite au détriment de zones forestières, et leur utilisation impacte le cycle du carbone (et donc le climat), les précipitations, la biodiversité, la dégradation des sols et leur capacité à soutenir les écosystèmes et les besoins humains (Lambin et al. 2003). L'ACV peut fournir des estimations de surfaces allouées à la production d'aliments. L'empreinte eau d'un produit est le volume d'eau douce utilisé pour produire ce produit, mesuré tout au long de la chaîne d'approvisionnement. On distingue l'utilisation d'eau dite « bleue » (de surface et souterraine), de la « verte » (eau de pluie) et de la « grise » (relative à l'eau nécessaire pour assimiler la charge des polluants émis) (Hoekstra et al. 2011). L'empreinte eau est donc susceptible de renseigner sur l'impact hydrique d'un produit du point de vue de la rareté de l'eau mais aussi de la pollution. D'autres indicateurs environnementaux, moins souvent rencontrés et/ou moins standardisés, peuvent être évoqués : l'impact sur la biodiversité, l'utilisation énergétique, l'écotoxicité, l'équilibre en nutriments du sol...

L'impact environnemental des produits animaux est pointé du doigt.

Nous le verrons par la suite, les produits animaux terrestres, et particulièrement la viande, sont souvent mis à l'index pour leurs forts impacts sur l'environnement : le secteur de l'élevage est responsable d'environ 15% des émissions anthropiques de GES et de 50% des émissions alimentaires de GES (Garnett 2009). On estime par ailleurs que les émissions de GES de la viande corréleront bien avec les indicateurs d'utilisation des terres, d'acidification et d'eutrophisation (Röös et al. 2013). Les forts impacts environnementaux des produits de l'élevage s'expliquent d'abord par le fait qu'il faille produire de l'aliment pour le bétail. Les impacts liés à ces productions végétales sont alloués aux produits animaux finaux : il est estimé que 30% des émissions mondiales de GES du secteur de

l'élevage et la majorité de son empreinte eau proviennent de la production d'aliments pour le bétail (Gerber et al. 2013; FAO 2006a), et que 33% des terres arables mondiales sont dédiées à l'alimentation animale (hors-pâturage) (FAO 2006a). L'azote et le phosphore ingérés par le bétail via l'alimentation étant majoritairement restitués à travers les déjections (sans être forcément efficacement réintégrés aux cycles culturaux), le secteur de l'élevage est un acteur majeur des phénomènes d'eutrophisation et d'acidification (Bouwman et al. 2013; Smil 2000; Bouwman et al. 2009). Les émissions de CH₄ (au potentiel de réchauffement climatique supérieur au CO₂) dues aux fermentations entériques des ruminants représentent quant à elles 39% des émissions de GES du secteur de l'élevage mondial, alors que les émissions (notamment de N₂O) liées aux déjections animales en représentent 26% (Gerber et al. 2013). L'intensité des émissions varie selon les espèces. Ainsi, les émissions de GES associées à la production (d'une unité fonctionnelle) de 1kg de protéines sont estimées à 300 kgCO₂eq lorsque les protéines sont apportées par de la viande de bœuf, à 165 et 112 kgCO₂eq lorsqu'elles sont apportées par la viande ou le lait de petits ruminants respectivement, et seulement à 10 kgCO₂eq lorsqu'elles sont apportées par du lait de vache, de la viande de porc ou de volaille (Gerber et al. 2013). Malgré une grande diversité au sein des espèces, notamment selon les systèmes d'élevage, la viande de ruminant émet globalement plus de GES que la viande de monogastriques et nécessite plus de terres, que l'unité fonctionnelle soit exprimée en poids de produit ou en quantité de protéines fournies, ceci à cause d'une moindre efficacité de transformation des protéines totales de la ration par les ruminants et de la « charge climatique » que représente le méthane issu de leurs fermentations entériques (Wilkinson 2011; Nijdam et al. 2012).

I.1.3. Le problème de l'impact environnemental de l'alimentation peut être attaqué par divers angles

Le secteur alimentaire impacte fortement l'environnement.

La contribution directe de l'agriculture est estimée mondialement à 10-12% des émissions de GES. En y ajoutant les émissions indirectes, cette contribution atteint 30%. Cet ordre de grandeur se retrouve au niveau européen et au niveau national pour divers pays développés (15-31%) (Garnett 2011). La majeure partie des émissions associées à l'alimentation se produit au niveau agricole (Drewnowski et al. 2015; Garnett 2011; Weber & Matthews 2008).

Des leviers pour réduire les impacts environnementaux existent à différents niveaux.

Jusqu'à récemment, les efforts pour réduire l'impact environnemental de l'alimentation se concentraient du côté de la production (et donc de l'offre). Les leviers à l'étape de production agricole comprennent la restauration du stock de carbone du sol, l'optimisation de l'utilisation des nutriments, l'amélioration de la productivité par unité d'émission, la gestion des effluves et autres

sous-produits ainsi que la gestion du problème de la déforestation. Il apparaît aujourd'hui que des évolutions des comportements des consommateurs vont être nécessaires pour faire face à l'urgence environnementale. Les changements des consommations alimentaires (et donc la demande) sont l'autre levier majeur de réduction des émissions de GES et incluent la diminution de la surconsommation, de viande en premier lieu. Enfin, des actions transversales doivent être entreprises : réduction du gaspillage alimentaire et énergétique, « décarbonisation » des carburants, utilisation d'énergies renouvelables et augmentation de l'efficacité énergétique (Garnett 2011; Garnett 2014).

Garnett identifie un certain nombre d'options permettant de réduire les émissions de GES de la filière alimentaire, identifiées à trois étapes : production, stockage/transformation, consommation. Les leviers à l'étape de transformation des productions comprennent l'efficacité énergétique, l'utilisation d'énergies renouvelables et la réduction des dépenses énergétiques. Enfin, les changements alimentaires (la viande étant en première ligne) sont un levier majeur de réduction des émissions, comprenant la réduction du gaspillage et de la surconsommation (Garnett 2011).

Réduire les kilomètres parcourus par nos aliments n'engendre pas forcément de bénéfice environnemental.

La réduction des distances entre les lieux de production et de consommation (les kilomètres alimentaires, ou « food miles ») est un levier populaire de réduction de l'impact environnemental de la filière alimentaire, mis en valeur dans la démarche qui consiste à « manger local » (Pretty et al. 2005; Sustain 2011; Lang 2002). Les résultats sur les bénéfices environnementaux du « local » sont cependant contradictoires. Weber et Matthews estiment aux Etats-Unis que les transports (trajets du consommateur exclus) ne représentent que 11% des émissions de GES du cycle de vie des aliments, dont un tiers correspondent au trajet du producteur au point de vente. Cependant, il suffirait de réduire la consommation de viande rouge de 22% en faveur du poulet pour atteindre une réduction similaire de 11% des émissions de GES (Weber & Matthews 2008). Au Royaume-Uni, Sim *et al.*, étudiant les impacts de divers fruits et légumes de supermarché de diverses origines, soulignent l'impossibilité de statuer de manière générale sur l'intérêt du local en matière d'impact environnemental (Sim et al. 2006). Ils soulignent l'impact majoritaire de la phase de production, plutôt que des kilomètres parcourus ; et se limitent à conclure que, pour des produits de saison, mieux vaut choisir les versions locales plutôt que des produits importés par voie aérienne (Sim et al. 2006). Dans leur revue, Edward-Jones *et al.* concluent que les *food miles* sont un mauvais indicateur des impacts environnementaux et éthiques de la production alimentaire (Edwards-Jones et al. 2008). Smith Taillie et Jaacks mettent également en garde contre le caractère trompeur des *food miles* qui risquent d'occulter d'autres phases plus impactantes de la filière (Smith Taillie & Jaacks 2015).

Les bénéfices environnementaux de l'agriculture biologique ne sont pas systématiques ni généralisables.

Les préoccupations environnementales sont parmi les premières motivations liées aux achats de produits issus de l'agriculture biologique (Michaelidou & Hassan 2008), bien que celles de santé et de plaisir semblent dominer parmi les consommateurs Français (Brown et al. 2009; Sirieix et al. 2006; Sirieix & Schaer 1999). Une large étude française a effectivement montré que les produits issus de l'agriculture biologique étaient perçus comme meilleurs pour la santé (70% des participants) et l'environnement (84% des participants) (Kesse-Guyot et al. 2013). L'agriculture biologique est « un système global de gestion agricole et de production alimentaire qui allie les meilleures pratiques environnementales, un haut degré de biodiversité, la préservation des ressources naturelles, l'application de normes élevées en matière de bien-être animal et une méthode de production respectant la préférence de certains consommateurs à l'égard de produits obtenus grâce à des substances et à des procédés naturels ». L'agriculture biologique se base notamment sur la restriction de l'utilisation d'intrants extérieurs au système de production et la limitation stricte d'intrants chimiques (Le Conseil de l'Union Européenne 2007). Tuomisto *et al.* ont réalisé une méta-analyse d'études européennes comparant les impacts environnementaux de produits issus de l'agriculture biologique (bio) et conventionnelle. Globalement, l'agriculture biologique était moins impactante pour les indicateurs liés aux pertes/émissions de N ramenés à l'hectare. Par unité de produit, l'agriculture biologique était estimée plus impactante pour l'utilisation des terres (à cause de plus faibles rendements à l'hectare, environ -25% pour les cultures) et le lessivage d'azote mais moins consommatrice d'énergie (la production et le transport des intrants chimiques sont très demandeurs d'énergie). Les émissions de GES, l'eutrophisation et l'acidification par unité de produit n'étaient pas significativement différents entre bio et conventionnel, alors que le bio avait un effet positif sur la biodiversité (Tuomisto et al. 2012). Considérant la production de lait, sur trois études européennes, de Boer n'a pas relevé d'avantage net du bio en ce qui concerne les potentiels d'acidification ou de changement climatique. En revanche, le bio était avantageux du point de vue de l'eutrophisation (par tonne et par hectare) et de l'utilisation des pesticides (écotoxicité) mais demandait plus de terres (de Boer 2003). Une étude suisse comparant des systèmes biodynamiques, bio et conventionnels sur des productions végétales a analysé par ACV de nombreux impacts environnementaux. Tous les indicateurs mesurés (relatifs à l'énergie, aux GES, à l'ozone, aux ressources en P et K, à l'eutrophisation, à l'acidification, à l'écotoxicité) étaient favorables aux systèmes bio lorsque les impacts étaient ramenés à l'hectare. Par tonne de matière sèche, les impacts sur les ressources en P et K ainsi que les indicateurs d'écotoxicité demeuraient favorables au bio, alors que les autres écarts vis-à-vis des systèmes conventionnels s'amenuisaient et que la

demande en terres était environ 25-30% supérieure en bio. Les systèmes bio présentaient de meilleurs scores de biodiversité (Nemecek et al. 2011). Comme nous venons de voir que les résultats entre bio et conventionnel sont susceptibles de changer selon l'unité fonctionnelle considérée surfacique ou pondérale, ces résultats peuvent également être influencés par les différences de teneurs en nutriments si l'unité fonctionnelle considérée concerne la nutrition. Des avantages nutritionnels (Butler et al. 2008; Barański et al. 2014) ou toxicologiques (Oates & Cohen 2011; Oates et al. 2014; Bradman et al. 2015) du bio sont en effet suggérés dans la littérature (Smith-Spangler et al. 2012; Huber et al. 2011). Enfin, il est important de garder en tête que la diversité des productions et des systèmes de production rend extrêmement périlleuse toute généralisation des bénéfices ou désavantages précédemment cités de l'agriculture biologique.

A la fin des années 90, des travaux pionniers suggèrent que le consommateur, en changeant ses habitudes alimentaires (en mangeant moins de produits animaux notamment), peut réduire l'impact environnemental de son alimentation.

Dès 1998, au lendemain de la signature du protocole de Kyoto, Coley mettait en évidence sur l'exemple du Royaume Uni la variabilité des consommations d'énergie liées aux consommations alimentaires et de potentiels gains atteignables par des changements alimentaires (Coley et al. 1998). Toujours en 1998, Carlsson-Kanyama étudia les consommations d'énergie et les émissions de GES associées à la production de divers aliments. Par une approche cycle de vie, elle mit en évidence l'importance du choix de l'unité fonctionnelle lors du calcul de telles estimations et la prépondérance de la phase agricole au niveau des contributions aux GES. En comparant des repas isocaloriques composés de différents ingrédients, Carlsson-Kanyama exposa l'avantage environnemental relatif de repas comprenant moins de produits animaux et plus d'ingrédients produits localement et la nécessité d'y tendre (Carlsson-Kanyama 1998).

Plusieurs leviers doivent être actionnés pour réduire l'impact environnemental de l'alimentation.

Bryngelsson *et al.* (2016) ont récemment estimé, sur le cas suédois, les impacts respectifs i) de changements des consommations alimentaires, ii) d'améliorations technologiques au niveau agricole (gains de productivité par unité d'alimentation animale, par surface, gestion améliorée des effluents, réduction des émissions de GES liées au sol, réduction des émissions de GES liées à la provision d'énergie et la production de fertilisants), et iii) de diminution du gaspillage (des grossistes aux consommateurs). D'après leurs analyses, i) des changements alimentaires vers moins de produits animaux et/ou moins de viande de ruminant pourraient permettre d'atteindre jusqu'à 72% de réduction des émissions de GES par rapport au niveau de 2013 ; ii) le gain technologique était quant

à lui estimé à 30-60% selon l'optimisme des scénarios (allant de pair avec des politiques plus ou moins strictes) ; iii) la réduction de moitié du gaspillage entraînait des réductions autour de 5% des émissions (Bryngelsson et al. 2016). Friel *et al.* ont estimé qu'entre 2007 et 2030, une réduction de 20% des émissions agricoles de GES pourrait être envisagée pour le Royaume-Uni par des moyens technologiques au sein du secteur agricole (gestion des sols, recyclage du méthane, efficacité du bétail) (Friel et al. 2009). Hoolohan *et al.* (2013) au Royaume Uni ont comparé diverses combinaisons entre la réduction de la consommation de viande, le passage à la viande de monogastriques, la réduction des emballages, l'élimination du transport aérien des produits et du chauffage des serres et l'élimination du gaspillage alimentaire évitable. La combinaison de tous ces leviers pouvait permettre d'atteindre 53% de réduction des GES. Isolément, l'élimination de la consommation de viande permettait une réduction de 35% des émissions (18% pour une substitution de la viande de ruminant en faveur de viande de monogastrique), l'élimination du gaspillage une réduction de 12%, l'élimination du transport aérien et du chauffage des serres une réduction de 5%, alors que la combinaison de toutes les actions ne requérant aucun changement alimentaire pouvait permettre une réduction de 19% (Hoolohan et al. 2013). La valorisation des prairies ainsi que celle des sous-produits et déchets issus de nos aliments via l'élevage, avec ou sans changements des choix alimentaires des consommateurs, figuraient également parmi les leviers disponibles pour diminuer l'impact environnemental de notre alimentation (Röös et al. 2016; zu Ermgassen et al. 2016).

Dans la suite de ce travail, nous nous focaliserons sur le levier de la modification des choix alimentaires uniquement et nous aborderons la durabilité dans sa multi-dimensionnalité, en tâchant d'éviter l'écueil qui consiste à simplifier le concept de durabilité en le réduisant à son unique facette environnementale.

I.2. Quels choix alimentaires pour satisfaire les différentes dimensions de l'alimentation durable ?

I.2.1. Deux échelles d'études : l'aliment et l'alimentation

L'identification d'aliments durables est malaisée car les exigences sont multi-critères.

Identifier les choix alimentaires les plus durables peut se faire à deux échelles : celui des aliments (considérés isolément) et celui de l'alimentation (en tant que combinaison d'aliments).

Il convient de s'arrêter ici sur certaines relations entre différentes dimensions de la durabilité mises en évidence au niveau des aliments. Trois études basées sur des aliments français ont mis en relation des indicateurs se rapportant aux dimensions nutrition, économie et environnement. A partir d'un échantillon d'aliments français, Masset *et al.* ont mis en évidence une corrélation positive entre GES et prix (les aliments sont d'autant plus chers qu'ils ont un impact carbone plus fort). La relation entre qualité nutritionnelle et émissions de GES est quant à elle dépendante de l'unité fonctionnelle : négative lorsque les émissions sont exprimées pour 100 g, mais positive lorsque les émissions sont exprimées pour 100 kcal (Masset *et al.* 2015). Trois groupes alimentaires peuvent exemplairement illustrer cette inversion des valeurs. Les fruits frais sont de bons vecteurs de nutriments et ont un faible impact carbone pour 100 g mais sont pauvres en énergie. Les viandes sont de bons vecteurs en nutriments et sont relativement riches en énergie mais ont un fort impact carbone. Enfin les sucreries sont pauvres en nutriments, riches en énergie, mais ont un relativement faible impact carbone (Masset, Soler, *et al.* 2014; Drewnowski *et al.* 2015). Ces résultats mettent en évidence la difficulté de classer de manière définitive tel ou tel aliment comme « durable » et le fait que les étudier isolément ne permet pas de répondre à la question globale de l'alimentation durable. Carlsson-Kanyama *et al.* ont également mis en avant que la hiérarchie des aliments selon leur intensité d'émission de GES dépendait directement de l'unité fonctionnelle à laquelle elle était rapportée : g CO₂eq/100 g, g CO₂eq/g de protéine, g CO₂eq/μg de bêta-carotène *etc.* (Carlsson-Kanyama 1998).

L'alimentation est une échelle d'étude plus appropriée que l'aliment.

Privilégier uniquement des aliments de faible intensité d'émission en se basant sur une unique unité fonctionnelle (*e.g.* g CO₂eq/100 g) ne permet donc pas de prendre en compte les avantages nutritionnels comparatifs des aliments. Or une alimentation de qualité se traduit par des apports adéquats concomitants en de nombreux nutriments. Il en découle qu'il est plus judicieux, dans le cadre de la problématique de l'alimentation durable, de considérer l'impact environnemental de la ration en tant que combinaison d'aliments divers fournissant en proportions variées toute une gamme de nutriments finalement « mis en commun ». Il en va de même des autres dimensions : les

caractéristiques intrinsèques des aliments sont informatives en soi, mais c'est leur mise en relation au sein de l'alimentation qui nous intéresse finalement. C'est à cette échelle « alimentation » (ou ration) que nous nous référerons dans la suite de ce travail.

1.2.2. Concevoir une alimentation durable : les apports de diverses méthodologies

Au début des années 2000, les avantages environnementaux d'une alimentation moins riche en produits animaux étaient déjà clairement identifiés (Carlsson-Kanyama 1998; Carlsson-Kanyama et al. 2003; Pimentel & Pimentel 2003). La forte consommation de produits animaux (notamment de viande rouge et transformée) est une des caractéristiques du régime Occidental ("Western diet"), également riche en sucres libres et céréales raffinées (Fung et al. 2001; Fung et al. 2004; Hu et al. 2000). Les produits animaux sont de fort pourvoyeurs en acides gras saturés, dont il est recommandé de limiter la consommation à moins de 10% des apports énergétiques dans le cadre de la prévention des maladies chroniques (Joint WHO/FAO Expert Consultation 2003). Les consommations d'un régime de type Occidental et/ou de celle de viande rouge ont été associées à une augmentation du risque de survenue de maladies cardiovasculaires, de diabète et de cancers (Fung et al. 2001; Fung et al. 2004; Hu et al. 2000; Abid et al. 2014). Les régimes présentant de plus faibles quantités de produit animaux que ceux observés dans les pays développés ont donc été identifiés comme des points de convergence entre les exigences environnementales et celles de santé. McMichael *et al.* ont estimé qu'au niveau mondial, il serait souhaitable d'atteindre une consommation individuelle de 90 g de viande par jour (dont moins de 50 g de viande rouge) d'ici 2050 afin de seulement stabiliser les émissions de GES (McMichael et al. 2007). Ceci supposerait une réduction substantielle des niveaux de consommation des pays industrialisés, et de contenir la demande croissante du côté des pays en développement. Les auteurs suggèrent qualitativement que ces évolutions convergentes apporterait des bénéfices santé aux pays développés (diminution des maladies cardiovasculaires, obésité et cancers) comme aux pays en développement (diminution des retards de croissance et des accidents cérébraux). En 2009, Friel *et al.* ont estimé qu'une réduction de 50% des émissions de GES alimentaires -via notamment une réduction de 30% des consommations des produits de l'élevage-pourrait entraîner une diminution de 15% de la charge des cardiopathies ischémiques au Royaume-Uni (Friel et al. 2009). Ces diminutions de consommation n'étaient cependant pas compensées par d'autres aliments dans leur scénario.

1.2.2.1. Les études basées sur l'analyse de rations et scénarios construits a priori

La convergence enviro-nutritionnelle de régimes plus faibles en produits animaux : deux études précurseurs.

Forts de ce constat, Baroni *et al.* en Italie et Risku *et al.* en Finlande ont été parmi les premiers à comparer des rations moyennes consommées avec des rations construites a priori et de façon indépendante des consommations observées (Baroni et al. 2007; Risku-Norja et al. 2008). Ces rations (ou scénarios) alternatifs visaient à être nutritionnellement adéquats et environnementalement peu impactant : il s'agissait donc d'études portant sur la compatibilité entre les dimensions nutrition et environnement.

Dans leur étude, Baroni *et al.* ont conçu trois rations équivalentes en termes de teneurs en macronutriments et fibres : un omnivore, un végétarien (exclusion de la chair animale) et un végétalien (exclusion de tous types de produits animaux). Chacune de ces rations a été déclinée selon deux modalités : les aliments étaient considérés issus de l'agriculture conventionnelle ou biologique. Ces 6 rations ont alors été comparées à la ration moyenne italienne (sous la modalité agriculture conventionnelle). Dix impacts environnementaux (acidification, changement climatique, occupation des sols,...) ont été évalués par ACV et attribués aux aliments, puis en sommant, aux rations. La comparaison de la somme des impacts révéla clairement que la ration moyenne italienne était la plus impactante. La hiérarchie globale ensuite observée indiquait de plus faibles impacts pour les rations comportant le moins de produits animaux, et un avantage de l'agriculture biologique sur le conventionnel. Sous la perspective d'évaluation des impacts la plus large et à plus long terme, l'impact climatique (comme l'impact total) de la ration moyenne italienne était presque quatre fois équivalent à celui de la ration végétarienne conventionnelle. Le plus fort contributeur alimentaire à l'impact total de la ration omnivore conventionnelle était le bœuf (17%), suivi de la sole (14%) et du fromage frais (10%) (Baroni et al. 2007).

Dans le contexte d'une région finlandaise, Risku-Norja *et al.* ont considéré quatre scénarios alimentaires placés sous l'hypothèse d'une production locale des denrées : la ration finlandaise actuelle, une ration respectant les recommandations alimentaires, une ration mixte sans porc ni volaille, et une ration végétarienne. Les apports caloriques étaient constants entre les rations, et les apports en macronutriments équilibrés. Chaque scénario a été décliné en deux modalités : les produits étaient issus de l'agriculture biologique ou conventionnelle. Le scénario le plus demandeur en terres agricoles était la ration finlandaise actuelle sous la modalité de l'agriculture biologique : toutes les terres disponibles étaient alors exploitées pour les consommations locales. Les autres scénarios ne nécessitaient pas plus de 80% des terres disponibles. La ration actuelle était la plus

impactante pour les surplus en nitrogène et phosphore des sols, les émissions de GES et les émissions de gaz acides. La ration végétarienne présentait un avantage net concernant les surplus en nutriments des sols et les émissions de GES, mais présentait un moins bon score de diversité des espèces sur les terres exploitées (les pâtures ayant un impact positif) (Risku-Norja et al. 2008).

Nombre d'études basées sur cette même approche comparant une ration actuelle moyenne à des rations construites ont suivi. Les deux études précédemment citées basaient l'adéquation nutritionnelle des scénarios / rations construits sur l'équilibre en macronutriments et/ou le respect de recommandations alimentaires. Les études suivantes se sont également penchées sur des comparaisons avec des rations respectant les recommandations alimentaires ou végétariennes, mais aussi avec des modèles alimentaires considérés comme sains et moins impactant, tels les régimes méditerranéens et nordiques.

Le régime méditerranéen et le nouveau régime nordique sont proposés comme des modèles alimentaires « durables », alors que les recommandations diététiques ne tiennent pas compte de la durabilité.

Le régime méditerranéen est un modèle alimentaire et culturel reflétant les traditions culinaires et intégrant des éléments du mode de vie historique du bassin méditerranéen. Il se base sur les régimes observés des pays méditerranéens dans les années 1960, et notamment celui de la Crète. Il se caractérise par de grandes quantités de produits végétaux (fruits, légumes, céréales, noix...), des aliments peu transformés, de saison et produits localement, l'huile d'olive comme principale source de lipides, des produits laitiers (surtout fermentés) ainsi que du poisson et de la viande de volaille consommés en quantités modérées, peu de viande rouge et de l'alcool avec modération. Ce modèle inclus, au-delà des choix alimentaires, des notions plus socio-comportementales comme par exemple un mode de vie actif, un sens développé de la communauté, le soin apporté à la préparation des repas, qui seront plutôt longs et décontractés (Willett et al. 1995). Malgré la variété des régimes méditerranéens (Dernini & Berry 2015), le modèle alimentaire a été caractérisé, quantifié et mis à jour, notamment sous forme de pyramide alimentaire (Bach-Faig et al. 2011). Depuis la mise en évidence épidémiologique de potentiels bénéfices santé (notamment cardio-vasculaires) de ce régime dans les années 80, les résultats en ce sens se sont accumulés (Bach-Faig et al. 2011). La « diète méditerranéenne » a été inscrite en 2013 au patrimoine culturel immatériel de l'humanité (Organisation des Nations Unies pour l'éducation la science et la culture 2013). De par ses bénéfices santé et son relativement faible impact sur l'environnement, le régime méditerranéen a été considéré comme parangon de durabilité par divers travaux affiliés à la FAO (Dernini et al. 2013; Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) 2010), qui soulignent le besoin de le réhabiliter en zone méditerranéenne (FAO & CIHEAM 2015) et le

considèrent comme un modèle vers lequel les pays en transition alimentaire pourraient tendre (Alexandratos 2006).

Le nouveau régime nordique (New Nordic Diet, NND) a été récemment conçu au cours d'un projet visant initialement les enfants danois. Ce régime a profité des apports d'experts dans le domaine de la nutrition, de la gastronomie, des sciences environnementales, de la culture et de l'histoire alimentaires et des sciences sensorielles. Ce nouveau régime visait notamment à concilier appétence, santé et environnement, tout en s'ancrant dans l'identité danoise et son terroir. Le NND promeut ainsi : les aliments produits localement (pour diminuer les transports), les aliments issus de l'agriculture biologique, les aliments sauvages (telles les baies) et la minimisation du gaspillage. En terme de choix alimentaires, ce régime se caractérise, par rapport au régime Danois actuel par : plus de produits végétaux, plus de produits de la mer et plus d'aliments sauvages (Mithril et al. 2012). La viande est diminuée de 35%, et l'agneau à l'herbe ainsi que le chevreuil sont favorisés au sein de groupes d'aliments (Saxe 2014).

Les recommandations alimentaires quant à elles n'ont pas initialement vocation à proposer des régimes durables. Elles visent à aider les populations cibles à choisir qualitativement et quantitativement leurs aliments afin de couvrir leurs besoins en nutriments (FAO/WHO 1998). Cette approche nutritionnelle, ainsi que le cloisonnement des champs disciplinaires, ont conduit la plupart des recommandations alimentaires à ne pas prendre en compte d'autres aspects de l'alimentation, et notamment l'environnement (Jelsøe 2015).

Le NND et le régime méditerranéen sont décrits comme étant plus à même de réduire l'impact environnemental de l'alimentation occidentale que le respect des recommandations alimentaires actuellement en vigueur.

Röös *et al.* ont comparé la ration suédoise actuelle avec une ration conforme aux recommandations alimentaires nordiques adaptées à la Suède (Röös et al. 2015). Le respect des recommandations conduisait à réduire les émissions de GES de 30% ainsi que la demande en terres et améliorait la qualité nutritionnelle. Hendrie *et al.*, ont comparé une ration australienne moyenne à une ration respectant les recommandations alimentaires (Hendrie et al. 2014). La diminution des émissions de GES dans la ration alternative était de 25%. En revanche Tom *et al.* aux Etats-Unis ont estimé que le respect des recommandations alimentaires était défavorable sur le plan environnemental par rapport à la ration moyenne, que ce soit pour l'utilisation d'énergie (+40%), d'eau bleue (+15%) ou les émissions de GES (+11%) (Tom et al. 2016). Les augmentations des émissions imputables aux produits laitiers, produits de la mer, fruits et légumes ne compensaient pas les émissions économisées sur la viande et les sucres. Tukker *et al.*, au niveau de l'Europe à 28, n'ont

pas trouvé d'avantage environnemental à appliquer un ensemble de recommandations alimentaires et nutritionnelles ; l'effet positif de la réduction de la viande était compensé par l'accroissement des impacts dus à l'augmentation du poisson, des céréales et des légumes (Tukker et al. 2011). Adapter les régimes occidentaux aux recommandations alimentaires en vigueur n'améliore donc pas systématiquement leurs impacts environnementaux.

Saxe *et al.* ont comparé la ration moyenne danoise aux recommandations alimentaires nordiques et au NND, (Saxe et al. 2013). Les deux rations alternatives étaient un peu moins émettrices de GES que la ration danoise (autour de -7%). Les auteurs ont également mis en évidence qu'en maintenant le critère « local » mais en n'incluant pas le critère « bio », les performances environnementales globales du NND étaient meilleures (environ -30% d'impact)(Saxe 2014). Jensen *et al.*, sur le cas néerlandais, ont comparé les consommations moyennes à un régime NND adapté au pays (Jensen et al. 2015). Ils ont estimé que l'adoption du régime NND impliquait une diminution de 12-17% de l'occupation des terres, l'impact carbone et les particules inorganiques dans l'air, principalement grâce à la réduction des produits animaux. La toxicité humaine non-carcinogène diminuait de 74% et ils ont estimé que 18000 années de vie pouvaient être épargnées grâce à ce changement alimentaire. Le coût de l'alimentation était par contre augmenté de 16% (la monétarisation des gains environnementaux ne dépassait pas celle de pertes liées à l'augmentation des dépenses alimentaires).

Saez *et al.* ont comparé la ration espagnole actuelle au régime méditerranéen et à la ration étasunienne (censée représenter le régime occidental)(Sáez-Almendros et al. 2013). Pour l'utilisation des terres agricoles, la consommation énergétique, la consommation en eau et les émissions de GES, le régime méditerranéen était plus favorable que la ration espagnole qui elle-même était plus favorable que la ration étasunienne. Dans les rations espagnole et étasunienne, la viande contribuait majoritairement à l'utilisation des terres et aux émissions de GES, alors que les produits laitiers dominaient l'utilisation énergétique ainsi que la consommation en eau (aux côtés des huiles).

Les modèles « durables » présentent donc des bénéfices environnementaux (et nutritionnels supposés) par rapport aux consommations actuelles des pays auxquels ils ont été comparés, mais peuvent coûter plus cher.

Dans des rations théoriques, plus poussée est l'exclusion des produits animaux, moindres sont les impacts environnementaux.

Poussant la logique d'une alimentation de plus en plus végétale, nombre d'études se sont penchées sur les rations végétariennes (excluant les chairs animales) et/ou végétaliennes (excluant

tous les produits animaux) et ont comparé leurs impacts environnementaux à ceux de rations « recommandées » ou de modèles alimentaires « durables ».

L'étude de Risku-Norja de 2008 mettait en évidence pour divers indicateurs un léger avantage environnemental de la ration végétarienne par rapport à la ration suivant les recommandations alimentaires (Risku-Norja et al. 2008). Dans leur étude de 2009, Risku *et al.* ont considéré la ration finlandaise moyenne, une ration « saine » basée sur les recommandations alimentaires nationales et une ration végétalienne (Risku-Norja et al. 2009). Au niveau agricole, ces rations alternatives entraînaient des réductions respectives des émissions de GES de 16 et 48% par rapport à la ration finlandaise moyenne.

Vanhma *et al.* ont travaillé sur les empreintes eaux de rations européennes observées et les ont comparées à des rations respectant des recommandations alimentaires et à une ration végétarienne (Vanham, Hoekstra, et al. 2013; Vanham, Mekonnen, et al. 2013). Les rations de type « recommandations » avaient de plus faibles empreintes en eau que les rations actuelles, mais également des apports énergétiques plus faibles, les deux diminutions étant du même ordre, l'avantage des rations recommandées n'était donc pas net. En revanche, les rations végétariennes présentaient un net avantage du point de vue de ces indicateurs : environ -20% d'empreinte eau à énergie égale (ces différences étant atténuées si seule l'eau bleue était considérée).

Trois équipes aux Pays-Bas, en Allemagne et aux Etats-Unis ont comparé au sein de leurs études respectives des rations « moyennes » nationales, des rations respectant les recommandations alimentaires, et des rations végétariens et végétaliens. Van Dooren *et al.* ont montré que plus l'exclusion des produits animaux était poussée, moins les rations impactaient sur le plan environnemental (van Dooren et al. 2014). La hiérarchie était schématiquement la suivante : ration néerlandaise moyenne, recommandations néerlandaises (-11% de GES et -38% de terres par rapport à la ration moyenne), régime méditerranéen, ration semi-végétarienne, végétarienne, végétalienne (-16% de GES et -60% de terres par rapport à la ration moyenne). Le régime méditerranéen et la ration végétalienne avaient par ailleurs les meilleurs « profils santé » selon un score construit par les auteurs et basé sur les apports en fruits et légumes et quelques nutriments. Cette même hiérarchie entre recommandations, végétarien et végétalien a été mise en évidence par Meier *et al.* en Allemagne, que ce soit pour les GES, les émissions d'ammoniac, l'utilisation des terres, l'utilisation de phosphore ou d'énergie (Meier & Christen 2013). En revanche, les rations végétariennes et végétaliennes, basées sur des recommandations étasuniennes, avaient une empreinte eau plus de deux fois supérieure aux consommations allemandes moyennes à cause d'une consommation accrue en noix et graines oléagineuses (pour des émissions de GES inférieures de moitié). Aux Etats-Unis, Heller *et al.* ont estimé qu'à énergie égale, le respect des recommandations alimentaires entraînait

une augmentation des émissions de GES de 8% (Heller & Keoleian 2014). Les émissions de GES associées aux rations végétarienne et végétalienne ont été estimées à 66% et 47% de celles de la ration basée sur les recommandations alimentaires.

Au niveau mondial, Tilman et Clark ont comparé les projections d'ici 2050 des émissions de GES et de la demande en terres de divers scénarios incorporant la croissance démographique (Tilman & Clark 2014). Le scénario de référence s'appuie sur l'évolution des modèles alimentaires accompagnant l'augmentation des revenus : au niveau des pays, l'augmentation du produit intérieur brut est associée à une consommation accrue de calories, de viande et de « calories vides » (issues de graisses raffinées, sucres raffinés, alcool et huiles). Les régimes alternatifs considérés étaient les régimes méditerranéen, pesco-végétarien, et végétarien. Ces trois régimes ont été estimés dans cet ordre de moins en moins impactant au niveau des émissions de GES et de l'utilisation des terres s'ils étaient largement adoptés, les régimes pesco- et végétarien permettant même d'égaliser ou d'atteindre des impacts inférieurs à ceux de 2009.

D'un point de vue environnemental, les bénéfices de l'exclusion des produits animaux se retrouvent dans ces résultats portant sur des rations théoriques : plus poussée est l'exclusion, moindres sont les impacts. Il faut rester cependant vigilant car certains indicateurs peuvent faire exception.

Diminuer l'impact environnemental sans trop affecter la consommation de viande est possible en réduisant la proportion de viande de ruminant.

Le levier de la substitution de la viande de ruminant a été testé dans les études de type scénario. Selon Risku-Norja *et al.*, une ration remplaçant les produits issus des ruminants par de la viande de porc et de volaille aurait un impact carbone intermédiaire entre le respect des recommandations et la ration végétalienne (Risku-Norja *et al.* 2009). Tukker *et al.* sur le cas européen ont testé la réduction de la viande rouge et la suppression des viandes transformées (en plus des recommandations alimentaires de base) (Tukker *et al.* 2011). Ces changements alimentaires permettaient d'atteindre environ 8% de réduction des émissions de GES alimentaires, soit une diminution équivalente au passage à un régime méditerranéen (cet effet était cependant atténué lorsque les rebonds économiques étaient intégrés). En modifiant le NND de manière à tripler la part de poulet parmi les consommations de viande, Saxe *et al.* ont théoriquement accentué la réduction des émissions de GES de -6% (NND) à -19% (NND modifié) (Saxe *et al.* 2013). Il apparaît que jouer sur le type de viande peut égaler en termes de bénéfices environnementaux l'effet d'une diminution des produits animaux.

Des leviers autres que les produits animaux ont aussi été identifiés.

Toutes ces études montrent (et quantifient souvent) très clairement la place prépondérante des produits animaux dans les impacts environnementaux alimentaires et l'intérêt environnemental de diminuer leur consommation. D'autres leviers ont cependant été suggérés. Van Dooren *et al.* ainsi que Hendrie *et al.* ont souligné le potentiel de réduction des impacts environnementaux et nutritionnels que représentent les « non-core foods » (également désignés par les termes « extra » ou « non-basic products ») de type snacks, boissons sucrées, sucreries, viandes transformées, produits riches en graisses saturées ainsi que l'alcool. Ces aliments d'intérêt nutritionnel faible ou nul seront par la suite désignés par le terme « aliments superflus ». La ration respectant les recommandations alimentaires australiennes de Hendrie *et al.* présentait un impact environnemental réduit principalement du fait de la diminution de ces aliments non-essentiels (Hendrie *et al.* 2014), et similairement, les aliments superflus représentaient presque un cinquième de l'utilisation en terres de la ration moyenne néerlandaise mais seulement 11% de la ration « recommandations » (van Dooren *et al.* 2014). La plupart des scénarios précédents étaient comparés sur une même base calorique. Les études de Heller *et al.* et Tom *et al.* aux Etats-Unis ont quant à elles montré l'importance des apports caloriques et du gaspillage. Dans les deux études le respect des recommandations alimentaires était désavantageux sur le plan environnemental. Cependant, coupler ces changements alimentaires à une réduction adaptée des apports caloriques permettait d'aboutir à un impact légèrement moindre que celui des consommations actuelles (dans les cas de 20% de réduction des apports caloriques) ou du moins d'atténuer le préjudice environnemental du au simple respect des recommandations (Heller & Keoleian 2014; Tom *et al.* 2016). Par ailleurs, il était estimé qu'environ 30% des émissions de GES étaient imputables aux pertes alimentaires au niveau des lieux de vente et des consommateurs (Heller & Keoleian 2014). L'avantage environnemental non-systématique de l'agriculture biologique a quant à lui été bien identifié par Saxe *et al.* qui estimèrent sur le cas du NND que pour les GES l'effet « production en agriculture biologique » contrebalançait l'effet bénéfique « production locale » (économie de GES via des productions localisées) (Saxe *et al.* 2013) et était défavorable pour d'autres indicateurs (Saxe 2014).

La dimension nutrition n'a pas été traitée avec la rigueur et la précision requises.

Comme le remarquent Auestad et Fulgoni dans leur revue (Auestad & Fulgoni 2015), il est impossible de comparer les études entre elles à cause de la grande variété des scénarios, recommandations et modèles mis en place, de leur interprétations en termes de quantités d'aliments, des différentes méthodologies utilisées pour les évaluations des indicateurs environnementaux (la définition du champ d'étude des ACV est notamment susceptible de varier

d'une étude à l'autre). Un des points critiques concernant ces études qu'il convient d'évoquer ici est l'évaluation de la qualité nutritionnelle. Si le respect des recommandations alimentaires (et l'adhésion à un modèle alimentaire consensuellement considéré comme « sain ») garantit des apports en nutriments relativement proches des recommandations, car c'est leur but, cela n'est pas évident en ce qui concerne d'autres scénarios *ad hoc* comme certains scénarios végétariens. La plupart des comparaisons citées précédemment ont été faites sur une base (quasi-)isocalorique, ce qui est requis afin de mettre en évidence l'impact spécifique des choix alimentaires (indépendamment d'ajustements de la prise calorique). La majorité des études n'apportaient que peu d'attention à la qualité nutritionnelle des rations conçues, s'arrêtant souvent à une analyse des contenus en macronutriments. Or Hendrie *et al.* ont montré dans leur étude que le retrait des aliments superflus réduisait les apports énergétiques de 34%, les émissions de GES de 25% mais dégradait la qualité nutritionnelle (diminution des apports en fibres, vitamines A et B9 ainsi qu'en 4 minéraux) de la ration malgré le profil similaire en macronutriments (Hendrie *et al.* 2014). Rööös *et al.* quant à eux ont pris soin d'estimer les apports en micronutriments des rations considérées et ont pu mettre en évidence les déséquilibres dans la ration observée et les niveaux d'apport dans les rations « recommandations » (Rööös *et al.* 2015). Cette lacune répandue de la mauvaise estimation de la qualité nutritionnelle affaiblit la robustesse des conclusions, une base de comparaison commune de type « ration nutritionnellement adéquate » aurait été souhaitable.

1.2.2.2. Les études basées sur l'analyse des consommations réelles observées

L'analyse des consommations observées peut permettre d'identifier les comportements les plus durables tels que pratiqués.

Sur un échantillon représentatif de la population française, Vieux *et al.* ont corrélé les impacts carbone alimentaires et les scores d'adéquation nutritionnels des rations individuelles (Vieux *et al.* 2013). Après avoir ajusté, notamment sur l'énergie, les consommations de sucreries et snacks salés étaient négativement corrélées aux émissions de GES alors que les consommations de produits animaux, fruits et légumes étaient positivement corrélées aux GES. Les individus avec une alimentation de meilleure qualité nutritionnelle (contenant notamment beaucoup de produits végétaux) avaient ainsi de plus fortes émissions de GES : +9 et +22% pour les hommes et les femmes, relativement aux individus présentant une alimentation de plus faible qualité nutritionnelle. Toujours en France et sur un échantillon similaire, Masset *et al.* ont analysé les relations entre impact carbone, qualité nutritionnelle et coût de l'alimentation (Masset, Vieux, *et al.* 2014). Les rations faiblement émettrices de GES présentaient une faible qualité nutritionnelle, alors que celles avec une bonne qualité nutritionnelle émettaient beaucoup de GES pour un coût élevé. Les individus consommant des rations combinant de faibles émissions, une bonne qualité nutritionnelle et un faible coût se sont

révélés être avant tout de petits consommateurs (en termes d'énergie) privilégiant les produits d'origine végétale.

Monsivais *et al.* ont examiné la relation entre l'adhésion à « l'approche alimentaire pour prévenir l'hypertension » (DASH), le coût de l'alimentation et les émissions alimentaires de GES à partir de données de consommations alimentaires anglaises (Monsivais *et al.* 2015). La relation positive entre apports énergétiques et émissions de GES a été illustrée. De plus, une meilleure adhérence au régime DASH était associée à de plus faibles émissions de GES alimentaires (-17% entre le quintile de plus forte adhérence et celui de moins forte adhérence, et ce malgré des apports énergétiques 1,5% plus élevés) mais un coût plus élevé (+18%).

A partir d'une enquête de consommations alimentaires anglaise, Scarborough *et al.* ont identifié 6 groupes de consommateurs se différenciant par une part décroissante de produits animaux dans leur alimentation : des omnivores aux végétaliens (Scarborough *et al.* 2014). Après standardisation de l'apport énergétique, les émissions de GES estimées par groupe suivaient le niveau de produits animaux : les végétaliens émettaient moins de la moitié de la quantité de GES des plus gros consommateurs de viande. Les apports en « bons » nutriments/aliments (fibres, fruits et légumes) augmentaient avec la part de produits végétaux dans la ration, alors que les apports en « mauvais » nutriments (acides gras saturés) diminuaient.

Temme *et al.* ont croisé des données de consommation hollandaises avec des données d'impact carbone des aliments. Environ 40% des émissions de GES étaient imputables à la viande et au fromage. Les individus ont été catégorisés en trois tertiles d'émissions de GES associés à leurs rations. Le tertile le plus émetteur présentait des consommations plus importantes en produits animaux et végétaux (et donc en énergie), mais la différence de charge environnementale était principalement due aux produits animaux. Le tertile de plus fortes émissions de GES avait des apports moyens en « mauvais » nutriments plus élevés que le tertile le moins impactant, et de plus faibles apports en « bons » nutriments (Temme, Toxopeus, *et al.* 2015).

Aux États-Unis, Soret *et al.* ont caractérisé trois typologies alimentaires à partir de données de consommations alimentaires d'Adventistes : les végétariens, semi-végétariens et les non-végétariens (Soret *et al.* 2014). Par rapport aux non-végétariens, les rations des semi-végétariens et végétariens émettaient respectivement -22 et -29% moins de GES alimentaires (après ajustement sur 2000 kcal). La viande et le groupe des produits laitiers et œufs contribuaient aux émissions de GES des non-végétariens à hauteur de 20 et 19% respectivement. Les auteurs ont également estimé le risque de mortalité toutes causes confondues : les semi-végétariens et végétariens présentaient des risques relatifs de 86 et 91% par rapport aux non-végétariens.

Aston *et al.* ont réparti les consommateurs d'une étude nationale anglaise en quintiles de consommation de viande rouge et ils ont estimé leurs émissions de GES alimentaires (Aston *et al.* 2012). Ils ont ensuite artificiellement constitué une population alternative en doublant la proportion de végétariens et en diminuant la consommation de viande rouge et transformée des autres, puis ils ont calculé sur ces données de consommation des fractions d'impact potentiel relatif à diverses maladies chroniques et cancers. Les consommations de viandes rouge et transformée variaient d'un facteur 2,5 entre le premier et cinquième quintile. Dans le cinquième quintile, pour les hommes, l'alimentation émettait environ 65% plus de GES que le premier (après ajustement sur l'énergie). Passer d'une consommation équivalente à celle du 5^{ème} quintile à celle du 1^{er} quintile entraînait une diminution de 21% des cardiopathies coronariennes et de 24% du diabète de type 2 et du cancer colorectal chez les hommes. Dans la population alternative, ces trois pathologies étaient réduites de 6-12%.

1.2.2.3. Concevoir des rations par substitution des produits animaux

Remplacer les produits animaux par des aliments moins impactant peut-être efficace d'un point de vue environnemental à condition de bien choisir leurs substituts.

Dépasant la simple observation des comportements, d'autres études se sont basées sur des consommations alimentaires réelles afin de construire des scénarios alimentaires plus durables. Les consommations observées étaient alors modifiées par substitution des aliments les plus impactant avec d'autres aliments moins impactant.

A l'échelle mondiale et à l'aide d'un modèle appliquant les dynamiques démographiques et économiques aux systèmes énergétique et agricole, Stehfest *et al.* ont appliqué des substitutions (sur une base protéique) progressives et cumulatives des viandes de ruminants, autres viandes et autres produits animaux par des légumineuses. Ils ont estimé qu'une transition vers des régimes à faibles quantités de viande permettrait d'épargner en 2050 plus de 2000 millions d'hectares de pâtures et 100 millions d'hectares de terres cultivables ainsi que de réduire de 30% les coûts absolus d'atténuation visant à limiter le réchauffement climatique à 2°C. Les auteurs évoquent également de manière purement qualitative de possibles bénéfices santé d'une telle évolution des consommations (Stehfest *et al.* 2009)

Xue et Landis ont évalué l'impact de substitutions alimentaires isocaloriques à partir de la ration moyenne étasunienne sur le potentiel d'eutrophisation de la ration (Xue & Landis 2010). Ils ont mis en évidence que les substitutions les plus efficaces sont : le remplacement des produits laitiers par des céréales (presque 50% de diminution du potentiel à 100% de substitution), le remplacement des produits laitiers par du poisson et le remplacement des produits laitiers par du

poulet (réduction d'environ un quart du potentiel à 100% de substitution). Ces trois substitutions les plus efficaces du point de vue de l'eutrophisation se sont avérées être également bénéfique du point de vue du coût. Le remplacement de la viande rouge par des légumes était quant à lui le moins efficace et augmentait le coût de la ration. La dimension nutrition n'était cependant pas abordée.

Berners-Lee *et al.* ont comparé la ration moyenne anglaise à des rations alternatives (Berners-Lee *et al.* 2012). Six scénarios isocaloriques ont été envisagés : trois végétariens (dont un tiré de consommations observées, les autres construits par substitution) et trois végétaliens (dont un tiré de consommations observées, les autres construits par substitution). Les scénarios végétariens présentaient des réductions d'émissions de 18-25%, les végétaliens de 23-31%. Les scénarios basés sur des consommations réelles étaient moins avantageux du point de vue des émissions de GES que les scénarios construits par des substitutions théoriques mises en place par les auteurs. Tous les scénarios étaient moins chers (jusqu'à -15%) que la ration anglaise moyenne et satisfaisants du point de vue des apports en macronutriments, sodium et sucre (bien que ce dernier soit parfois augmenté).

Sur un échantillon représentatif de la population française, Vieux *et al.* ont observé une relation positive entre apports caloriques et émissions de GES alimentaires et ont testé divers scénarios de substitution des produits carnés (Vieux *et al.* 2012). En substituant de manière isocalorique la consommation excessive de viande et charcuterie, les auteurs ont mis en évidence l'importance du choix du substituant : alors que le remplacement par des produits laitiers ou plats composés était profitable (jusqu'à -7% d'émissions de GES), compenser les calories par des apports accrus en fruits et légumes ne l'était pas (de 0 à +3% d'émissions de GES). Biesbroek *et al.*, à partir d'une cohorte néerlandaise ont également mis en évidence ce genre de distinction (Biesbroek *et al.* 2014). La substitution (pondérale) d'un tiers de la viande par d'autres aliments entraînait des réductions d'émissions de GES allant de 11% (pommes de terres) à <1% (fromage) (avec des résultats similaires en termes d'utilisation des terres). Ce différentiel se retrouvait également au niveau des estimations de la réduction du risque de mortalité toutes causes confondues : la substitution par le poisson était alors la plus favorable (-19%) alors que le fromage ou les pommes de terre ne présentait plus d'avantage. Les associations entre la mortalité toutes-causes confondues et les émissions de GES alimentaires ou l'utilisation des terres n'étaient pas significatives au sein de la population.

Plusieurs auteurs ont comparé des scénarios de réduction des produits animaux totaux (viande, lait (et œufs)), substitués par des mélanges de produits végétaux. Temme *et al.*, ont abouti à partir de données de consommations individuelles de jeunes hollandaises, pour une substitution pondérale de 30% et 100%, à des réductions de 16 et 51% de l'utilisation des terres (Temme *et al.*

2013). Westhoek *et al.* à l'échelle de l'Europe et Scarborough *et al.* au Royaume-Uni ont substitué 50% des viandes et produits laitiers (et œufs) par des produits végétaux et ont respectivement estimé des réductions des émissions de GES de 42 et 19% (et -42% pour l'utilisation des terres au R-U) (Westhoek *et al.* 2014; Scarborough *et al.* 2012). Westhoek, Temme et leurs collègues ont mis en évidence l'amélioration des apports en acides gras saturés qui découleraient de telles substitutions et Scarborough *et al.* ont estimés à 35000 les décès évités ou retardés grâce à ces changements. Cependant, Temme *et al.* ont attiré l'attention sur le fait que des substitutions de 100% des produits animaux étaient susceptibles d'entraîner une augmentation des prévalences d'inadéquation nutritionnelle chez les enfants (Temme, Bakker, *et al.* 2015). Ces études ont également montré que le remplacement de la moitié de la viande/lait de ruminant par des produits végétaux (ou même de la viande rouge par de la viande blanche) était également efficace, alors que le remplacement de la viande blanche n'impliquait presque aucun intérêt environnemental (Westhoek *et al.* 2014; Scarborough *et al.* 2012).

Hallstrom *et al.* se sont basés sur la ration moyenne suédoise (référence) et ont appliqué (sans substitution) une diminution de 25% de la quantité de viande (126 g au final) et une suppression de la charcuterie (Hallström *et al.* 2014). Ils ont ensuite, à partir de ce scénario, considéré que toute la viande de bœuf provenait de la filière laitière (la viande qui en est issue est moins intensive en CO₂eq que celle de la filière viande), et que la viande de bœuf auparavant fournie par une autre filière était remplacée par de la volaille. Par rapport au scénario de référence, les émissions de GES issues de la viande diminuaient d'un tiers et de deux tiers dans les scénarios 1 et 2 respectivement. Le scénario 1 diminuait les apports en lipides et acides gras saturés de 59-76%, alors que la contribution de la viande aux apports en énergie, en fer et en zinc diminuait de moitié (d'un quart pour les protéines).

1.2.2.4. Modélisation mathématique de rations plus durables

Modéliser des rations plus durables par programmation linéaire (PL) ou non-linéaire (PNL) permet de contrôler plusieurs objectifs à la fois.

La programmation linéaire (PL) ou non-linéaire (PNL), appliquée à la modélisation de rations, est un outil mathématique permettant de concevoir des rations respectant un ensemble de contraintes de diverses natures tout en optimisant une fonction de sortie (voir la partie « La programmation (non-) linéaire, un outil de choix pour l'intégration simultanée de plusieurs dimensions »). La PL, en imposant le respect de contraintes nutritionnelles, peut permettre de pallier à d'éventuels apports inadéquats collatéraux à la diminution des impacts environnementaux. Elle est également un moyen de concevoir des rations de manière optimale en réduisant le poids des *a priori*.

En 2011, pour le rapport Livewell du Fond Mondial pour la Nature, MacDiarmid et ses collègues ont inauguré la conception de rations durables par programmation linéaire (Macdiarmid et al. 2011). Les auteurs disposaient de 82 aliments-variables communément consommés pour lesquels la composition nutritionnelle et l'impact carbone étaient disponibles. Avec un objectif temporel fixé à 2020, une première réduction des émissions individuelles de GES de 25% (par rapport à 1990) a été fixée. Conçue pour une adulte anglaise, la ration modélisée devait respecter des contraintes nutritionnelles sur l'énergie, les macronutriments, les fibres, le fer, les folates, la vitamine B12, le zinc, le calcium, le sodium ainsi que des contraintes de portions (fruits et légumes, viande, poisson) et des limites supérieures sur les quantités individuelles d'aliments. La ration générée devait également rester au plus près des proportions en différents groupes alimentaires suggérées par l'assiette Eatwell du ministère de la santé. Par rapport aux consommations observées en 2001, la ration modélisée présentait (en poids) plus de fruits et légumes (de 23% en 2001 à 35% en 2020), moins de produits sucrés/salés (de 15 à 9%), moins de viande (de 16 à 4%), autant de produits laitiers et poisson et légèrement plus de féculents. Le prix moyen diminuait de 32.1£ (2009) à 28.4£ (2020). Un scénario à -70% d'émissions de GES a également été testé avec succès, mais il supposait d'énormes changements alimentaires.

En 2012, Macdiarmid *et al.* ont publié une seconde étude dans la même veine que la précédente (Macdiarmid et al. 2012). Les émissions de GES alimentaires étaient cette fois-ci minimisées. Sans limiter les quantités d'aliments dans les modèles, les GES pouvaient être réduits de 90% mais la ration modélisée (isocalorique par rapport à l'observé) n'était composée que de 7 aliments et était tout à fait irréaliste. L'imposition de contraintes d'acceptabilité conduisirent à une ration plus réaliste composée de 52 aliments (sur 82), dont 53 g de viande par jour (dont 27 g de viande rouge) et émettant 36% de GES en moins que la référence 1990. Le coût de la ration modélisée a été estimé à 89% du coût actuel.

Wilson *et al.* ont appliqué la PL aux données de consommation néozélandaises. Différentes rations ont été modélisées, minimisant les émissions de GES ou le coût et incluant différents sets de contrainte d'acceptabilité. Les contraintes nutritionnelles incluaient l'énergie (rations isocaloriques), les macronutriments, les fibres, 6 minéraux et 4 vitamines. Le scénario minimisant les émissions de GES sans contrainte d'acceptabilité (-76% de GES) était composé de seulement 9 aliments (sur 76 disponibles). Les rations minimisant simplement les GES ou le coût ne contenaient ni viande ni poisson (les produits laitiers demeuraient). Toutes les rations étaient moins émettrices de GES et moins coûteuses que la référence (la plupart moitié moins coûteuses). L'augmentation imposée de la variété alimentaire (et probablement de l'acceptabilité) augmentait le prix de la ration (Wilson et al. 2013).

Green *et al.* ont développé un modèle non-linéaire minimisant les écarts aux consommations anglaises observées (et la perte de bien-être) sous contrainte de réduction croissante (par paliers de 10%) des émissions de GES tout en respectant un ensemble de contraintes nutritionnelles (acides gras divers, glucides, sucres et sodium) (Green et al. 2015). L'apport énergétique était maintenu constant. Le simple respect des recommandations (sans contrainte sur les émissions de GES) induisait une réduction des émissions de GES de 17%. Ceci passait par la réduction de la viande rouge, des produits laitiers, œufs et boissons sucrées et une augmentation des céréales, fruits et légumes. Les changements alimentaires nécessaires pour atteindre jusqu'à 20% de réduction des émissions étaient sensiblement les mêmes qu'avec les seules contraintes nutritionnelles (-50% viande rouge, produits laitiers-œufs, -60% boissons sucrées, +100% fruits et légumes, +50% céréales pour les hommes). A partir de 40% de réduction, les changements alimentaires devenaient plus drastiques (disparition des viandes et poissons ou produits laitiers-œufs selon le sexe). Sur le même modèle que précédemment, Milner *et al.* ont estimé les impacts en termes de mortalité et de plusieurs maladies non-transmissibles au Royaume-Uni de l'adoption des rations modélisées en se basant sur les variations des quantités de fruits, légumes, viande rouge et transformée (Milner et al. 2015). Plus les réductions des émissions de GES croissaient, plus le nombre d'années sauvées augmentait (principalement via une diminution de l'incidence des cardiopathies coronariennes).

Sur la base d'un répertoire de 206 aliments, Van Dooren *et al.* aux Pays-Bas ont modélisé par PL des rations réduisant de 50% les émissions de GES alimentaires (par rapport à 1990) tout en minimisant les écarts des quantités d'aliments par rapport aux consommations observées (van Dooren et al. 2015). Les contraintes nutritionnelles couvraient l'ensemble des nutriments : acides gras, macronutriments, minéraux et vitamines et l'énergie était bornée. Une consommation minimale de fruits et légumes était aussi imposée. La simple application des contraintes nutritionnelles n'entraînait pas d'avantage environnemental net. La contrainte de GES entraînait une diminution « naturelle » de l'utilisation des terres et de l'énergie et du coût de la ration. Une contrainte imposant une réduction de coût a ensuite été surimposée (2.5€/personne/j). Les rations (une par sexe) modélisées finales comprenaient 63 aliments populaires et bon marché, principalement d'origine végétale. Les réductions de GES ont principalement été atteintes grâce aux diminutions des quantités de viande, produits laitiers et boissons. La viande a diminué d'environ 90%, le fromage a été supprimé et les autres produits laitiers ont diminué d'environ 85%. Les consommations de fruits et légumes ont augmenté et se sont orientées vers des produits locaux de plein champ.

Horgan *et al.* ont appliqué la PL à des données individuelles de consommation anglaises (134 aliments) (Horgan et al. 2016). Deux rations par personne ont été modélisées : une respectant les

recommandations nutritionnelles (set complet de nombreux et divers nutriments ainsi que des portions minimales de fruit et légumes et poisson, et maximale de viande rouge), et une surimposant une contrainte de réduction des émissions de GES (-25% du niveau moyen de 1990). Les contraintes d'acceptabilité étaient progressivement assouplies et les écarts entre quantités d'aliments observées et modélisées étaient minimisés. Moins de 8% des individus pouvaient respecter les contraintes nutritionnelles et environnementales en modifiant leurs quantités d'aliments de seulement 50%. Lorsque l'addition de nouveaux aliments aux répertoires individuels était rendue possible, cette proportion dépassait alors les 50% des individus. La simple imposition des contraintes nutritionnelles entraînait une réduction de 15% des émissions de GES. Les aliments les plus fréquemment augmentés étaient les légumes, fruits et pommes de terre. Les diminutions les plus fréquentes concernaient les sucreries, les viandes transformées, l'alcool et le pain blanc. Peu d'aliments devaient être supprimés, et les variations dépendaient globalement des rations individuelles.

Nous pouvons enfin évoquer ici l'étude de Briggs *et al.*, bien qu'elle soit basée sur une méthodologie toute autre (Briggs et al. 2013). Leur travail d'économétrie et de modélisation de risques a évalué l'effet santé potentiel de systèmes de taxes au Royaume-Uni. Deux scénarios de taxation étaient considérés. Le premier appliquait sur les aliments forts émetteurs une taxe proportionnelle à leurs émissions de CO₂eq. Le second exploitait en plus les revenus générés par la première taxe pour subventionner les produits faiblement émetteurs de CO₂eq. Le modèle d'évaluation des risques se basait sur les apports en fruits et légumes, sels, acides gras, cholestérol et énergie totale. Les inadéquations en vitamines A et B12, calcium et zinc ont en plus été estimées. Les variations de consommations modélisées furent les plus importantes pour le bœuf, l'agneau, et les matières grasses animales (environ -13%). De fortes variations positives ne furent remarquées que dans le deuxième scénario. Elles concernaient surtout les produits sucrés (boissons sucrées +13%, jus de fruits +10%, sucres +5%), ainsi que le lait (+6%) et enfin les fruits, légumes et pommes de terre (<+4%). Le premier scénario entraînait une diminution de la prise énergétique (-1,4%) alors que le second entraînait une augmentation (+1%). Le premier scénario augmentait les prévalences en inadéquations en vitamine A, zinc et fer tout en évitant ou retardant 7768 décès (surtout via la diminution de la prise énergétique), réduisant les émissions de GES de 7.5% et générant 2023 millions £ de revenus alors que le second augmentait la prévalence de l'adéquation en calcium mais entraînait théoriquement 2685 décès supplémentaires (surtout via l'augmentation de la prise énergétique) tout en réduisant les émissions de GES de 6%.

1.2.2.5. La dimension économique doit être plus systématiquement intégrée car une bonne qualité nutritionnelle et un faible coût ne sont pas associés dans les études observationnelles

Comme nous avons pu le constater dans la revue des études précédentes, la dimension économique de la durabilité est assez peu souvent intégrée. Pourtant, il existe une littérature (bien que non étiquetée « durabilité ») portant sur le lien entre coût de l'alimentation et la santé. La revue systématique de Darmon et Drewnowski expose ainsi ces résultats (Darmon & Drewnowski 2015). Le prix est un des principaux facteurs motivant les achats alimentaires. Si les dépenses absolues dévouées à l'alimentation augmentent avec le revenu des consommateurs, la proportion relative au sein de l'ensemble des dépenses diminue, et la dimension économique a été identifiée par des sondés de faibles revenus comme une barrière à l'adoption d'un régime plus sain. Au niveau des aliments, les céréales, corps gras et sucreries ont la capacité de fournir des calories à bas prix. En revanche, les produits nutritionnellement denses ont tendance à être plus chers (en €/kcal). La relation entre qualité de l'alimentation et coût a été observée au sein de cohortes ou de régimes théoriques, et la tendance associant une meilleure qualité à un coût plus élevé a été clairement et de manière répétée mise en évidence. S'il existe des moyens théoriques d'allier bas prix et bonne qualité nutritionnelle (Maillot et al. 2008; Gamburzew et al. 2016; Maillot, Darmon, et al. 2010), ces situations « durables » (selon deux dimensions) sont loin d'être évidentes à réaliser.

Au vue des incompatibilités observées en situations réelles entre le caractère abordable de l'alimentation et sa qualité nutritionnelle, il paraît primordial d'inclure plus systématiquement la dimension économique dans les futures études.

1.2.3. Les enseignements et limites des diverses études traitant de l'alimentation durable

Toutes ces études confirment le rôle prépondérant des produits animaux, et surtout de la viande, dans les impacts environnementaux liés à l'alimentation. Les modèles alimentaires censés concilier santé et environnement (régimes méditerranéen et nordique), notamment via la diminution des produits animaux, se sont effectivement avérés moins impactant. Le respect des recommandations alimentaires se révèle généralement bénéfique du point de vue environnemental (autour de 10-30% de réduction d'impact), mais sans que cela soit systématique. Les études comparant des rations incluant plus ou moins de produits animaux tendent à montrer que de l'omnivore au végétalien, les impacts environnementaux vont décroissant. Si les différents indicateurs environnementaux évoluent globalement dans le même sens, quelques cas de divergence mettent en évidence le besoin de l'estimation conjointe de plusieurs indicateurs. Indépendamment de la composition qualitative de la ration, la diminution de la surconsommation (baisse des apports

énergétiques) et du gaspillage alimentaire sont des leviers substantiels pour la diminution des impacts environnementaux de l'alimentation. La réduction des quantités d'aliments superflus en est un autre.

Les études observationnelles basées sur des données de consommations alimentaires réelles confirment l'association positive entre consommation de produits animaux, apports en nutriments à limiter (acides gras saturés...), émissions de GES et l'association négative de ces derniers avec les apports en nutriments à favoriser (fibres...). Les études se basant sur des rations construites par substitution ont mis en avant que remplacer les produits animaux par des produits végétaux est théoriquement favorable d'un point de vue environnemental. Il faut cependant rester vigilant quant à la compensation énergétique et aux conséquences nutritionnelles. Cibler la catégorie des viandes de ruminant peut s'avérer particulièrement efficace d'un point de vue climatique.

Les méthodes de programmation (non-) linéaire permettent d'assurer des apports en nutriments respectant les recommandations. Si intégrer et optimiser des notions quantifiées d'acceptabilité semble être un de leurs atouts, il est évident que les choix des contraintes d'acceptabilité sont cruciaux afin de ne pas aboutir à des rations irréalistes. Une transition vers des régimes plus végétaux est bien théoriquement souhaitable, mais une réduction substantielle des impacts environnementaux d'environ 30% n'est pas contraire à l'incorporation de quantités raisonnables de produits animaux (environ 50% de l'observé).

Si le respect des recommandations alimentaires implique supposément le respect approximatif des recommandations nutritionnelles, l'adéquation à ces dernières n'est que rarement ou grossièrement vérifiée dans la majorité des études considérées. Les bénéfices quantifiés étaient estimés en considérant surtout la diminution des consommations excessives en certains aliments/nutriments. Les macronutriments ne sont généralement pas à risque dans ce genre d'exercices théoriques appliqué aux pays développés. Cependant, les apports en micronutriments doivent être surveillés de près. De par la faible densité énergétique des produits végétaux, les substituer aux produits animaux n'est pas forcément efficace pour couvrir les besoins nutritionnels et des distinctions doivent être faites. Lorsque la qualité nutritionnelle est considérée en termes d'adéquation à un ensemble de recommandations nutritionnelles, les relations entre GES et nutrition (et coût) sont moins systématiquement convergentes vers une meilleure durabilité (Perignon et al. 2016).

I.3. Quelles pistes d'amélioration pour mieux embrasser la multi-dimensionnalité de l'alimentation durable ?

I.3.1. La programmation (non-) linéaire, un outil de choix pour l'intégration simultanée de plusieurs dimensions

Nous avons vu précédemment que les études proposant des rations plus durables se limitent souvent à l'intégration de seulement deux dimensions de la durabilité (souvent environnement et nutrition). Parmi ces études, certaines mettent en évidence des divergences entre les dimensions (par exemple des rations plus « saines » mais parallèlement plus impactant sur l'environnement), illustrant la nécessité d'une approche intégrative et holistique.

La programmation (non-) linéaire est appliquée avec succès à la nutrition humaine depuis des décennies.

Les premiers travaux de modélisation de rations alimentaires ont débuté dans les années 30, avec le désir de l'armée américaine de fournir à ses soldats des rations composées de quantités (à définir) de 77 aliments disponibles permettant d'atteindre les recommandations en 9 nutriments tout en minimisant le coût de ces apports quotidiens. George Stigler fut parmi les premiers à résoudre ce « diet problem » et employa une nouvelle méthode heuristique (Stigler 1945). En 1947, Dantzig mit en place l'algorithme du simplexe permettant de résoudre des problèmes de programmation linéaire (PL). Il s'avéra plus performant que la méthode de Stigler et fut par la suite très utilisé dans la résolution de problèmes d'optimisation complexes (Dantzig 1990), quoique paradoxalement assez peu dans le domaine de la nutrition humaine. L'algorithme du simplexe est celui auquel il est fait appel dans nos travaux de programmation linéaire. La programmation linéaire désigne à la fois l'outil de résolution et la manière de résoudre les problèmes linéaires (l'algorithme du simplexe est alors sous-entendu). Pour nos travaux de programmation non-linéaire (PNL), l'algorithme du point intérieur est exploité, dont les méthodes ont été révolutionnées dans les années 80 (Wright et al. 2005).

Les modèles de programmation linéaire possèdent une structure commune.

Un modèle de PL peut être défini par trois entités : les variables, la fonction objectif (fonction linéaire des variables), et les contraintes (définies linéairement en fonction des variables). Le système d'équations constituant le jeu de contraintes définit un ensemble de solutions possibles (parfois vide si les contraintes sont incompatibles) pour les valeurs que peuvent prendre les variables. Parmi toutes ces solutions, celle qui optimise (minimise ou maximise) la valeur de la fonction objectif est retenue.

Appliquée à la nutrition humaine, la PL permet de concevoir (*i.e.* modéliser) des rations alimentaires (*i.e.* des combinaisons de quantités d'aliments) soumises à un ensemble de contraintes. Les variables sont les quantités d'aliments. Les contraintes sont souvent des recommandations nutritionnelles : les quantités finales de nutriments dans la ration doivent respecter des inégalités (être supérieures aux recommandations et/ou inférieure aux limites prescrites). Des contraintes de réalisme (ou d'acceptabilité) peuvent être ajoutées, notamment sur les quantités minimales et/ou maximale d'aliments ou groupes d'aliments au sein de la ration modélisée. Selon les données disponibles et le contexte d'étude, des contraintes sur n'importe quel paramètre relié aux variables (prix, impact environnemental...) peuvent être fixées. La fonction objectif à optimiser, qui oriente la résolution du problème, peut être diverse selon ce qui est considéré comme le plus critique lorsque toutes les contraintes sont satisfaites. Nous pouvons citer comme exemples la minimisation du coût (Foytik et al. 1975), des calories (Darmon, E. Ferguson, et al. 2002), ou encore la minimisation des écarts entre les quantités d'aliments dans une ration modélisée par rapport à une ration de référence (Darmon, E. L. Ferguson, et al. 2002). La PNL est pareillement structurée, si ce n'est que les relations entre les variables, la fonction objectif et/ou les contraintes ne sont pas toutes linéaires.

La modélisation de rations par PL ou PNL est particulièrement adaptée à la problématique de l'alimentation durable.

La PL (ou la PNL) permet donc d'intégrer autant de contraintes que souhaité, sous réserve d'avoir les données adéquates reliées aux variables. La ration modélisée peut ainsi satisfaire des contraintes en lien avec les dimensions nutrition (apports en nutriments ou en aliments), économique (coût total, parts budgétaires des groupes d'aliments), environnementale (émissions de gaz à effet de serre, utilisation d'énergie) et même sociale (écarts aux consommations observées). L'aspect multi-factoriel de la nutrition, et plus encore celui de la durabilité, peut ainsi être abordé de front, en traitant simultanément et sans *a priori* les différentes dimensions impliquées. Face à de telles possibilités, il est alors crucial de bien définir les contraintes à respecter et les objectifs visés. Intégrer simultanément des contraintes de natures différentes nécessite d'avoir, pour un même ensemble de variables, des données compilées homogènes.

1.3.2. La dimension nutrition doit être appréhendée à la fois plus largement et plus précisément

1.3.2.1. La toxicologie est la parente pauvre de la durabilité malgré son importance

Les régimes « sûrs et sains » évoqués dans la définition de la FAO ne laissent pas de doute quant à l'importance de la toxicologie lors de la conception de régimes durables. La sécurité sanitaire des aliments doit être intégrée à la dimension de la nutrition. Cependant, les études traitant de la

durabilité omettent presque systématiquement de prendre en compte la question des contaminants alimentaires. Il existe cependant un petit corpus d'études croisant la toxicologie et la nutrition, bien que ces travaux ne se réclament pas du domaine de l'alimentation durable.

Quelques études observationnelles ont mis en évidence des conflits potentiels entre nutriments et contaminants.

A partir des consommations alimentaires individuelles d'un échantillon d'adultes vivant sur la côte Atlantique française (étude CORAI) et de données de contamination fournies par le Ministère de l'agriculture, Verger *et al.* ont identifié certains individus dont l'alimentation atteignait les recommandations en acides gras n-3 à longue chaîne sans dépasser les valeurs toxicologiques de référence en dioxines et PCB ; cependant, le respect de cette double contrainte ne concernait qu'une fraction de la population observée (Verger *et al.* 2008). Les relations entre les concentrations sériques en divers contaminants et l'adhésion à trois modèles alimentaires (régime méditerranéen, régime « faible en glucides », recommandations OMS) ont été étudiées sur un échantillon de personnes âgées suédoises; l'adhésion au régime méditerranéen était associée à des niveaux plus élevés en plusieurs polluants organiques persistants (dont certains polychlorobiphényles (PCB)), alors que les individus plus proches des recommandations OMS présentaient globalement de plus faibles concentrations en contaminants (Ax *et al.* 2015). Sur le cas français Gazan *et al.* (Gazan *et al.* 2016), ont appliqué une méthode de *clustering* aux données nationales de consommations alimentaires individuelles (étude INCA2) pour identifier différents modèles alimentaires au sein de la population française. Après avoir croisé les données de consommation avec celles de composition des aliments et les données toxicologiques issues de l'étude de l'alimentation totale (étude EAT2), les auteurs ont observé que des régimes de type « attentif à la santé » et « méditerranéen » exposaient plus fortement à certains contaminants (dont l'aluminium et le plomb) alors que le régime de type « snacks » était associé à de plus faibles expositions aux contaminants considérés.

Les études simulant des changements de consommations alimentaires aboutissent à des résultats partagés quant à la compatibilité entre recommandations nutritionnelles et toxicologiques.

L'impact d'une augmentation de la consommation de poisson visant à atteindre différentes recommandations d'apports en acides gras n-3 à longue chaîne a été simulé à l'aide d'un modèle probabilistique appliqué aux données de consommation d'adolescents flamands (Antonijevic *et al.* 2007). L'atteinte de la recommandation en n-3 entraînerait un dépassement des apports tolérables en contaminants pour 18 à 100 % de la population considérée, selon le niveau de la recommandation et le seuil de tolérance concernant l'exposition aux contaminants de type dioxine. En revanche, partant de données de consommations moyennes en Belgique, et sur la base de différents scénarios

de consommation de poisson (variant en termes de type de poisson (gras/maigre) et de fréquences de consommation), d'autres auteurs ont conclu qu'il était possible de couvrir les besoins en acides gras n-3 à longue chaîne via la consommation de poisson sans dépasser les expositions tolérables au mercure et aux composés de type dioxine (Sioen et al. 2008). Les mêmes auteurs déconseillent cependant une consommation de poisson gras plus de deux fois par semaine, au regard de l'exposition aux composés de type dioxine. Pour la France, Drouillet-Pinard *et al.* ont simulé une augmentation de la consommation de fruits et légumes à 400 g/j et ont estimé les expositions à 43 substances actives de pesticides qui en découleraient. Leurs calculs montrent que, hormis pour les dithiocarbamates, ces niveaux de consommation ne devraient pas entraîner d'exposition supérieure à 10% des niveaux recommandés (Drouillet-Pinard et al. 2011). Toujours en France, Sirot *et al.* ont mis en place des modèles de programmation linéaire appliqués aux apports nutritionnels et en contaminants (Sirot et al. 2012). L'objectif était d'optimiser la consommation française de poissons en permettant la couverture en plusieurs nutriments (dont les acides gras n-3 à longue chaîne) tout en empêchant le dépassement des valeurs toxicologiques de référence pour plusieurs contaminants. Les modèles se sont avérés incapables de respecter l'ensemble des contraintes initiales (la vitamine D étant limitante), mais une consommation optimale a pu être proposée. La programmation linéaire a également été exploitée par Katz *et al.* à partir de données individuelles de consommation alimentaires d'adolescents aux Etats-Unis (Katz et al. 2012). Les rations individuelles générées, en accord avec les recommandations alimentaires américaines, présentaient des niveaux d'acrylamides de 15% supérieurs aux rations observées de départ.

Dans l'ensemble, ces quelques études montrent combien les conséquences toxicologiques d'une amélioration de la qualité nutritionnelle des rations alimentaire sont encore incertaines. Il est donc primordial d'inclure de tels paramètres dans les études futures.

1.3.2.2. Contrôler la qualité nutritionnelle au travers de quelques nutriments seulement n'est pas suffisant

La dimension nutrition est trop souvent réduite à quelques nutriments (souvent les seuls macronutriments et parfois, surtout dans les pays industrialisés, les acides gras saturés, le sel ou le sucre). Cependant ce n'est pas sans raison que les programmes de nutrition dans les pays en développement, qui mettaient par le passé l'accent sur les apports protéino-énergétiques sont désormais très attentifs aux déficiences en micronutriments (Brown 1991; Allen 2003). La difficulté de concevoir des rations respectant un ensemble complet de recommandations nutritionnelles a été mise en évidence, grâce à la PL, dans plusieurs situations. Dans les pays en développement, le respect des recommandations en énergie et micronutriments pour les jeunes enfants à l'âge du sevrage est quasiment impossible du fait d'une offre alimentaire insuffisamment diversifiée et trop

pauvre en micronutriments d'une part, et également car les besoins nutritionnels des enfants à cet âge sont très élevés pour un certain nombre de nutriments (Darmon, E. Ferguson, et al. 2002; Briend et al. 2003). Cette difficulté à couvrir les besoins en nutriments critiques (comme le zinc et le fer) à partir du répertoire alimentaire à disposition chez les jeunes enfants a également été mise en évidence dans le contexte français (Briend & Darmon 2000).

Dans le contexte des pays riches, l'incohérence entre certaines recommandations d'un même set a également été mise en exergue grâce à la PL. Ainsi, Maillot *et al.* ont montré que le respect simultané des recommandations étasuniennes en potassium et en sodium était incompatibles entre elles et avec le respect des autres recommandations nutritionnelles en vitamines et minéraux (Maillot et al. 2013). Toujours par une approche de PL, Maillot *et al.* ont montré que pour la majorité des adultes français il était impossible d'atteindre l'adéquation nutritionnelle sans introduire dans leur répertoire alimentaires des aliments qu'ils ne consommaient pas auparavant (Maillot et al. 2009). Ces études illustrent la difficulté de satisfaire, au sein de la seule dimension nutrition, un ensemble de contraintes pourtant cruciales. Nous pouvons alors imaginer les déséquilibres potentiels que peuvent engendrer le respect de contrainte d'une autre nature si la qualité nutritionnelle n'est pas surveillée de près.

1.3.2.3. Une alimentation plus végétale peut compromettre la biodisponibilité des nutriments apportés et donc fausser l'estimation de l'adéquation nutritionnelle de la ration

Certains nutriments clef sont susceptibles de présenter de moins bonnes biodisponibilités dans les produits végétaux que dans les produits animaux

Nous avons vu précédemment que les études s'attachant à identifier des rations alimentaires à faible impact environnemental et bonne qualité nutritionnelle tendent à promouvoir une diminution de la consommation des produits animaux pour tendre vers une alimentation plus durable dans les pays développés. Les produits animaux étant riches en protéines, fer, zinc, rétinol, vitamines B2, B12, D (pour le poisson), iode, calcium et acides gras n-3 à longue chaîne (poisson), et les produits végétaux étant dénués de vitamines B12, D et acides gras n-3 à longue chaîne, une évaluation de la teneur en nutriments de rations plus végétales doit être rigoureusement réalisée. Cependant, l'adéquation nutritionnelle ne dépend pas seulement de la teneur totale de la ration en nutriments, mais également de leur biodisponibilité. La biodisponibilité se définit comme la proportion d'un nutriment ingéré qui est absorbé et utilisé selon une voie métabolique normale. Elle est modulée par des facteurs alimentaires tels que la forme chimique du nutriment, la nature de la matrice dont il est issu, la cuisson et les interactions avec d'autres composants alimentaires. La biodisponibilité varie également avec des facteurs dépendants de l'hôte : l'âge, le sexe, le génotype,

le statut nutritionnel et l'état de santé (Gibson 2007). La biodisponibilité de certains nutriments est étroitement liée à leur origine animale ou végétale.

Le fer se trouve sous deux formes chimiques dans nos aliments : le fer héminique et le fer non-héminique. Le fer héminique provient de l'hémoglobine et de la myoglobine et est donc uniquement présent dans les aliments d'origine animale (moins de 40% du fer est généralement héminique dans la viande). Il contribue à hauteur de 10-15% des apports en fer chez les populations consommant de la viande, mais est plus uniformément et efficacement absorbé (15-35%) que le fer non-héminique. Il peut ainsi contribuer dans ces populations à plus de 40% du fer absorbé total (Hurrell & Egli 2010; Hunt 2003). Le fer non-héminique quant à lui est plus faiblement absorbé et son absorption est fortement influencée par divers facteurs alimentaires. Les inhibiteurs de l'absorption du fer non-héminiques consensuellement reconnus sont : les phytates, les polyphénols (notamment ceux issus du thé) et le calcium. Inversement, la présence de vitamine C et de chair animale favorise l'absorption du fer non-héminique. Enfin, le statut martial constitue le facteur physiologique influençant le plus l'absorption du fer : meilleurs sont les stocks de fer dans l'organisme, moins élevée est son absorption (Armah et al. 2013; Hallberg & Hulthén 2000; Hallberg et al. 1997).

L'absorption du zinc par les entérocytes se fait majoritairement par un mécanisme actif et saturable de transport spécifique. Il en découle que la quantité ingérée de zinc impacte directement l'absorption : la fraction de zinc absorbée (%) diminue avec les apports en zinc (mg/j) (Hambidge et al. 2010). Les phytates sont le principal facteur alimentaire influençant l'absorption du zinc (Hunt 2003). L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) caractérise trois types de régimes en lien avec leur rapport zinc/phytates et estime les besoins en zinc en fonction de cette caractérisation. Le régime « biodisponibilité élevée » se caractérise par un ratio molaire phytate/zinc inférieur à 5 et des apports protéiques d'origine principalement animale. Le régime « biodisponibilité modérée » se caractérise par un ratio phytate/zinc entre 5 et 15 et correspond à une alimentation variée contenant des protéines animales ou un régime végétarien non basé sur des céréales complètes. Le régime « faible biodisponibilité » se caractérise par un ratio phytate/zinc supérieur à 15 et correspond par exemple à un régime riche en céréales complètes (WHO/FAO 2004). Parmi les autres facteurs alimentaires influençant potentiellement et/ou dans une moindre mesure l'absorption du zinc, nous pouvons également citer les protéines et le calcium (Lonnerdal 2000; Miller et al. 2012).

La qualité protéique d'une source alimentaire détermine sa capacité à satisfaire la demande métabolique en acides aminés et en azote. Cette mesure doit donc prédire l'efficacité de l'utilisation protéique (WHO/FAO/UNU 2002). Cette qualité protéique est généralement discutée en termes de digestibilité et de valeur biologique. La digestibilité désigne la proportion des protéines ingérées qui est absorbée. La valeur biologique mesure l'adéquation entre le profil en acide aminés des protéines

absorbées et le profil de référence (qui reflète les besoins en acides aminés indispensables). La valeur biologique peut être estimée par le score en acides aminés (AAS). L'indice d'acides aminés corrigé en fonction de la digestibilité (PDCAAS) est de manière consensuelle considéré comme un bon indice de la qualité protéique. Il combine la digestibilité et la valeur biologique : $PDCAAS = \text{digestibilité (\%)} * AAS$ (entre 0 et 1). Il peut être calculé pour un aliment, un repas ou une ration quotidienne. Les acides aminés digérés sont alors considérés comme un ensemble et les différentes sources se combinent pour aboutir à un profil global (WHO/FAO/UNU 2002). Plus récemment, l'utilisation d'un score légèrement différent et basé sur la digestibilité iléale a été recommandée, mais les données nécessaires sont pour le moment moins disponibles (Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) 2011). La digestibilité des protéines animales est généralement considérée comme supérieure à celle des produits d'origine végétale. Si, isolément, les aliments d'origine végétale sont plus susceptibles d'avoir un AAS inférieur à 1, la combinaison de sources protéiques végétale et/ou animales peut aisément permettre d'atteindre une bonne valeur biologique, cette dernière ne risquant d'être faible que dans le cas de régimes très peu diversifiés basés sur les céréales et les tubercules (Young & Pellett 1994; Millward & Garnett 2010; WHO/FAO/UNU 2002).

Les besoins en vitamine A sont remplis via les apports en rétinol préformé, présent exclusivement dans les produits animaux, et via les provitamines A. Ces dernières doivent, après absorption, être converties en rétinol afin d'être physiologiquement actives. Les provitamines A fournissent ainsi moins de 30% des apports en vitamine A aux Etats-Unis alors que la proportion atteint 80% dans les pays en développement (Haskell 2012). La biodisponibilité des provitamines A, définie comme intégrant l'absorption et la bioconversion en rétinol, aussi appelée bioefficacité, peut être exprimée sous la forme d'un ratio pondéral représentant la quantité de provitamine devant être ingérée pour fournir en bout de course une quantité unitaire de rétinol (West et al. 2002). La biodisponibilité des provitamines A est affectée par la matrice alimentaire (les matrices complexes comme dans les légumes-feuilles vert foncé la diminue), les techniques de préparation culinaire (qui affectent la matrice alimentaire), les quantités de provitamines A et vitamine A présentes, ainsi que les quantités de fibres et de lipides dans la ration. Des facteurs individuels tels que le statut nutritionnel et les caractéristiques génétiques impactent également cette biodisponibilité (Haskell 2012). Des coefficients moyens de biodisponibilité sont couramment utilisés pour estimer les apports en vitamine A des individus ou populations à partir de données de consommation alimentaires. Diverses instances nationales ou internationales proposent ainsi des coefficients. Ces valeurs peuvent différer entre elles et font l'objet de discussions (West et al. 2002).

L'éviction des produits animaux est susceptible d'avoir des conséquences nutritionnelles à ne pas sous-estimer.

Des régimes plus largement basés sur des aliments d'origine végétale peuvent ainsi potentiellement présenter des teneurs en nutriments à la hauteur des recommandations nutritionnelles sans couvrir pour autant les réels besoins physiologiques à cause d'une moindre biodisponibilité de ces nutriments. Par ailleurs, le schéma qui voudrait que la diminution plus ou moins drastique de la consommation de produits animaux dans les sociétés occidentales aille de pair avec une diminution de l'impact environnemental de l'alimentation et une amélioration de l'état de santé des populations concernées (McMichael et al. 2007; Stehfest et al. 2009) doit être nuancé par les bénéfices santé indéniables des produits animaux. Les produits animaux sont nutritionnellement denses, riches notamment en iode, vitamines B2 et B12, rétinol, folate, et pourvoyeurs abondants de formes biodisponibles de fer, zinc, protéines et calcium. La supplémentation en produits animaux chez de jeunes enfants n'en consommant que peu dans des pays en développement est ainsi susceptible d'améliorer leur état nutritionnel, leur croissance et leurs fonctions cognitives (Neumann et al. 2002; Grillenberger et al. 2006). La fréquence de consommation de viande pendant l'enfance, dans un contexte de faibles consommations de produits animaux, a été associée avec de meilleures fonctions cognitives à un âge avancé (Heys et al. 2010). La consommation de produits animaux est un élément clef de la lutte contre les déficiences en micronutriments lorsque la qualité de l'alimentation est pauvre (Allen 2003; Bender 1992; Brown 1991). Il convient de rappeler ici que parmi les enfants de moins de 5 ans, l'insuffisance pondérale était en 2010, au niveau mondial, le premier facteur de risque de perte d'années de vie corrigées du facteur invalidité (Lim et al. 2012).

Les plus faibles prévalences de maladies coronariennes et d'obésité chez les végétariens sont bien établies. Le suivi d'un régime végétarien est également associé à un moindre risque de diabète de type 2, et des bénéfices sur l'apparition de cancers sont suggérés (Fraser 2009; McEvoy et al. 2012; Huang et al. 2012). Cependant, de tels bénéfices ne sont pas l'apanage de régimes évinçant les produits animaux. Des régimes « prudents », basés sur la consommation de produits végétaux mais incluant une diversité de produits animaux en quantité modérée sont également connus pour présenter des avantages santé (WHO Regional Office for Europe 2003; World Cancer Research Fund/American Institute for Cancer Research 2007; McEvoy et al. 2012). Par ailleurs, les végétariens présentant généralement une meilleure hygiène de vie (ils sont généralement plus actifs et sont plus rarement fumeurs), il est souvent difficile de distinguer l'impact sur leur santé de leur alimentation de celui des autres facteurs liés à leur mode de vie. La bonne santé des végétariens occidentaux semble ainsi comparable à celle de leurs pairs non-végétariens à l'hygiène de vie et au contexte comparables (Key et al. 2006; Appleby et al. 2016).

Les variations de biodisponibilité des nutriments sont quantifiables.

Malgré la grande variabilité des valeurs de biodisponibilité des nutriments sous l'effet de facteurs multiples, des approches mathématiques ont permis d'estimer l'absorption du fer et du zinc en fonction des principaux facteurs alimentaires impliqués. Les influences respectives des activateurs et inhibiteurs de l'absorption du fer non-héminique ont fait l'objet de nombreux algorithmes prédictifs. En 1982, Monsen et Balintfy, se basant sur l'absorption de radioisotopes, proposèrent un premier algorithme n'impliquant que deux activateurs de l'absorption. Des améliorations successives y ont été apportées par divers auteurs, puis d'autres algorithmes ont vu le jour et ont été comparés (Beard et al. 2007). Armah *et al.* proposèrent en 2012 un algorithme basé sur des régimes complets (et non des repas), incorporant le facteur « statut martial » (qui s'avère être la variable la plus prédictive de l'absorption) et plusieurs inhibiteurs et activateurs de l'absorption (Armah et al. 2013). Le ratio phytate/zinc est classiquement utilisé pour estimer la biodisponibilité du zinc (Oberleas & Harland 1981; Darmon, E. Ferguson, et al. 2002; WHO/FAO 2004). Récemment, Miller et al. ont développé des modèles mathématiques prédictifs de l'absorption du zinc basés sur les mécanismes biochimiques de l'absorption. La quantité de fer absorbé est alors calculée en fonction de la quantité de zinc présente ainsi que de celles de ses modulateurs alimentaires d'absorption (Miller et al. 2007; Miller et al. 2012). Le calcul effectif de la biodisponibilité des protéines (assimilée au PDCAAS) nécessite d'avoir des valeurs de digestibilité des protéines pour les aliments de la ration considérée, ainsi que leurs teneurs en acides aminés. La valeur des coefficients de biodisponibilité des provitamines A (assimilée à la bioefficacité) dépendant pour une grande partie des aliments vecteurs, des études sur des sujets humains se sont attachées à quantifier ces coefficients pour divers aliments (les principaux pourvoyeurs de provitamines A). Les teneurs des aliments en provitamines peuvent ensuite être exprimées en équivalents rétinol via l'utilisation de ces coefficients.

Il apparait techniquement possible de prendre en compte la biodisponibilité des nutriments clef dans la modélisation de ration par programmation linéaire ou non-linéaire.

Les méthodes de quantification de la biodisponibilité présentées précédemment pourraient être intégrées au sein de modèles d'optimisation de rations. Des travaux préliminaires de notre équipe ont consisté à mettre au point de tels modèles (Barré et al. 2013). Les contraintes nutritionnelles des rations modélisées peuvent alors être directement appliquées aux quantités de fer et zinc réellement absorbables, aux quantités de protéines ajustées sur leur qualité et au rétinol et provitamines A exprimées en équivalents rétinol. Les quantités de nutriments selon leurs sources et les interactions entre facteurs alimentaires sont alors directement prises en compte lors de l'optimisation, pour avoir en sortie des rations modélisées dont les compositions sont censées répondre réellement aux besoins physiologiques. Intégrer les biodisponibilités des protéines et des

provitamines A n'implique que l'application de facteurs aliments-dépendants à la table de composition alimentaire exploitée (l'AAS étant en pratique calculé et vérifié *a posteriori*). Les algorithmes relatifs aux absorptions du fer et du zinc sont par contre non-linéaires (les relations entre absorptions et facteurs alimentaires ne sont pas affines). Imposer des contraintes incluant ces algorithmes nécessite donc d'utiliser la PNL (la PL n'étant plus adaptée).

I.3.3. Prendre en compte les relations de co-production des aliments pour plus de cohérence

Qui mange le diable doit manger ses cornes (proverbe breton).

Il existe de nombreux liens entre les aliments au niveau de la phase de production agricole. Certains aliments sont co-produits, comme la viande de veaux et de vaches de réforme indissociable de la production de lait. D'autres aliments sont issus d'une même matière première et séparés lors du process industriel, comme la matière grasse laitière et le lait maigre, ou encore les différentes parties anatomiques d'un animal. Des relations plus complexes, notamment économiques, existent également au sein et entre les systèmes de culture (disponibilité en terres, influence des marchés, productions végétales alimentant les élevages...). Selon l'échelle considérée, il peut ainsi être incohérent de voir figurer dans des rations « durables » certains aliments sans ceux qui leur sont associés, ces derniers devant trouver un débouché à l'extérieur du système considéré ou être jetés (Macdiarmid 2013). La programmation (non-) linéaire permet potentiellement l'intégration de relations telles que celle considérée par Hallstrom *et al.* (Hallström et al. 2014) : les auteurs ont considéré dans un de leurs scénarios alimentaires que la consommation de la seule viande bovine issue de la filière laitière avait cours, et remplacèrent la viande bovine d'origine autre par du poulet. La mise en place de telles contraintes orienterait les rations vers plus de réalisme et une durabilité plus robuste.

I.3.4. L'acceptabilité, facteur trop souvent négligé lors de la conception de rations durables

La consommation de régimes typifiés est susceptible de se heurter à des barrières socio-culturelles.

L'évaluation des caractéristiques de « régimes types » (méditerranéen, végétarien...) nous informe sur de potentielles alternatives d'alimentation plus durable, mais peut avoir le défaut de rester trop déconnecté des contextes alimentaires réels. Ces régimes trouvent généralement leur origine dans une situation géographique, une culture ou une éthique particulière, et leur application ou généralisation en dehors de ces contextes peuvent se heurter à des obstacles socio-culturels ou même de disponibilité des aliments. Notre rapport à l'alimentation implique des notions complexes

de culture, d'identité, de symbolisme, à l'échelle individuelle et collective (Fischler 1988). Les choix alimentaires ne sont donc pas simplement basés sur la capacité des aliments à nous fournir les nutriments dont nous avons besoin. Nous pouvons évoquer ici rapidement quelques résultats concernant les comportements observés vis-à-vis de la viande.

Des résultats d'études conduites en Europe indiquent que, par rapport aux femmes, les hommes apportent plus d'importance à la consommation de viande et sont moins disposés à réduire leur consommation (Fagerli & Wandel 1999; de Boer et al. 2014; Tobler et al. 2011). Une hiérarchie des aliments apparaît dans l'étude de Schösler *et al.* qui s'intéressent à la substitution de la viande dans un échantillon de Néerlandais (Schösler et al. 2012). Il apparaît aussi que le lien entre viande et environnement ne va pas de soi chez les consommateurs, et que même lorsque la viande est perçue comme néfaste pour l'environnement, la santé ou d'autres considérations, des mécanismes psychologiques sont mis en place qui ont pour effet de préserver sa consommation (Allen & Baines 2002; Font-I-Furnols & Guerrero 2014; Macdiarmid et al. 2015; Graça et al. 2014; Piazza et al. 2015).

L'acceptabilité d'une ration alimentaire peut être mathématiquement approchée et intégrée à la P(N)L.

Il est extrêmement difficile de quantifier les préférences alimentaires, de prévoir quelle substitution d'un aliment serait la mieux acceptée ou encore de savoir quels aliments pourraient être introduits ou évincés d'un répertoire alimentaire individuel sans blocage de la part du consommateur. Cependant, la modélisation de ration peut incorporer des paramètres d'acceptabilité, basés sur des hypothèses simples. Des contraintes d'acceptabilité (ou de « palatabilité ») peuvent imposer des valeurs hautes et/ou basses aux quantités d'aliments ou de groupes d'aliments dans les rations modélisées (Smith 1959). Darmon *et al.* ont proposé de déduire ces valeurs de données d'enquêtes alimentaires individuelles dans la population cible à laquelle sont destinées les rations modélisées (Darmon, E. L. Ferguson, et al. 2002; Briend & Darmon 2000). Pour chaque aliment ou groupe d'aliments, les 50, 75, 90 ou 95^{èmes} percentiles de consommation (journalière par exemple, sur une base pondérale ou énergétique) parmi la population cible sont calculés et considérés comme la limite haute « acceptable ». Pour les aliments, les percentiles sont calculés parmi les seules personnes ayant déclaré consommer les aliments en question et correspondent ainsi aux valeurs hautes de consommation observées. Pour les groupes d'aliments, les percentiles sont alors calculés pour la population générale. Des raisonnements similaires sont parfois appliqués aux 5 ou 10^{èmes} percentiles afin d'imposer une consommation minimale en certains aliments ou groupes d'aliments (Darmon, E. L. Ferguson, et al. 2002; Darmon, E. Ferguson, et al. 2002). La limite haute peut aussi correspondre à la consommation maximale identifiée parmi la population (Katz et al. 2012). Certains aliments dont l'augmentation n'est pas jugée désirable

peuvent avoir comme limite supérieure la quantité observée (Cleveland et al. 1993). Des contraintes peuvent ainsi être imposées sur n'importe quel regroupement d'aliments, comme le groupe des liquides (Green et al. 2015).

En considérant les rations consommées en conditions réelles (rations « observées ») comme des références, il est possible de modéliser des rations remplissant de nombreuses contraintes tout en cherchant à s'écarter le moins possible de ces références. Minimiser les écarts à l'observé (via la fonction objectif) est alors un moyen de maximiser l'acceptabilité (Darmon, E. L. Ferguson, et al. 2002; Maillot et al. 2009).

II. Objectifs spécifiques

Le système alimentaire actuel impacte fortement l'environnement de diverses manières (Foley et al. 2011; Rockström et al. 2009). L'urgence climatique relayée par les médias et le fait qu'environ 30% des émissions de gaz à effet de serre (GES) proviennent de ce secteur (Garnett 2011) ont attiré l'attention sur le besoin pressant de transition vers une alimentation plus écologique, et par extension, plus durable.

La définition de l'alimentation durable donnée par la FAO fait apparaître quatre dimensions : i) l'environnement, ii) le social, iii) l'économie et iv) la nutrition/santé. En effet, les caractéristiques attendues des régimes alimentaires durables sont i) d'avoir de faibles conséquences sur l'environnement et de contribuer à protéger et à respecter la biodiversité et les écosystèmes, ii) d'être culturellement acceptables, iii) économiquement équitables et accessibles, abordables ; iv) ils sont aussi nutritionnellement sûrs et sains, et permettent d'optimiser les ressources naturelles et humaines (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) 2010). La dimension nutrition a fait l'objet de plusieurs publications par l'équipe d'accueil au sein de laquelle la présente thèse a été menée (Maillot, Vieux, et al. 2010; Maillot et al. 2009; Maillot et al. 2011).

L'objectif général de cette thèse est de préciser la place de la nutrition parmi les autres dimensions de l'alimentation durable tout en progressant dans l'identification de choix alimentaires plus durables. De par leurs spécificités notamment nutritionnelles et environnementales, les produits animaux et leur rôle pour tendre vers une alimentation intégrant les différentes dimensions de l'alimentation durable ont reçu au cours de ces travaux une attention particulière. Concevoir une alimentation durable revient à résoudre un problème complexe et multifactoriel, puisqu'il s'agit de répondre simultanément à un certain nombre d'exigences relatives aux différentes dimensions de la durabilité. C'est pourquoi nous avons choisi d'utiliser l'optimisation de rations alimentaires par programmation linéaire (ou non-linéaire), une méthode puissante de résolution de problèmes particulièrement adaptée au domaine de la nutrition, pour étudier la compatibilité entre les différentes dimensions de l'alimentation durable.

La première étude (**article 1**) visait à analyser la compatibilité entre les différentes dimensions de l'alimentation durable. L'approche d'optimisation de rations alimentaires par programmation linéaire a été appliquée à des données de consommations alimentaires individuelles françaises, afin de répondre aux questions suivantes : en modifiant nos seuls choix alimentaires, peut-on réduire l'impact environnemental (estimé à travers les émissions de GES) de notre alimentation, et dans l'affirmative, comment ? Quel est l'impact de cette réduction sur la qualité nutritionnelle et le coût (dimension économique) de notre alimentation ? Est-ce possible de réduire les émissions de GES tout en atteignant l'adéquation nutritionnelle (c'est-à-dire en respectant simultanément toutes les recommandations nutritionnelles) ? Si oui, quel niveau de réduction des

émissions de GES est-il possible d'atteindre, et quelles sont les implications de ces nouveaux choix en termes d'écart aux habitudes de consommation, et donc d'acceptabilité culturelle des rations (dimension sociale)?

Les résultats de cette première étude ont apporté un éclairage nouveau sur les points de blocage et de compatibilité entre les différentes exigences de l'alimentation durable. Il nous a semblé cependant qu'aborder la dimension nutrition par la seule adéquation aux apports nutritionnels conseillés pouvait être réducteur. D'ailleurs, la définition de la FAO stipule que les régimes durables doivent être « nutritionnellement sûrs et sains », ce qui englobe non seulement la qualité nutritionnelle de l'alimentation mais aussi sa sécurité sanitaire et toxicologique (« food safety », en anglais). Or, que sait-on de la compatibilité entre ces deux sous-domaines de la dimension nutrition ? Une augmentation de la consommation de fruits et de légumes, de produits céréaliers complets et de poisson est recommandée pour atteindre un meilleur équilibre nutritionnel alors que certains de ces aliments sont des contributeurs majeurs à l'exposition à certains contaminants alimentaires (dioxines dans les poissons, résidus de pesticides dans les fruits...). La seconde étude (**article 2**) s'est penchée sur cette nouvelle question : les choix alimentaires permettant d'atteindre l'adéquation nutritionnelle ne risquent-ils pas d'augmenter l'exposition à certains contaminants au-delà des limites tolérables ? Nous avons utilisé la programmation linéaire afin d'intégrer simultanément des exigences sur un grand nombre de nutriments et de contaminants tout en contrôlant l'acceptabilité culturelle des rations modélisées.

Les résultats de la première étude ont également conforté le consensus scientifique selon lequel la réduction de la consommation de produits d'origine animale associée à une augmentation de celle de produits d'origine végétale est un levier majeur de réduction des émissions de GES de notre alimentation. Néanmoins, cette diminution du rapport animal/végétal dans la ration remet en question la pertinence d'évaluer la qualité nutritionnelle de l'alimentation en se basant uniquement sur les apports bruts en nutriments sans considérer leur source (animale ou végétale), leur matrice d'origine, ou les interactions entre nutriments et/ou composants alimentaires. En effet, l'efficacité biologique des nutriments ingérés dépend de leur biodisponibilité, laquelle peut grandement varier selon les matrices alimentaires et les composants présents dans le bol alimentaire. La troisième étude (**article 3**) a ainsi eu pour objectif d'estimer la biodisponibilité de nutriments clés (fer, zinc, vitamine A et protéines) dans l'alimentation française en prenant en compte la composition réelle des rations individuelles. L'originalité a été d'étudier la relation entre la biodisponibilité de ces nutriments clés et le ratio animal/végétal de l'alimentation.

Les études précédentes ne tenaient pas compte du fait que certains aliments sont co-produits (par exemple le lait et la viande bovine) et devraient donc être présents dans l'alimentation

de manière proportionnée, au risque sinon de poser des questions de gaspillage et/ou de dépendance aux échanges économiques, et d'une manière générale de durabilité des systèmes alimentaires. La quatrième étude (**article 4**) a donc aussi visé à améliorer le réalisme des changements alimentaires identifiés en intégrant des relations quantifiées entre aliments co-produits (la quantité de viande issue de la filière laitière était liée à la quantité de produits laitiers dans la ration). L'objectif de cette étude était ainsi d'identifier les implications de la prise en compte de la biodisponibilité et des liens de co-production sur les changements alimentaires nécessaires pour réduire l'impact environnemental tout en améliorant la qualité nutritionnelle de l'alimentation.

L'intégration conjointe de toutes les dimensions de l'alimentation durable au sein de modèles holistiques est extrêmement difficile, se heurtant au manque de base de données compilant des informations très diverses sur les aliments. L'objectif de l'**article 5** était donc de construire une base de données compilant pour plus de 200 aliments les indicateurs nécessaires pour aborder simultanément les quatre dimensions de l'alimentation durable : la qualité nutritionnelle et la sécurité toxicologique (dimension nutrition), le coût (dimension économique), l'impact environnemental (dimension environnementale) et l'acceptabilité culturelle (dimension sociale), ainsi que la part des produits animaux (par espèce). Plus largement, l'objectif était de développer une méthodologie de compilation de données relatives aux aliments applicable à différents contextes socioculturels et géographiques. Cette étape devrait grandement faciliter à l'avenir l'étude de la durabilité des consommations alimentaires par une approche multidimensionnelle.

III. Résultats

III.1. Article 1

Jusqu'où pouvons-nous diminuer les émissions de gaz à effet de serre alimentaires sans détériorer l'adéquation nutritionnelle, l'accessibilité financière, et l'acceptabilité sociale des rations ? Une étude de modélisation éclairant sur les choix alimentaires durables.

La durabilité de l'alimentation implique quatre dimensions : l'environnement, la nutrition, l'économie et le social. Si la notion de durabilité évoque généralement la dimension de l'environnement, les autres dimensions doivent également être intégrées lors de l'élaboration de rations plus durables alors même que leur compatibilité n'est pas garantie. L'objectif de l'étude était d'évaluer la compatibilité entre la réduction des émissions de gaz à effet de serre alimentaires, l'adéquation nutritionnelle, l'acceptabilité sociale et l'accessibilité financière des rations moyennes françaises.

A partir des consommations alimentaires observées en moyenne chez les hommes et les femmes vivant en France (*i.e.* les « rations observées » dans l'étude nationale sur les consommations alimentaires individuelles - INCA2), nous avons eu recours à la programmation linéaire pour générer des « rations modélisées » répondant à une contrainte croissante (par palier de 10%) de réduction des émissions de gaz à effet de serre, et à trois scénarios de contraintes nutritionnelles. Dans le premier scénario, aucune contrainte nutritionnelle n'était imposée ; dans le second scénario, des contraintes garantissant l'équilibre en macronutriments (protéines, lipides et glucides) étaient introduites; dans le troisième scénario, le set de contraintes nutritionnelles imposait le respect simultané de l'ensemble des recommandations nutritionnelles (c'est-à-dire que, en plus de l'équilibre en macronutriments, des teneurs minimales en vitamines, minéraux, fibres et acides gras essentiels étaient garanties, de même que des teneurs maximales en sodium, cholestérol, acides gras saturés et sucres libres). La qualité nutritionnelle des rations était évaluée par un score d'adéquation aux recommandations nutritionnelles (calculé sur les teneurs en 20 nutriments « positifs ») et sur la densité énergétique (un indicateur de « mauvaise » qualité nutritionnelle). La somme des écarts entre les quantités des aliments et des groupes d'aliments présents dans les rations modélisées vs. observées était minimisée et la valeur de cette somme a été suivie, de même que le coût estimé des rations.

Dans les modèles sans contrainte nutritionnelle comme dans ceux avec contraintes sur les seuls macronutriments, diminuer les émissions de gaz à effet de serre jusqu'à 30% ne modifiait pas les quantités des groupes d'aliments des rations modélisées par rapport aux rations observées (seules des substitutions au sein de ceux-ci ont eu lieu), n'entraînait pas de dégradation de la qualité nutritionnelle, et diminuait même le coût des rations. Cependant, des réductions plus poussées, au-

delà de 30%, entraînaient une diminution de la qualité nutritionnelle, d'autant plus importante que la réduction des émissions de gaz à effet de serre était importante. Dans le troisième modèle, le respect de toutes les recommandations nutritionnelles induisait une augmentation des quantités de fruits et légumes dans les rations modélisées et une légère augmentation du coût total. Dans ce modèle où l'adéquation nutritionnelle était garantie par les contraintes nutritionnelles, la diminution des émissions de gaz à effet de serre jusqu'à 30% a été réalisée principalement via la diminution de la viande de ruminant et de la charcuterie (au profit du poisson) et la diminution des plats préparés à base de produits animaux, sans diminution des produits laitiers. Des réductions plus importantes des émissions de gaz à effet de serre nécessitaient aussi la diminution de la quantité totale du groupe viande-poisson-œufs et des substitutions plus importantes au sein des autres grands groupes. A partir de 40% de réduction des gaz à effet de serre, la structure globale des rations modélisées était bouleversée par rapport à la ration moyenne observée. La diminution maximale atteinte par ce dernier modèle était de 70%, le respect de l'ensemble des recommandations nutritionnelles n'étant plus possible au-delà.

Nous avons montré par cette étude qu'une réduction de 30% de l'impact environnemental de l'alimentation des Français est possible sans détériorer les aspects nutritionnel, économique et social. Des réductions plus poussées seraient théoriquement possibles via des choix alimentaires particuliers, mais ne seraient pas durables car nécessiteraient soit de s'éloigner de façon plus drastique des habitudes de consommation alimentaires soit d'impacter défavorablement la qualité nutritionnelle de l'alimentation.

Nous pouvons désormais nous interroger quant aux impacts de ces changements alimentaires vers moins de produits animaux. Comme les nutriments, les apports en contaminants alimentaires sont susceptibles d'évoluer et nous pouvons envisager une éventuelle incompatibilité entre la nutrition et la toxicologie. Par ailleurs, la biodisponibilité des nutriments, schématiquement moins bonne dans les produits végétaux, pourrait fausser l'estimation de l'adéquation nutritionnelle. Enfin, que penser du maintien des quantités de produits laitiers alors que la viande de ruminant, dont une partie est issue de la filière laitière, disparaît des rations ?



How low can dietary greenhouse gas emissions be reduced without impairing nutritional adequacy, affordability and acceptability of the diet? A modelling study to guide sustainable food choices

Marlène Perignon^{1,†}, Gabriel Masset^{1,†}, Gaël Ferrari¹, Tangui Barré¹, Florent Vieux², Matthieu Maillot², Marie-Josèphe Amiot¹ and Nicole Darmon^{1,*}

¹NORT, Aix-Marseille Université, INRA, INSERM, Faculté de Médecine de la Timone, 27 Boulevard Jean Moulin, 13005 Marseille, France; ²MS-Nutrition, Marseille, France

Submitted 4 September 2015; Final revision received 1 February 2016; Accepted 2 March 2016

Abstract

Objective: To assess the compatibility between reduction of diet-related greenhouse gas emissions (GHGE) and nutritional adequacy, acceptability and affordability dimensions of diet sustainability.

Design: Dietary intake, nutritional composition, GHGE and prices were combined for 402 foods selected among those most consumed by participants of the Individual National Study on Food Consumption. Linear programming was used to model diets with stepwise GHGE reductions, minimized departure from observed diet and three scenarios of nutritional constraints: none (FREE), on macronutrients (MACRO) and for all nutrient recommendations (ADEQ). Nutritional quality was assessed using the mean adequacy ratio (MAR) and solid energy density (SED).

Setting: France.

Subjects: Adults (*n* 1899).

Results: In FREE and MACRO scenarios, imposing up to 30% GHGE reduction did not affect the MAR, SED and food group pattern of the observed diet, but required substitutions within food groups; higher GHGE reductions decreased diet cost, but also nutritional quality, even with constraints on macronutrients. Imposing all nutritional recommendations (ADEQ) increased the fruits and vegetables quantity, reduced SED and slightly increased diet cost without additional modifications induced by the GHGE constraint up to 30% reduction; higher GHGE reductions decreased diet cost but required non-trivial dietary shifts from the observed diet. Not all the nutritional recommendations could be met for GHGE reductions $\geq 70\%$.

Conclusions: Moderate GHGE reductions ($\leq 30\%$) were compatible with nutritional adequacy and affordability without adding major food group shifts to those induced by nutritional recommendations. Higher GHGE reductions either impaired nutritional quality, even when macronutrient recommendations were imposed, or required non-trivial dietary shifts compromising acceptability to reach nutritional adequacy.

Keywords
Diet-related greenhouse gas emissions
Diet sustainability
Food choices
Linear programming modelling
Food consumption
Dietary changes
Diet cost
Nutritional quality
Affordability
Cultural acceptability

Sustainable diets are defined as nutritionally adequate, safe and healthy, culturally acceptable, financially affordable and with low environmental impacts⁽¹⁾. Reducing emissions arising from the food system is a major lever for achieving greenhouse gas emission (GHGE) reduction targets^(2–4). This reduction could be partly achieved through shifts in food consumption since the same

quantities of different foods emit different levels of greenhouse gas, with livestock products being the largest emitters⁽⁵⁾. In the pioneering report *How Low Can We Go?*, Audsley *et al.*⁽⁶⁾ explored a set of scenarios to reduce UK GHGE by 70% by 2050, and suggested that a vegetarian diet or a reduction in livestock product consumption could help meet this target. In parallel, public health authorities recommend consuming plenty of plant-based foods and a moderate amount of animal products, especially red

† These authors contributed equally to this work.

*Corresponding author: Email nicole.darmon@univ-amu.fr

© The Authors 2016. This is an Open Access article, distributed under the terms of the Creative Commons Attribution licence (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>), which permits unrestricted re-use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.





and processed meats⁽⁷⁾. Hence it has been suggested that dietary changes aimed at reducing diet-related GHGE may also promote health^(8,9).

Some studies investigating dietary scenarios^(10,11) or self-selected diets⁽¹²⁾ with reduced meat consumption in the UK have strengthened the message of a compatibility between health and environmental dimensions. However, in a Dutch cohort, the GHGE of usual diets were not associated with mortality, indicating that an environmentally friendlier diet is not necessarily a healthier diet⁽¹³⁾. Other studies showed that higher nutritional quality was associated with higher GHGE in self-selected French diets^(14,15). Thus there is still no consensus on the compatibility between health or nutrition and environmental dimensions.

Affordability is another important dimension of sustainable diets⁽¹⁾. Healthy diets are known to be generally more expensive than unhealthy diets^(16,17), as recently confirmed in studies investigating affordability, healthy dietary pattern and GHGE⁽¹²⁾.

Diet optimization by linear programming has been used in human nutrition to assess the compatibility between nutritional adequacy and affordability of diets, or the gaps in consumption between observed and recommended dietary patterns at population and individual levels^(18–21). Linear programming is also a powerful tool to design nutritious diets with a low environmental impact: two studies combined affordability, GHGE reduction and nutritional adequacy in linear programming models^(22,23). However, these modelling studies were not based on observed food consumption data, which may compromise the cultural acceptability of the proposed modelled diets.

The main objective of the present study was to assess – using diet modelling with linear programming – the compatibility between the reduction of dietary GHGE and the other dimensions of diet sustainability, namely nutritional adequacy, cultural acceptability and affordability. The population's mean observed diet was considered a proxy for a culturally acceptable diet. Thus, to avoid deteriorating the acceptability as much as possible, the models minimized the departure, in terms of food content, from the mean observed diet. The impact of stepwise GHGE reductions on nutritional quality, cost and cultural acceptability of modelled diets was assessed for increasingly stringent levels of nutritional constraints.

Materials and methods

Population sample and dietary data

Dietary intakes were derived from the 7 d food records of a nationally representative stratified random sample of French adults (n 2624; aged >18 years) participating in the Second French Individual and National Study on Food Consumption cross-sectional dietary survey (*Étude Individuelle et Nationale sur les Consommations*

Alimentaires, INCA2), conducted in 2006–2007 by ANSES (the French agency for food, environmental and occupational health safety)⁽²⁴⁾. After exclusion of energy under-reporters using Black's equations⁽²⁵⁾ and individuals consuming hypo-energetic meal substitutes, the present analysis was conducted on a final sample of 1899 adults, aged 47.1 (sd 15.3) years, of whom 1126 were women. The CIQUAL database associated with the survey gives the detailed nutrient composition of all the foods declared to be consumed by the participants (1342 foods and beverages, including water).

Greenhouse gas emissions of foods

GHGE estimates, expressed in grams of CO₂ equivalents (g eqCO₂), were assigned by the environmental consulting firm Bio by Deloitte (formerly Greenext Service, Paris, France) to 402 foods either selected as being among those most consumed by INCA2 participants, as described by Vieux *et al.*⁽¹⁴⁾, or identified as having a potential nutritional and/or environmental utility (e.g. soya-based products, some unrefined starchy foods, chestnuts). The GHGE values were assigned based on a hybrid input–output/life cycle assessment (LCA) method using the international ISO 1404x:2006 LCA standards^(26,27) and the specific French BP X30-323-0 guidelines⁽²⁸⁾. The estimates include the whole life cycle of foods, from farm production to usage and waste management of packaging, but exclude emissions arising from indirect land-use change and the highly variable emissions from consumers' transport from retail to home. For composite food items, the LCA analysis considers the GHGE of each ingredient and their proportion in the product, based on the recipes provided by the INCA2 survey. The hybrid approach combined French trade and production data^(29,30) and standard life cycle inventory data (e.g. Ecoinvent⁽³¹⁾) so that the GHGE values assigned reflected the average food products as consumed in the French market⁽³²⁾.

Aggregation of dietary data

The intakes of the 1342 foods declared to be consumed by INCA2 participants were aggregated into the 402 foods for which GHGE estimates were available, using a nutritional Euclidean distance method developed specifically for the study (see online supplementary material, Supplemental methods, for a full description). Energy and nutrient intakes calculated with the original database of 1342 foods and with the aggregated database of 402 foods are given in Supplemental Table 1.

Diet modelling by linear programming

Linear programming models were developed to design diets with reduced GHGE and subjected to a set of nutritional constraints, while remaining as close as possible to the mean diet of the French adult population. The impact of the GHGE constraint on food choices,



Table 1 Constraints in the FREE, MACRO and ADEQ scenarios

	Women	Men	FREE	MACRO	ADEQ	Reference
Nutritional constraints						
Proteins (% of total energy)	10–20		–	applied	applied	(33)
Carbohydrates (% of total energy)	50–75		–	applied	applied	(34)
Fats (% of total energy)	20–35		–	applied	applied	(35)
Linolenic acid (% of total energy)	>0.5		–	–	applied	(35)
Linoleic acid (% of total energy)	2.5–9.0		–	–	applied	(35)
EPA + DHA (g/d)	>0.25		–	–	applied	(35)
PUFA (% of total energy)	6–11		–	–	applied	(35)
SFA (% of total energy)	<10		–	–	applied	(7)
Cholesterol (mg/d)	<300		–	–	applied	(7)
Free sugars (% of total energy)	<10		–	–	applied	(7)
Na (mg/d)	1500–2365	1500–2759	–	–	applied	(37)
Fibre (g/d)	>30	>30	–	–	applied	(36)
Ca (mg/d)	≥900	≥900	–	–	applied	(36)
Cu (mg/d)	≥1.5	≥2	–	–	applied	(36)
Fe (mg/d)	≥16	≥9	–	–	applied	(36)
Iodine (mg/d)	≥150	≥150	–	–	applied	(36)
Mg (mg/d)	≥360	≥420	–	–	applied	(36)
P (mg/d)	≥750	≥750	–	–	applied	(36)
K (mg/d)	≥3100	≥3100	–	–	applied	(36)
Se (µg/d)	≥50	≥60	–	–	applied	(36)
Vitamin A (µg/d)	600–1600	800–1800	–	–	applied	(36)
Thiamin (mg/d)	≥1.1	≥1.3	–	–	applied	(7)
Riboflavin (mg/d)	≥1.5	≥1.6	–	–	applied	(7)
Niacin (mg/d)	≥11	≥14	–	–	applied	(7)
Vitamin B ₁₂ (µg/d)	≥2.4	≥2.4	–	–	applied	(7)
Pantothenic acid (mg/d)	≥5	≥5	–	–	applied	(7)
Vitamin B ₆ (mg/d)	≥1.5	≥1.8	–	–	applied	(7)
Folic acid (µg/d)	≥300	≥330	–	–	applied	(7)
Vitamin C (mg/d)	≥110	≥110	–	–	applied	(7)
Vitamin D (µg/d)	≥5	≥5	–	–	applied	(7)
Vitamin E (mg/d)	≥12	≥12	–	–	applied	(7)
Zn (mg/d)	≥10	≥12	–	–	applied	(7)
Total energy (kcal/d)	Equal to the total energy of the mean observed diet*		applied	applied	applied	
Cultural acceptability constraints						
Total weight	80–120 % of total weight of the mean observed diet†		applied	applied	applied	
Foods, food groups and subgroups	<90th percentile, calculated on the mean observed diet†,‡		applied	applied	applied	
Environmental constraints						
Total dietary GHGE	Incremental reduction (10 %) from level in the observed diet		applied	applied	applied	

FREE: no nutritional constraints; MACRO, constraints on macronutrients only; ADEQ, constraints on all nutrients; GHGE, greenhouse gas emissions.

*8109 kJ/d (1938 kcal/d) for women, 10 891 kJ/d (2603 kcal/d) for men.

†Calculated for men and women separately.

‡For foods, non-consumers excluded; for food subgroups and groups, non-consumers included.

nutritional quality and cultural acceptability was evaluated by incrementally decreasing diet-related GHGE. Three levels of nutritional exigencies were defined by increasingly stringent nutritional constraints. The cultural acceptability dimension was considered through the objective function by minimizing departure from the mean observed diet. In addition, acceptability constraints on food quantities and energy were used in all models to ensure that the modelled diets remained within the range of diets actually consumed by the general French adult population. All linear programming models were run using the statistical software package SAS version 9.4. The characteristics of the linear programming models (objective function and constraints) are summarized in Table 1.

Nutritional constraints defining the FREE, MACRO and ADEQ scenarios

To assess the compatibility between the imposed reductions of dietary GHGE and nutritional quality of

modelled diets, three nutritional scenarios were designed based on increasingly stringent levels of nutritional constraints: (i) no nutritional constraints (FREE scenario); (ii) constraints on macronutrients only (MACRO scenario), in which proteins, total fat and carbohydrates were constrained to minimal and maximal percentages of total energy; and (iii) constraints on all nutrients (ADEQ scenario), in which, in addition to macronutrients, micronutrients, fibre and fatty acids were constrained to a minimal quantity based on the RDA estimated to meet the nutrient needs of 97.5 % of adults in the population and/or a maximal quantity based on recommended upper limits. The values of the nutritional constraints, summarized in Table 1, were derived from WHO recommendations for proteins^(7,33), carbohydrates⁽³⁴⁾, total fat, linoleic acid, α-linolenic acid, DHA and EPA, total PUFA⁽³⁵⁾, cholesterol, SFA and free sugars⁽⁷⁾; from the French recommendations for fibre, ten vitamins and nine minerals⁽³⁶⁾; and from the Nordic Nutrient



Recommendations for Na⁽³⁷⁾. The models were run separately for men and women since observed intakes and nutritional recommendations differ between genders.

Environmental constraint: reductions in greenhouse gas emissions

For each of the three scenarios of nutritional constraints, modelled diets were designed at increasingly stringent levels of GHGE reduction. The constraint imposing the total dietary GHGE reduction was gradually strengthened in 10% steps, starting from no imposed reduction from the GHGE value of the mean observed diet up to the maximal reduction achievable.

Acceptability constraints

To avoid unrealistic modelled diets, the total food quantity was constrained to range between 80% and 120% of the mean observed intake (2920 g/d for men, 2581 g/d for women); the total energy had to be equal to the energy of the mean observed diet (10 916 kJ/d (2609 kcal/d) for men and 8109 kJ/d (1938 kcal/d) for women); and the food item, food group and food subgroup quantities were constrained to be lower than the 90th percentile of the observed intakes. The percentiles were calculated by gender, for consumers only in the case of food items and for the whole population in the case of food groups and subgroups.

Objective function

In order to translate the objective of remaining as close as possible to the observed diet, the objective function of the linear programming models was defined as the minimization of the total departure between the observed and modelled diets, at both the food item (n 402) and the food group (n 8; adapted from the food groups used for the French food-based dietary guidelines⁽³⁸⁾: Meat/Fish/Eggs, Dairy Products, Fruit and Vegetables, Starch, Foods High in Fat/Salt/Sugar, Drinks, Seasonings, Mixed Dishes) levels. The objective function was expressed mathematically by:

$$\text{Minimize } f = \frac{1}{402} \sum_{i=1}^{402} ABS \left(\frac{Q_{opt,i} - Q_{obs,i}}{Q_{obs,i}} \right) + \frac{1}{8} \sum_{j=1}^8 ABS \left(\frac{Q_{opt,j} - Q_{obs,j}}{Q_{obs,j}} \right), \quad (1)$$

where i represents the 402 foods and j the eight food groups, ABS refers to absolute value, Q_{obs} is the mean observed quantity and Q_{opt} the optimized quantity.

The absolute function being non-linear, f was then transformed into a linear function, as previously described by Darmon *et al.*⁽¹⁹⁾, so that linear programming could be applied.

An alternative objective function minimizing the GHGE was used to assess the maximal GHGE reduction achievable for each scenario.

Strength of nutritional constraints

The dual value, calculated for each nutritional constraint as the improvement in the objective function when the constraint is relaxed by 1%, enabled us to evaluate how restrictive the constraints were and to compare their strength. A non-zero dual value indicated that the corresponding constraint was restrictive, i.e. that fulfilling the constraint had an influence on food selection and thus on deviation from the observed diet. A null dual value indicated that the constraint was not restrictive. The higher the absolute dual value, the more difficult the constraint was to meet.

Nutritional quality assessment

The mean adequacy ratio (MAR), the mean excess ratio (MER) and the solid energy density (SED) were used to assess the nutritional quality of the observed and modelled diets, as previously described by Vieux *et al.*⁽¹⁴⁾.

The MAR was calculated for each diet as the mean percentage of daily recommended intakes for twenty key nutrients (proteins, fibre, Ca, K, Fe, Mg, Zn, Cu, iodine, Se, vitamin A, vitamin C, vitamin D, vitamin E, thiamin, riboflavin, niacin, vitamin B₆, folic acid and vitamin B₁₂) by:

$$MAR = \frac{1}{20} \sum_{bn=1}^{20} \frac{Q_{bn}}{RDA_{bn}} \times 100, \quad (2)$$

where Q_{bn} is the daily quantity of each beneficial nutrient (bn) and RDA_{bn} is the corresponding recommended intake for this nutrient. The reference values for the twenty recommended nutrients are given in Table 1. Each ratio ($Q_{bn}/RDA_{bn} \times 100$) > 100 was set to 100, so that a high intake of one nutrient could not compensate for the low intake of another⁽¹⁴⁾.

MER was calculated for each diet as the mean daily percentage of the maximum recommended values (MRV) for three nutrients to limit, namely SFA, Na and free sugars, by:

$$MER = \left(\frac{1}{3} \sum_{ln=1}^3 \frac{Q_{ln}}{MRV_{ln}} \times 100 \right) - 100, \quad (3)$$

where Q_{ln} is the daily quantity of each nutrient to limit (ln) and MRV_{ln} is the corresponding maximum recommended value for this nutrient (Table 1). The term 'free sugars' refers to added sugars plus sugars naturally present in honey, syrups and fruit juices⁽⁷⁾. The MRV for SFA and free sugars corresponded to 10% of the energy of the mean observed diet. The MRV for Na was 2759 and 2365 mg for men and women, respectively, and corresponded to a daily intake of 7 and 6 g NaCl. Each ratio ($Q_{ln}/MRV_{ln} \times 100$) < 100 was set to 100, so that a low intake of one harmful nutrient could not compensate for the high intake of another.

The SED, expressed in kcal/100 g (1 kcal = 4.184 kJ), was calculated as the ratio between energy intake and diet weight. As proposed by Ledikwe *et al.*⁽³⁹⁾, only items typically consumed as foods, including soups, were included in the calculation of SED, whereas foods typically



consumed as beverages, such as milk, juices and other drinks, were excluded.

Acceptability assessment

The dimension of acceptability was assessed by analysing the changes of quantity (g/d) occurring for each food group and subgroup, and by calculating the percentage of departure from food quantities in the population's mean observed diet. It was assumed that diets similar, in terms of food composition, to the mean observed diet could be considered as culturally acceptable, with the greatest departure from the observed diet having the highest risk of lower cultural acceptability. The absolute departure was calculated both at the food item level, corresponding to the first term of the objective function, and at the food group level, corresponding to the second term of the objective function.

Diet cost assessment

Diet cost was estimated based on food prices obtained from the 2006 Kantar Worldpanel purchase database⁽⁴⁰⁾, which gives the annual expenditure and the quantity purchased for each food item available on the market in a representative sample of 12 000 French households. The mean national prices of the 402 food items were calculated by dividing annual expenditures by the quantities purchased, as previously described by Masset *et al.*⁽¹⁵⁾, and are representative of the most frequently purchased form of each item.

Results

The GHGE of the mean observed diet were 3667 g eqCO₂/d and 4896 g eqCO₂/d for women and men, respectively. The maximal GHGE reductions from these observed levels achievable under the constraints were 82.6%, 82.2% and 69.7% reduction for women, and 81.9%, 79.9% and 74.0% reduction for men, for the FREE, MACRO and ADEQ scenarios, respectively.

Results of the diets modelled by linear programming are detailed below for women's models only. Results obtained for men's models are presented in the online supplementary material, Supplemental Table 2 and Supplemental Figs 1–3.

Impact of reduction in greenhouse gas emissions on nutritional quality

The MAR, MER and SED of the observed and modelled diets are presented in Fig. 1(a) to 1(c).

In the mean observed diet, the MAR, MER and SED were 89.9%, 20.7% and 162 kcal/100 g (678 kJ/100 g), respectively. Thirteen nutrients had a content below 100% of the RDA, with fibre, vitamin D and Fe contents in particular covering less than 80% of the RDA (Table 2). SFA and Na contents exceeded the recommended upper limits.

In the FREE scenario, the MAR and SED of the modelled diets remained similar to those of the mean observed diet for

moderate GHGE reductions ($\leq 30\%$). Strengthening the GHGE constraint for reductions higher than 30% induced a progressive decrease in the MAR and an increase in the SED.

In the MACRO scenario, adding constraints on macronutrients with no imposed reduction of GHGE did not affect the MAR or SED, but increased the MER, when compared with the mean observed diet. When imposing the GHGE constraint, the modelled diets had a similar MAR and SED as in the FREE scenario, whatever the GHGE reductions. For moderate GHGE reductions ($\leq 30\%$), the MER of MACRO models were higher than for diets modelled under the FREE scenario (Fig. 1(b)). Strengthening the GHGE reduction tended to reduce the MER.

In the ADEQ scenario, the nutritional constraints ensured that the MAR reached 100% and the MER 0%. The nutritional constraints also induced a reduction of SED compared with both the observed diet and the diets modelled under the FREE and MACRO scenarios. This reduction of the SED reflects an increase in total diet weight induced by the set of nutritional constraints. Imposing GHGE reductions up to 30% did not induce any additional modifications of the SED, but higher GHGE reductions required decreasing the total diet weight, and thus increasing the SED.

Impact of reduction in greenhouse gas emissions on diet composition

The food group quantities of each modelled diet are presented in Fig. 2. In the FREE and MACRO scenarios (Fig. 2(a) and 2(b)), food group quantities did not deviate from those of the mean observed diet for moderate GHGE reductions ($\leq 30\%$). Reductions ranging from 30 to 60% induced a progressive decrease in the Meat/Fish/Eggs (MFE) group quantities. Higher GHGE reductions ($\geq 60\%$) required additional food group modifications, namely an increase of the Starch group quantities and a reduction in quantities of the Fruits and Vegetables (FV) and Dairy Products (Dairy) groups. The Seasonings and Foods High in Fat/Salt/Sugar (HFSS) groups did not deviate from their quantity in the mean observed diet, whatever the strength of the GHGE constraint.

In the ADEQ scenario, respecting the set of nutritional constraints with no imposed reduction of GHGE increased the FV quantity up to approximately 500 g/d (Fig. 2(c)). This was explained mainly by an increase in fruit quantity (+57% from the quantity in the observed diet), as shown in Fig. 3(a) presenting the food subgroup quantities. Adding a GHGE constraint up to 40% reduction did not require any additional changes in food group quantities, except progressively larger decreases in MFE quantities for reductions $\geq 20\%$. However, other substitutions occurred within food groups (Fig. 3). Within the Dairy food group (Fig. 3(c)), cheese was reduced by almost 50% from its quantity in the observed diet, in favour of milk. Within the Mixed Dishes food group (Fig. 3(e)), mixed dishes containing animal products were approximately halved

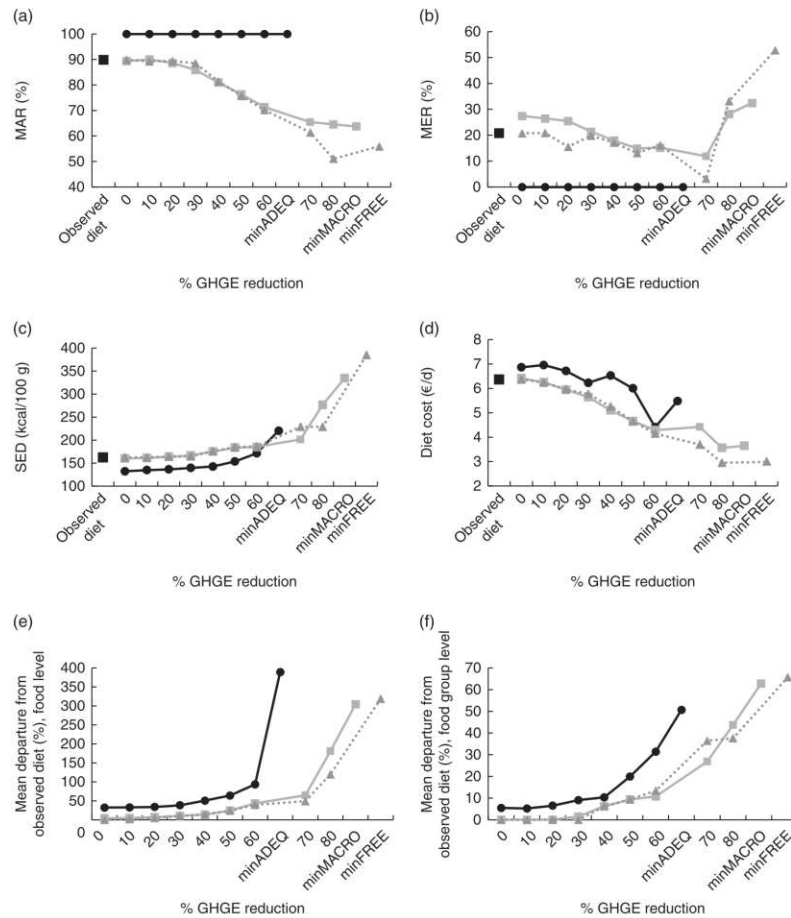


Fig. 1 (a) Mean adequacy ratio (MAR), (b) mean excess ratio (MER), (c) solid energy density (SED), (d) diet cost, (e) mean departure from the observed diet at food level and (f) mean departure from the observed diet at food group level, for the mean observed diet (■) and for modelled diets at different levels of dietary GHGE reduction under the FREE (▲), MACRO (■) and ADEQ (●) scenario, for French women (GHGE, greenhouse gas emissions; FREE, no nutritional constraints; MACRO, constraints on macronutrients only; ADEQ, constraints on all nutrients; minFREE, maximal GHGE reduction (82.6%) achievable under the constraints of the FREE scenario; minMACRO, maximal GHGE reduction (82.2%) achievable under the constraints of the MACRO scenario; minADEQ, maximal GHGE reduction (69.7%) achievable under the constraints of the ADEQ scenario; 1 kcal=4.184 kJ)

in favour of plant-based mixed dishes. Within the MFE food group (Fig. 3(f)), deli and ruminant meats were substituted by the fish subgroup. GHGE reductions higher than 40% were associated with further decrease in the MFE quantities (suppression of ruminant meat and progressive decrease of the pork, poultry and eggs (PPE) subgroup) together with additional changes at the food group level: the Mixed Dishes group quantity decreased (both animal- and plant-based subgroups) and the Starch group quantity increased (mainly higher quantities of grains and potatoes; Fig. 3(b)). Quantity of the HFSS group

remained equal to its levels in the observed diet whatever the GHGE reduction.

Impact of reduction in greenhouse gas emissions on acceptability

In terms of acceptability, the absolute departure from the mean observed diet remained very low for moderate GHGE reductions in the FREE and MACRO scenarios. In the ADEQ scenario, imposing the set of nutritional constraints with no imposed reduction of GHGE induced a departure of approximately 30% from the observed



Compatibility of sustainable diet dimensions

Table 2 Nutrient levels (percentage of the RDA or percentage of the upper limit) in the mean observed diet and in the FREE, MACRO and ADEQ modelled diets at different levels of GHGE reduction from the value of the mean observed diet for French women

Nutrient	Observed diet	FREE										MACRO										ADEQ									
		% GHGE reduction										% GHGE reduction										% GHGE reduction									
		0	10	20	30	40	50	60	70	80	min	0	10	20	30	40	50	60	70	80	min	0	10	20	30	40	50	60	min		
Proteins	154	149	147	141	118	102	94	79	65	74	162	158	152	140	120	103	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100			
Carbohydrates	84	85	86	89	96	101	103	109	118	109	100	100	100	100	100	103	104	109	109	110	100	100	100	100	100	100	100	100			
Fats	189	190	191	190	184	182	180	174	161	180	146	149	156	163	174	175	175	164	167	163	145	146	151	162	168	159	154	167			
Linoleic acid	220	225	242	232	224	260	257	326	414	456	155	171	219	222	221	223	374	358	484	454	203	204	208	257	302	269	321	360			
Linolenic acid	127	127	128	131	131	127	129	120	108	145	191	116	116	123	124	126	129	116	108	140	190	122	117	124	135	123	135	146	152		
EPA + DHA	140	140	147	180	386	133	104	99	29	11	6	139	146	149	145	133	104	109	131	74	38	239	244	231	229	270	284	242	336		
PUFA	106	106	108	116	116	107	121	119	145	185	206	78	85	105	106	106	106	168	161	215	206	100	100	102	123	142	129	151	170		
Ca	93	93	95	96	96	91	77	72	51	47	41	96	98	95	90	90	79	76	55	46	41	100	100	100	100	100	100	100	100		
Cu	98	98	98	97	89	87	86	83	73	79	79	98	98	97	89	86	88	82	75	81	76	150	150	150	145	145	148	149	101		
Fe	68	68	68	66	66	61	57	60	67	73	96	73	73	70	68	60	60	60	72	87	89	100	100	100	100	102	100	110	136		
Fibre	56	56	57	58	61	61	61	59	59	54	57	59	60	61	63	62	62	58	56	54	61	100	100	100	100	100	100	100	100		
Iodine	80	80	85	87	90	75	66	68	63	58	30	82	84	88	85	74	68	72	75	61	36	100	100	100	100	100	100	100	100		
Mg	81	81	74	71	68	62	57	55	50	49	91	81	80	70	66	62	58	57	56	84	95	108	106	102	106	103	103	120	150		
P	150	149	148	144	126	111	98	74	62	110	154	154	149	140	126	112	104	90	103	125	125	176	175	175	166	163	157	147	199		
K	88	88	79	78	75	68	64	55	45	37	36	88	87	77	73	67	64	57	46	39	41	106	100	100	100	100	100	100	100		
Se	194	194	196	219	234	216	211	205	187	177	196	189	192	212	214	210	211	212	242	330	216	193	189	217	219	248	240	208	230		
Vitamin A	178	178	182	171	154	143	118	84	64	32	9	165	172	170	151	134	118	76	57	26	9	170	161	171	162	195	173	136	147		
Thiamin	100	100	100	98	95	83	72	68	56	47	95	101	101	98	95	82	72	69	64	68	100	114	115	114	111	103	100	100	143		
Riboflavin	108	108	108	105	98	83	73	64	40	29	40	110	113	107	96	84	73	67	46	37	42	126	121	120	115	107	100	100	100		
Niacin	152	140	128	120	95	82	74	60	60	70	154	146	146	131	117	95	82	77	67	104	80	182	185	175	159	147	150	151	150		
Vitamin B ₁₂	376	376	362	362	408	294	268	239	186	27	18	378	365	352	315	294	268	266	192	145	123	246	236	225	203	326	293	176	228		
Pantothenic acid	98	98	99	97	91	73	65	58	48	38	39	99	104	97	89	73	65	59	50	43	45	122	118	118	113	104	100	100	100		
Vitamin B ₆	104	101	97	96	79	70	63	56	47	78	102	99	94	89	78	71	64	54	60	78	78	136	137	135	130	122	124	125	150		
Folic acid	87	86	87	82	75	66	58	53	36	29	91	93	90	82	74	67	58	51	42	33	33	108	103	109	104	100	100	100	102		
Vitamin C	89	88	88	82	80	78	50	43	27	12	86	86	86	86	77	79	78	50	33	15	11	100	100	100	100	100	100	100	100		
Vitamin D	70	70	76	86	161	61	47	42	15	13	9	68	74	74	72	60	47	45	35	16	7	100	100	100	100	100	100	100	100		
Vitamin E	104	104	107	122	127	132	157	163	215	250	232	75	86	93	105	123	135	198	197	235	223	111	109	119	129	183	131	143	191		
Zn	88	88	79	78	73	65	58	54	52	52	64	91	83	80	73	65	59	57	64	74	75	103	100	100	100	100	100	106	123		
Cholesterol*	100	100	117	117	110	67	41	36	26	6	3	92	110	116	108	68	41	37	34	12	7	100	100	100	93	67	48	18	16		
Free sugars*	99	99	99	98	118	120	124	109	195	258	131	126	126	119	120	122	122	106	177	197	197	100	100	100	100	99	100	95	100		
Na*	119	119	120	124	139	122	119	120	101	105	53	138	141	139	136	126	121	121	130	108	81	100	100	100	100	100	100	100	81		
SFA*	143	143	142	123	120	111	100	105	94	77	82	113	113	111	109	106	101	102	91	76	60	100	100	100	100	100	100	100	99		

FREE: no nutritional constraints; MACRO: constraints on macronutrients only; ADEQ: constraints on all nutrients; GHGE: greenhouse gas emissions; minFREE, maximal GHGE reduction (82.6%) achievable under the constraints of the FREE scenario; minMACRO, maximal GHGE reduction (82.2%) achievable under the constraints of the MACRO scenario; minADEQ, maximal GHGE reduction (69.7%) achievable under the constraints of the ADEQ scenario. Results are percentage of the RDA unless otherwise stated. *Percentage of the upper limit.

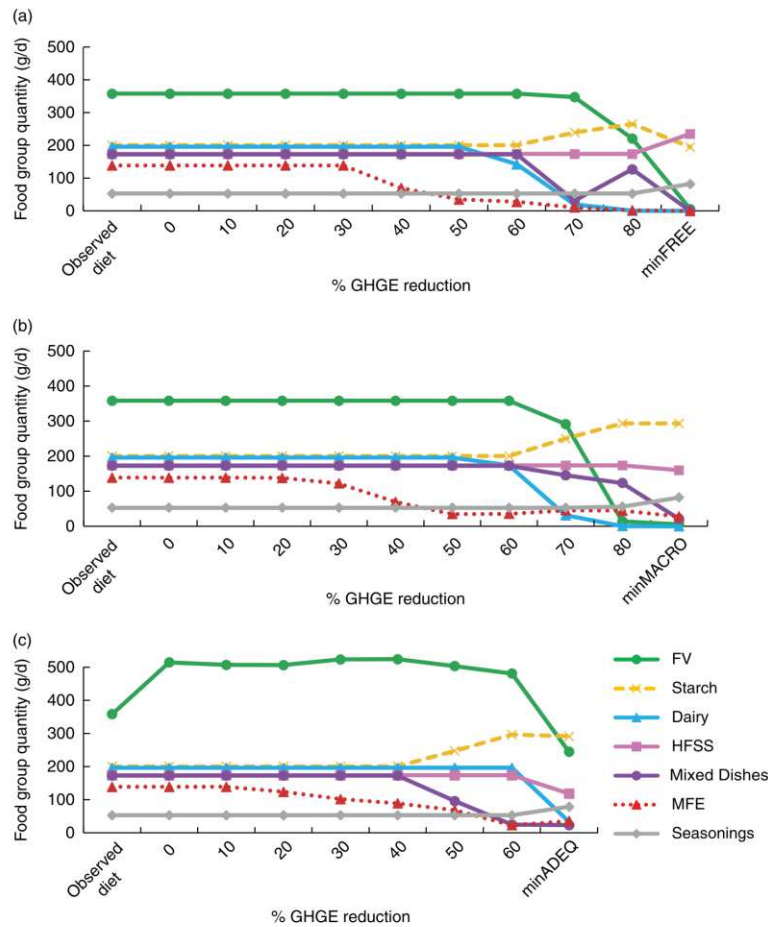


Fig. 2 Food group quantities (g/d) in the mean observed diet and at different levels of dietary GHGE reduction from the value of the mean observed diet under the FREE (a), MACRO (b) and ADEQ (c) modelled diets for French women (GHGE, greenhouse gas emissions; FREE, no nutritional constraints; MACRO, constraints on macronutrients only; ADEQ, constraints on all nutrients; FV, Fruits and Vegetables; Dairy, Dairy Products; HFSS, Foods High in Fat/Sugar/Salt; MFE, Meat/Fish/Eggs; minFREE, maximal GHGE reduction (82.6%) achievable under the constraints of the FREE scenario; minMACRO, maximal GHGE reduction (82.2%) achievable under the constraints of the MACRO scenario; minADEQ, maximal GHGE reduction (69.7%) achievable under the constraints of the ADEQ scenario)

diet at the food level and of 5% at the food group level (Fig. 1(e) and 1(f)). For moderate GHGE reductions ($\leq 30\%$), the absolute departure remained close to these values. Higher GHGE reductions ($>30\%$) increased departure from the observed diet significantly.

Impact of reduction in greenhouse gas emissions on diet cost

The cost of the mean observed diet was 6.4 €/d (Fig. 1(d)). The cost of the diets modelled under the FREE and MACRO scenarios were similar to or lower than the cost of the mean observed diet. Under those scenarios,

strengthening the GHGE constraint tended to reduce diet cost.

Imposing the nutritional constraints of the ADEQ scenario slightly increased the cost of the diet. High GHGE reductions ($\geq 50\%$) decreased diet cost.

Minimization of greenhouse gas emissions

Changing the objective function for a minimization of GHGE induced dramatic changes in terms of diet composition (Figs 2 and 3). Minimizing the GHGE induced elimination of the Dairy group for both FREE and MACRO

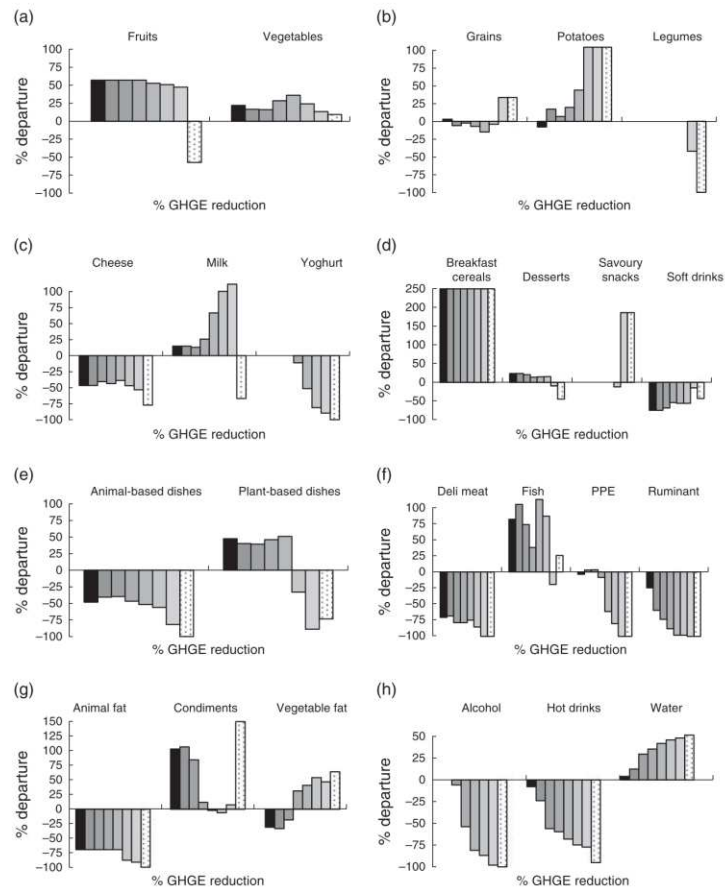


Fig. 3 Departure from subgroup quantities in the observed diet (%) for the ADEQ scenario at different levels of dietary GHGE reduction (% GHGE reduction: ■, 0; ▨, 10; ▩, 20; ▪, 30; ▫, 40; ▬, 50; ▮, 60; □, min) for French women, according to food group: (a) Fruits and Vegetables; (b) Starch; (c) Dairy Products; (d) Foods High in Fat/Sugar/Salt; (e) Mixed Dishes; (f) Meat/Fish/Eggs; (g) Seasonings; (h) Drinks (ADEQ, constraints on all nutrients; GHGE, greenhouse gas emissions; min: maximal GHGE reduction (69.7%) achievable under the constraints of the ADEQ scenario; PPE, pork, poultry and eggs)

scenarios (Fig. 2(a) and 2(b)). Without any nutritional constraints (FREE scenario), the MFE and Mixed Dishes groups were also eliminated, while FV was reduced to less than 6 g/d, leading to a modelled diet composed mainly of three food groups: HFSS, Starch and Seasonings, with almost half of the energy provided by HFSS. In the ADEQ scenario, minimizing the GHGE did not suppress any food category, but induced reductions of the FV quantity down to 245 g/d and of MFE down to 35 g/d.

Strength of nutritional constraints

The comparative strength of each nutritional constraint was evaluated through the analysis of dual values

(data not shown). In the MACRO scenario, the most difficult constraint to meet was the minimum energy contribution of carbohydrates ($\geq 50\%$) for GHGE reductions $\leq 50\%$ and of proteins ($\geq 10\%$) for highest GHGE reductions. In the ADEQ scenario, the minimum quantity of fibre (>30 g) was the most difficult constraint to meet. Respecting the upper limit of Na (<2365 mg) was also constraining, especially for GHGE reductions $<40\%$. Strengthening of the GHGE constraint increased the difficulty in meeting the recommendations for Ca and K. These two recommendations were the most difficult to meet, followed by fibre, when GHGE was minimized.

The main impacts of GHGE reductions on the nutritional quality, diet composition and diet cost observed



for women were similar for men's models. These are presented in the online supplementary material, Supplemental Table 2 and Supplemental Figs 1–3.

Discussion

Based on three nationally representative French data sets, namely on dietary intakes, food prices and food GHGE, the present study shows that diet-related GHGE may be reduced by 30% while reaching nutritional adequacy without requiring major additional dietary shifts, at the food group level, than those induced by meeting nutritional recommendations, and at a similar cost. Combining cultural acceptability and nutritional adequacy at higher GHGE reductions (>30%) was not achievable. Such GHGE reductions either impaired nutritional quality, even when recommendations on macronutrients were imposed, or required non-trivial dietary shifts compromising acceptability to reach nutritional adequacy.

By modelling diets at increasingly stringent levels of nutritional constraints, the present study shows that the nutritional dimension of diet sustainability should not be overlooked when acting on GHGE mitigation. Imposing constraints on macronutrients only (proteins, lipids and carbohydrates) did not ensure nutritional adequacy any better than with no nutritional constraint, and even impaired it: the MER actually increased for moderate GHGE reductions ($\leq 30\%$), indicating higher quantities of nutrients to be limited, namely free sugars and Na. Imposing higher GHGE reductions (>30%) without stringent nutritional constraints decreased the MAR, indicating a diet with lower quantities of beneficial nutrients. Hence in the absence of constraints imposing nutritional adequacy, nutritional quality was impaired by GHGE reduction. These results highlight the need to consider the nutritional dimension through appropriate indicators when investigating alternative diets with lower environmental impact.

By modelling diets minimizing the GHGE, the present study showed that the maximal GHGE reduction achievable from the observed level, while respecting all the nutritional recommendations, was 69.7% for women and 74.0% for men. A similar level of GHGE reduction (70%) was investigated by Audsley *et al.* through a combination of mitigation measures from different sectors⁽⁶⁾. Sáez-Almendros *et al.* also suggested that a shift towards a Mediterranean diet would result in a 72% reduction of the Spanish GHGE⁽⁴¹⁾, but this required extreme energy restrictions. Our results showed that reaching the maximal reductions of 69.7% and 74.0% without energy restrictions required extreme food pattern changes and departure from the observed diet, thus compromising the acceptability of such alternative diets. The model could not identify a combination of foods respecting all the constraints for higher GHGE reductions (>70%),

indicating that nutritional adequacy could not be reached with habitual food items for such a level of GHGE reduction. The nutrients for which needs were the most difficult to fulfil for high GHGE reductions were fibre, Ca and K.

By modelling diets at increasingly stringent levels of nutritional and GHGE constraints, the present study reveals that moderate GHGE reductions did not require any dietary shifts at the food group level additional to those induced by meeting nutritional recommendations, i.e. mainly an increase in fruits and vegetables. This indicates that adopting a nutritionally adequate diet could be coupled to moderate GHGE reductions, and thus would benefit both the environmental and the nutritional dimensions of diet sustainability. However, reaching nutritional adequacy at higher GHGE reductions required further dietary shifts, namely a reduction of foods of animal origin (except fish products), and especially deli and ruminant meats, from 20% GHGE reduction. The progressive reduction of meat products when the GHGE constraint was strengthened confirmed the role of animal-based foods as the main levers to reduce diet-related GHGE^(5,42,43). GHGE reductions higher than 40% required an increase in quantity of the starchy food group, which was the main component (approximately one-third of the total energy) of the nutritionally adequate diet minimized on GHGE. Moreover, without adequate constraints on micronutrients, high GHGE reductions resulted in the elimination of some food groups, namely Dairy and MFE. Conversely, all food groups were represented in nutritionally adequate diets with reduced GHGE (ADEQ), even when GHGE were minimized. Hence while vegetarian or vegan diets are often claimed to reduce the environmental impact of diet, the results of the present study suggest that food group diversity must be preserved to improve diet sustainability, rather than drastic dietary changes excluding food categories. Previous studies have estimated that shifting from the average diet to a vegetarian diet would reduce GHGE by 22% in the UK⁽⁴⁴⁾ or 27% in Denmark⁽⁴⁵⁾. However, the realism of such scenarios is questionable since the prevalence of vegetarianism is quite low in industrialized countries (e.g. estimated to be approximately 2% in the French⁽⁴⁶⁾ and US⁽⁴⁷⁾ populations). In addition, some studies suggest that a large proportion of the population is not yet ready to consume a fully plant-based diet^(48,49). According to the present results, 30% GHGE reduction could be achieved in a nutritionally adequate diet by increasing fruits and vegetables while maintaining intake of meat/fish/eggs at approximately 100 g/d, mainly by substituting ruminant and deli meats by fish products.

The main strength of the present study was taking into account simultaneously several dimensions of diet sustainability, namely nutritional adequacy, environmental impact, affordability and cultural acceptability. The latter was considered by minimizing the departure from the



observed diet and through constraints applied on food quantities based on the most recent dietary survey conducted in the French population. Also, whereas previous diet modelling studies were based on eighty-two foods in the UK⁽²²⁾ and seventy-six foods items in New Zealand⁽²³⁾, the diets modelled in the present study were based on consumption, nutritional composition, GHGE and price of 402 foods identified among those most consumed by the INCA2 participants and representing the consumption of the 1342 foods declared in the national survey.

A further strength of the study was the reliability of the environmental data. Whereas most of the studies assessing the environmental impact of diet are based on environmental data compiled from heterogeneous studies conducted under different LCA modelling hypotheses or specific in terms of geographical situation or production modes, the present study was based on GHGE data built from a hybrid input-output/LCA standardized method applied to the 402 food items, thus ensuring reliably sourced data representative of national food consumption and production modes⁽³²⁾.

However, a limitation of the present study was that nutritional adequacy may have been compromised by varying bioavailability of some key nutrients for which animal sources are known to be more favourable^(50–52). In this context, Fe has been highlighted as of particular concern since animal products are the only source of haem Fe, the most bioavailable source of Fe. Hence further improvements of the models could be achieved by taking the bioavailability of such nutrients into account. Also, other indicators of the environmental impact of diet should be considered. Food production has been shown to account for most of the global water footprint⁽⁵³⁾ and agricultural production, being an integral part of many ecosystems, can restrict or promote their biodiversity, resilience and socio-economic functions. In particular, biodiversity is of great concern in fish production. Future modelling studies could thus benefit from including additional environmental indicators, but the main obstacles to such improvements are the limited availability and access to data at the food level. This study could also be further improved by using an individual diet modelling approach to integrate individual food preferences. Moreover, in our study, acceptability was taken into account by minimizing the departure from the observed diet in terms of food and food group contents, in order to limit the deterioration of cultural acceptability induced by the modelling. However, such method cannot guarantee that the proposed shift modelled by the linear programming would be acceptable to the consumer. In particular, it is a strong, and perhaps unjustified, assumption that departing the least from the mean diet, in terms of food groups defined on a nutritional basis rather than on practical and/or monetary ones, will be more acceptable to the consumer. Some recent modelling studies

considered the acceptability dimension by introducing price elasticity and food expenditure shares in the model to better control the level and type of deviation from current diet⁽⁵⁴⁾. However, incorporating information on consumer behaviour still does not necessarily ensure that dietary scenarios would be fully acceptable⁽⁵⁵⁾. This emphasizes the importance of coupling the identification of more sustainable diets with studies on interventions and tools aimed at favouring their adoption by consumers in real life.

Conclusion

The current modelling study highlights the need to consider the nutritional dimension through relevant indicators when assessing how to improve diet sustainability. It also shows that nutritional adequacy, cultural acceptability and affordability of the diet may not be compatible with GHGE reductions higher than 30%. This underlines the limits of the food consumption shift strategy to reduce GHGE and emphasizes that reaching GHGE reduction targets requires to combine mitigation approaches from different sectors, including production efficiency, demand restraint and food system transformation⁽⁵⁶⁾.

Acknowledgements

Financial support: M.P. was supported by the Daniel & Nina Carasso Foundation under the Avasun project; G.M. was supported by the French National Research Agency under the OCAD project (ANR-11-ALID-0002) and by the Daniel & Nina Carasso Foundation under the Avasun project; GF was supported by the French National Research Agency under the Medina project (ANR-12-TMED-0004); T.B. was financially supported by the SPSA (Science des Procédés et des Aliments) graduate school. The funders had no role in the design, analysis or writing of this article. *Conflict of interest:* None. *Authorship:* M.P. and G.M. contributed equally to this work. N.D., M.P., G.M., M.-J.A. and G.F. designed and conducted the research and wrote the manuscript; G.F., T.B., M.P., F.V. and M.M. analysed the data; and N.D. had primary responsibility for the final content. All authors read and approved the final manuscript. *Ethics of human subject participation:* Not applicable.

Supplementary material

To view supplementary material for this article, please visit <http://dx.doi.org/10.1017/S1368980016000653>

References

1. Food and Agriculture Organization of the United Nations (2010) Sustainable diets and biodiversity – directions and solutions for policy, research and action. In International



- Scientific Symposium 'Biodiversity and Sustainable Diets United Against Hunger'. http://www.fao.org/ag/human_nutrition/28507-0e8d8dc364ee46865d5841c48976e9980.pdf (accessed July 2015).
- European Commission (2011) *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: A Roadmap for Moving to a Competitive Low Carbon Economy in 2050*. Brussels: European Commission.
 - Parliament of the United Kingdom (2008) Climate Change Act 2008 (c. 27). <http://www.legislation.gov.uk/ukpga/2008/27/contents> (accessed March 2016).
 - République Française (2009) LOI n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement. <https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000020949548&categorieLien=id> (accessed March 2016).
 - Stehfest E, Bouwman L, van Vuuren D *et al.* (2009) Climate benefits of strategies to reduce greenhouse-gas emissions: food and agriculture. *Lancet* **374**, 2016–2025.
 - Tukker A, Goldbohm RA, de Koning A *et al.* (2011) Environmental impacts of changes to healthier diets in Europe. *Ecol Econ* **70**, 1776–1788.
 - Scarborough P, Allender S, Clarke D *et al.* (2012) Modelling the health impact of environmentally sustainable dietary scenarios in the UK. *Eur J Clin Nutr* **66**, 710–715.
 - Aston LM, Smith JN & Powles JW (2012) Impact of a reduced red and processed meat dietary pattern on disease risks and greenhouse gas emissions in the UK: a modelling study. *BMJ Open* **2**, e001072.
 - Monsivais P, Scarborough P, Lloyd T *et al.* (2015) Greater accordance with the dietary approaches to stop hypertension dietary pattern is associated with lower diet-related greenhouse gas production but higher dietary costs in the United Kingdom. *Am J Clin Nutr* **102**, 138–145.
 - Biesbroek S, Bueno-de-Mesquita HB, Peeters PHM *et al.* (2014) Reducing our environmental footprint and improving our health: greenhouse gas emission and land use of usual diet and mortality in EPIC-NL: a prospective cohort study. *Environ Health* **13**, 27.
 - Vieux F, Soler L-G, Touazi D *et al.* (2013) High nutritional quality is not associated with low greenhouse gas emissions in self-selected diets of French adults. *Am J Clin Nutr* **97**, 569–583.
 - Masset G, Vieux F, Verger EO *et al.* (2014) Reducing energy intake and energy density for a sustainable diet: a study based on self-selected diets in French adults. *Am J Clin Nutr* **99**, 1460–1469.
 - Andrieu E, Darmon N & Drewnowski A (2006) Low-cost diets: more energy, fewer nutrients. *Eur J Clin Nutr* **60**, 434–436.
 - Darmon N & Drewnowski A (2015) Contribution of food prices and diet cost to socioeconomic disparities in diet quality and health: a systematic review and analysis. *Nutr Rev* **73**, 643–660.
 - Maillot M, Vieux F, Amiot MJ *et al.* (2010) Individual diet modeling translates nutrient recommendations into realistic and individual-specific food choices. *Am J Clin Nutr* **91**, 421–430.
 - Darmon N, Ferguson EL & Briand A (2006) Impact of a cost constraint on nutritionally adequate food choices for French women: an analysis by linear programming. *J Nutr Educ Behav* **38**, 82–90.
 - Buttriss JL, Briand A, Darmon N *et al.* (2014) Diet modelling: how it can inform the development of dietary recommendations and public health policy. *Nutr Bull* **39**, 115–125.
 - Masset G, Monsivais P, Maillot M *et al.* (2009) Diet optimization methods can help translate dietary guidelines into a cancer prevention food plan. *J Nutr* **139**, 1541–1548.
 - Macdiarmid JI, Kyle J, Horgan GW *et al.* (2012) Sustainable diets for the future: can we contribute to reducing greenhouse gas emissions by eating a healthy diet? *Am J Clin Nutr* **96**, 632–639.
 - Wilson N, Nghiem N, Ni Mhurchu C *et al.* (2013) Foods and dietary patterns that are healthy, low-cost, and environmentally sustainable: a case study of optimization modeling for New Zealand. *PLoS One* **8**, e59648.
 - Lafay L, Bénétiér C, Bertin M *et al.* (2009) *Étude Individuelle Nationale des Consommations Alimentaires 2 (INCA 2) 2006–2007*. Maisons-Alfort: Afssa.
 - Black AE (2000) Critical evaluation of energy intake using the Goldberg cut-off for energy intake: basal metabolic rate. A practical guide to its calculation, use and limitations. *Int J Obes Relat Metab Disord* **24**, 1119–1130.
 - International Organization for Standardization (2006) *ISO 14040:2006 Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework*. Geneva: ISO.
 - International Organization for Standardization (2006) *ISO 14044:2006 Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines*. Geneva: ISO.
 - Association Française de Normalisation (2011) *BP X30-323 – principes généraux pour l'affichage environnemental des produits de grande consommation (General principles for environmental labelling of consumer products)*. La Plaine Saint-Denis: AFNOR (in French).
 - National Institute of Statistics and Economic Studies (2013) Definitions, methods and quality. Statistical operation: Survey on industrial energy consumption (EACEI). <http://www.insee.fr/en/methodes/default.asp?page=sources/ope-enq-conso-energie-industrie-eacei.htm> (accessed March 2016).
 - French Department of Ecology, Sustainable Development and Energy (2013) SitrAm database. http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/donnees-ligne/r/flux-march-andises-sitram-i.html?tx_ttnews%5bt_news%5d=20519%26cHash=a891e4085d89a9486f97d0282957ec1a (accessed March 2013).
 - Althaus H, Doka G, Dones R *et al.* (2007) *Overview and Methodology–Data v2.0–Ecoinvent Report No. 1*. Dübendorf: Ecoinvent.
 - Bertoluci G, Masset G, Gomy C *et al.* (2016) How to build a standardized country-specific environmental food database for nutritional epidemiological studies. *PLoS One* (In the Press).
 - World Health Organization/Food and Agriculture Organization of the United Nations/United Nations University (2002) *Joint FAO/WHO/UNU Expert Consultation on Protein and Amino Acid Requirements in Human Nutrition*. Geneva: WHO.
 - Mann J, Cummings JH, Englyst HN *et al.* (2007) FAO/WHO scientific update on carbohydrates in human nutrition: conclusions. *Eur J Clin Nutr* **61**, Suppl. 1, S132–S137.
 - Food and Agriculture Organization of the United Nations & World Health Organization (2008) Interim Summary of Conclusions and Dietary Recommendations on Total Fat & Fatty Acids. From the Joint FAO/WHO Expert Consultation on Fats and Fatty Acids in Human Nutrition, November 10–14, 2008, WHO HQ, Geneva. <http://www.fao.org/agn/nutrition/docs/Fats%20and%20Fatty%20Acids%20Summary.pdf> (accessed March 2016).



36. Martin A (2001) *Apports nutritionnels conseillés pour la population française*, 3ème édition [Afssa, editor]. Paris: Lavoisier.
37. Pietinen P, Valsta LM, Hirvonen T *et al.* (2008) Labelling the salt content in foods: a useful tool in reducing sodium intake in Finland. *Public Health Nutr* **11**, 335–340.
38. Hercberg S, Chat-Yung S & Chauliac M (2008) The French National Nutrition and Health Program: 2001–2006–2010. *Int J Public Health* **53**, 68–77.
39. Ledikwe JH, Blanck HM, Khan LK *et al.* (2005) Dietary energy density determined by eight calculation methods in a nationally representative United States population. *J Nutr* **135**, 273–278.
40. Kantar Worldpanel (2013) French household consumer panel – Kantar Worldpanel. <http://www.kantarworldpanel.com/global/Sectors> (accessed May 2013).
41. Sáez-Almendros S, Obrador B, Bach-Faig A *et al.* (2013) Environmental footprints of Mediterranean versus Western dietary patterns: beyond the health benefits of the Mediterranean diet. *Environ Health* **12**, 118.
42. McMichael AJ, Powles JW, Butler CD *et al.* (2007) Food, livestock production, energy, climate change, and health. *Lancet* **370**, 1253–1263.
43. Committee on Climate Change (2010) Reducing emissions from agriculture and land use, land-use change and forestry. In *The Fourth Carbon Budget – Reducing Emissions through 2020s*, pp. 295–329. London: CCC.
44. Berners-Lee M, Hoolohan C, Cammack H *et al.* (2012) The relative greenhouse gas impacts of realistic dietary choices. *Energy Policy* **43**, 184–190.
45. Saxe H, Larsen TM & Mogensen L (2012) The global warming potential of two healthy Nordic diets compared with the average Danish diet. *Climatic Change* **116**, 249–262.
46. Leblanc JC, Yoon H, Kombadjian A *et al.* (2000) Nutritional intakes of vegetarian populations in France. *Eur J Clin Nutr* **54**, 443–449.
47. Craig WJ & Mangels AR, Ada (2009) Position of the American Dietetic Association: vegetarian diets. *J Am Diet Assoc* **109**, 1266–1282.
48. Lea EJ, Crawford D & Worsley A (2006) Consumers' readiness to eat a plant-based diet. *Eur J Clin Nutr* **60**, 342–351.
49. Vanhonacker F, Van Loo EJ, Gellynck X *et al.* (2013) Flemish consumer attitudes towards more sustainable food choices. *Appetite* **62**, 7–16.
50. American Dietetic Association & Dietitians of Canada (2003) Position of the American Dietetic Association and Dietitians of Canada: vegetarian diets. *J Am Diet Assoc* **103**, 748–765.
51. Gibson RS, Bailey KB, Gibbs M *et al.* (2010) A review of phytate, iron, zinc, and calcium concentrations in plant-based complementary foods used in low-income countries and implications for bioavailability. *Food Nutr Bull* **31**, 2 Suppl., S134–S146.
52. Haddad EH, Berk LS, Kettering JD *et al.* (1999) Dietary intake and biochemical, hematologic, and immune status of vegans compared with nonvegetarians. *Am J Clin Nutr* **70**, 3 Suppl., 586S–593S.
53. Vanham D, Mekonnen MM & Hoekstra AY (2013) The water footprint of the EU for different diets. *Ecol Indic* **32**, 1–8.
54. Milner J, Green R, Dangour AD *et al.* (2015) Health effects of adopting low greenhouse gas emission diets in the UK. *BMJ Open* **5**, e007364.
55. Macdiarmid JI, Douglas F & Campbell J (2015) Eating like there's no tomorrow: public awareness of the environmental impact of food and reluctance to eating less meat as part of a sustainable diet. *Appetite* **96**, 487–493.
56. Garnett T (2014) Three perspectives on sustainable food security: efficiency, demand restraint, food system transformation. What role for life cycle assessment? *J Cleaner Prod* **73**, 10–18.

III.2. Article 2

Parvenir à l'adéquation nutritionnelle n'augmente pas nécessairement l'exposition aux contaminants alimentaires : la démonstration par une approche de modélisation à l'échelle de la ration complète.

La définition de l'alimentation durable par la FAO fait référence à des régimes sûrs et sains, or on ignore si ces deux sous-domaines de la dimension nutrition de l'alimentation durable sont réellement compatibles entre eux. Il est même permis de se poser des questions sur cette compatibilité du fait de la contamination connue de plusieurs catégories d'aliments dont la consommation est recommandée tels que les fruits et légumes, les produits céréaliers complets et le poisson.

En effet, les recommandations alimentaires sont formulées de manière à favoriser le respect des besoins nutritionnels, mais elles ne prennent pas explicitement ni quantitativement en compte les contaminants potentiellement toxiques présents dans les aliments. L'objectif de cette étude était de tester si les changements alimentaires requis pour atteindre l'adéquation nutritionnelle étaient compatibles avec une exposition acceptable aux contaminants alimentaires.

A partir des données nationales de consommation (étude INCA2) et de contamination (étude EAT2) des aliments compilées sur 204 aliments représentatifs, nous avons eu recours à la programmation linéaire pour modéliser des rations nutritionnellement adéquates qui s'éloignaient le moins possible des « rations observées » en moyenne en France (chez les hommes et les femmes séparément) . Un premier modèle imposait le respect de nombreuses contraintes nutritionnelles tout en laissant libres les valeurs des expositions aux 27 contaminants préalablement sélectionnés (incluant des pesticides, métaux lourds, mycotoxines, polychlorobiphényles non-dioxine et les composés de type dioxine). Un second modèle imposait (en plus des contraintes nutritionnelles) des contraintes sur les contaminants qui garantissaient dans les rations modélisés le non-dépassement des valeurs toxicologiques de référence et/ou le non-dépassement des expositions estimées dans les rations observées.

Les rations moyennes observées ne respectaient pas toutes les recommandations nutritionnelles, mais aucun des contaminants considérés ne dépassait 48% de sa valeur toxicologique de référence. Parvenir au respect de toutes les recommandations en nutriments dans le premier modèle requerrait principalement d'augmenter les fruits et légumes et le poisson, et de diminuer la viande, le fromage et les graisses animales. Ces changements étaient associés avec des augmentations significatives des expositions alimentaires à certains contaminants (notamment les

polychlorobiphényles non-dioxine), mais sans dépasser 57% des valeurs de référence. Parvenir à l'adéquation nutritionnelle sans dépasser les niveaux observés d'exposition aux contaminants était possible mais nécessitait des plus grands écarts de consommation par rapport aux quantités de départ.

Les apports en nutriments et les expositions aux contaminants alimentaires, deux sous-domaines de la dimension nutrition de la durabilité, n'évoluent pas forcément ensemble de manière favorable, mais peuvent être simultanément conformes aux recommandations.

Reaching Nutritional Adequacy Does Not Necessarily Increase Exposure to Food Contaminants: Evidence from a Whole-Diet Modeling Approach¹⁻³

Tangui Barré,⁴ Florent Vieux,⁵ Marlène Perignon,⁴ Jean-Pierre Cravedi,⁶ Marie-Josèphe Amiot,⁴ Valérie Micard,⁷ and Nicole Darmon^{4*}

⁴1260 INRA, Aix Marseille University, INSERM, Nutrition Obesity and Thrombotic Risk (NORT) Joint Research Unit, Marseille, France; ⁵MS-Nutrition, Timone Faculty of Medicine, Marseille, France; ⁶1331 INRA, Research Centre in Food Toxicology (TOXALIM), Toulouse, France; and ⁷1208 INRA, Montpellier University, CIRAD, SupAgro, Agropolymer Engineering and Emerging Technologies (IATE) Joint Research Unit, Montpellier, France

Abstract

Background: Dietary guidelines are designed to help meet nutritional requirements, but they do not explicitly or quantitatively account for food contaminant exposures.

Objective: In this study, we aimed to test whether dietary changes needed to achieve nutritional adequacy were compatible with acceptable exposure to food contaminants.

Methods: Data from the French national dietary survey were linked with food contaminant data from the French Total Diet Study to estimate the mean intake of 204 representative food items and mean exposure to 27 contaminants, including pesticides, heavy metals, mycotoxins, nondioxin-like polychlorinated biphenyls (NDL-PCBs) and dioxin-like compounds. For each sex, 2 modeled diets that departed the least from the observed diet were designed: 1) a diet respecting only nutritional recommendations (NUT model), and 2) a diet that met nutritional recommendations without exceeding Toxicological Reference Values (TRVs) and observed contaminant exposures (NUTOX model). Food, nutrient, and contaminant contents in observed diets and NUT and NUTOX diets were compared with the use of paired *t* tests.

Results: Mean observed diets did not meet all nutritional recommendations, but no contaminant was over 48% of its TRV. Achieving all the nutrient recommendations through the NUT model mainly required increases in fruit, vegetable, and fish intake and decreases in meat, cheese, and animal fat intake. These changes were associated with significantly increased dietary exposure to some contaminants, but without exceeding 57% of TRVs. The highest increases were found for NDL-PCBs (from 26% to 57% of TRV for women). Reaching nutritional adequacy without exceeding observed contaminant exposure (NUTOX model) was possible but required further departure from observed food quantities.

Conclusions: Based on a broad range of nutrients and contaminants, this first assessment of compatibility between nutritional adequacy and toxicological exposure showed that reaching nutritional adequacy might increase exposure to food contaminants, but within tolerable levels. However, there are some food combinations that can meet nutritional recommendations without exceeding observed exposures. *J Nutr* doi: 10.3945/jn.116.234294.

Keywords: food safety, nutrients, linear programming, France, adults, pesticides, heavy metals, mycotoxins, polychlorinated biphenyls

Introduction

Dietary guidelines are a core component of public health policies to improve the nutritional status of the population by helping consumers to make healthy food choices (1). However, foods provide not just nutrients but also contaminants, and existing dietary guidelines do not explicitly or quantitatively take into account different food safety hazards, despite their obvious role in diet healthiness. The French national nutrition and health program recommends eating fish 2 times/wk and ≥ 5 fruits and vegetables/d

(2), yet vegetables are a major contributor to aluminum and pesticide residues, and fish is the leading contributor to the dioxins and polychlorinated biphenyls (PCBs)⁸ observed in the French population (3). Adherence to the Mediterranean diet by including more fruit and vegetables and fish (4-6) has been linked with higher circulating concentrations of several environmental contaminants in Swedish elders (7). Studies simulating an increase in fruit and vegetable intake up to 800 g/d according to French diet

© 2016 American Society for Nutrition.
Manuscript received April 19, 2016. Initial review completed April 29, 2016. Revision accepted August 8, 2016.
doi: 10.3945/jn.116.234294.

patterns concluded that this increase was not expected to raise health concerns from exposure to pesticide residues, most of which would remain far within the acceptable daily intake (8, 9). On the basis of food consumption data on Flemish adolescents, Antonijevic et al. (10) showed that respecting the Belgian recommendations on long-chain n-3 FAs via increased fish consumption would lead consumers to exceed the tolerable daily intake of dioxin-like compounds. Although some studies have assessed the benefit-risk ratio of specific foods such as fish (11–14), nutritional adequacy must be considered as a whole, and focusing on exposure to just one type of contaminant may hide high exposure to others.

Linear programming is an analytic method for the optimization of a linear objective function of variables, subject to linear constraints expressed as equalities or inequalities. It is a unique tool for addressing the fundamentally multifactorial aspect of nutrition issues. It is used to test the feasibility of complex problems involving multiple variables and constraints and to find their optimal solution, i.e., the food combination adequately addressing the constraints while optimizing the objective function (15, 16). Previous studies have successfully used linear programming to simultaneously address toxicological and nutritional issues, but, to our knowledge, they were limited to a couple of nutrients at a food or diet level (17). For instance, Katz et al. (18) applied linear programming and probabilistic techniques to dietary data on teenagers to model diets respecting the dietary guidelines for Americans, and found optimized diets with higher concentrations of acrylamide than that which was initially observed.

In this study, we compiled consumption, nutrient composition, and food contaminant databases and applied linear programming in order to test whether the dietary changes needed to achieve nutritional adequacy were compatible with acceptable exposure to food contaminants. Using a whole-diet approach, we first modeled the impact of fulfilling nutrient-based recommendations on several food contaminant exposures. We then identified the most favorable dietary changes for reaching nutritional adequacy without increasing dietary contaminant concentrations.

Methods

Population sample and dietary data. Dietary data were derived from the Second French Individual and National Study on Food Consumption (Individuelle Nationale des Consommations Alimentaires) (INCA2), a representative cross-sectional survey conducted between December 2005

and May 2007 by the French Agency for Food, Environmental, and Occupational Health and Safety, as previously described (19). Food consumption data were assessed with the use of a 7-d open-ended food record. After exclusion of minors (<18 y) and underreporters (27% of adults) identified through Black's equations (20), the study sample consisted of 1918 adults (776 men and 1142 women). The 1342 generic foods (including water and beverages) declared to have been consumed by INCA2 participants were linked to a food composition database (The French Information Center on Food Quality, CIQUAL 2013) that provided average nutrient content. Mean body weight was calculated by sex based on individual data provided by INCA2 (women: 62.7 kg; men: 76.3 kg).

Food contaminant data. The contaminant concentrations in 204 currently-consumed food items were extracted from the second French Total Diet Study (Étude de l'Alimentation Totale 2) (EAT2) conducted by the French Agency for Food, Environmental, and Occupational Health and Safety (21). The methodology guiding foodstuff selection, sampling, and analysis is described elsewhere (3, 22). Sampling took seasonality and geographic variability into account. For a given food item (e.g., "apple, with skin, raw"), between 2 and 16 samples were analyzed. Because of analytical limitations, some analytes in some samples were reported as nondetected or nonquantified.

Management of nondetected or nonquantified values and random generation of toxicological databases. Substitutions of nondetected and nonquantified contamination values were performed while following a simplification of the former WHO middle-bound approach (23). Limit of detection (LOD) and limit of quantification (LOQ) values were provided with the data and varied with the food matrix. Nondetected values were substituted by LOD/2 and nonquantified values by LOD + (LOQ – LOD)/2. The degree of quantification of each contaminant in its samples is available in **Supplemental Table 1**. Contaminants with only nondetected values were integrated in the sensitivity analysis only.

In order to reflect the variability of food contamination, we generated 500 toxicological databases by randomly selecting 1 of the 2–16 samples of each of the 204 food items. Each of the 500 toxicological databases was thus a random combination of the available food samples analyzed.

Compiling food consumption, composition, and contaminant data. Food composition and consumption data were available for 1342 foods. Food contaminant data were available for 204 food items. The 2 databases used the same food categorization on the basis of dietary guidelines, food habits, and nutrient composition, including 8 food groups (e.g., "fruit and vegetables"), 27 subgroups (e.g., "fresh and processed fruit") and 59 families (e.g., "fresh fruit"). Total food consumption data had to be reported on these 204 food items in order to assess contaminant exposures from the diets. Each of the 204 EAT2 food items was a composite item related to ≥ 1 of the 1342 INCA2 foods. Individual consumption of a given EAT2 item was the sum of the consumed quantities of its related INCA2 foods. INCA2 foods that were not related to any of the EAT2 items (18.7% of population energy intake and 24.6% of the protein intake) had their quantities proportionally reported on the EAT2 items of their food family. This methodology made it possible to maintain the total diet weight and respective contributions of each food family. Mean diets for men ($n = 776$) and women ($n = 1142$) were calculated on the basis of the 204 food items, and are referred to below as "mean observed (OBS) diets." The representativeness of each individual in the sample was taken into account in the calculations through a weighting variable provided by the INCA2 study. The nutrient composition of each of the 204 items was the mean composition of its related INCA2 foods, weighted by their consumption in the population. Mean nutrient intake according to quantities of 1342 foods and 204 food items is given in **Supplemental Table 2** as validation of the reporting method.

Diet modeling with linear programming. Linear programming models optimize a linear objective function, subject to linear constraints. In diet modeling, the variables are quantities of foods (grams per day) that are modified by the program to fulfill the set of constraints and reach the optimal value of the objective function (24, 25). A linear programming model may have no feasible solution when ≥ 1 constraint cannot be

¹ This project received funding from the French National Institute for Agricultural Research (INRA) under the "Diet Impacts and Determinants: Interactions and Transitions" Metaprogram. TB received financial support from the GAIA doctoral school, Montpellier University. MP received financial support from the Daniel and Nina Carasso Foundation under the Avasun project. This is a free access article, distributed under terms (<http://www.nutrition.org/publications/guidelines-and-policies/license/>) that permit unrestricted noncommercial use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

² Author disclosures: T Barré, F Vieux, M Perignon, J-P Cravedi, M-J Amiot, V Micard, and N Darmon, no conflicts of interest.

³ Supplemental Tables 1–3 are available from the "Online Supporting Material" link in the online posting of the article and from the same link in the online table of contents at <http://jn.nutrition.org>.

*To whom correspondence should be addressed. E-mail: nicole.darmon@supagro.inra.fr.

⁴ Abbreviations used: EAT2, Second French Total Diet Study (Étude de l'Alimentation Totale 2); INCA2, Second French Individual and National Study on Food Consumption (Individuelle Nationale des Consommations Alimentaires); LOD, limit of detection; LOQ, limit of quantification; NDL-PCB, nondioxin-like polychlorinated biphenyl; NUT, model for a diet respecting only nutritional constraints; NUTOX, model for a diet respecting both nutritional and toxicological constraints; OBS, mean observed; PCB, polychlorinated biphenyl; TRV, Toxicological Reference Value.

achieved (15). Here, the models included the 204 food variables together with nutritional, toxicological, and quantity constraints (Table 1). Acceptability was addressed through the quantity constraints and the objective function that minimized the departure of quantities between modeled and OBS diets. For each sex, starting from the OBS diet, 2 types of diets were designed with 2 different models: a diet respecting only nutritional constraints (NUT diet obtained with NUT model), and a diet respecting both nutritional and toxicological constraints (NUTOX diet obtained with NUTOX model).

Objective function. For each sex, the objective function f expressed the departure from the OBS diet at food item level ($i = 204$ items), subgroup level ($j = 27$), and food group level ($k = 8$) and was minimized to take into account sociocultural acceptability.

$$f = \sum_{i=1}^{204} \left(\text{ABS} \left[\frac{Q_{i,\text{mod}} - Q_{i,\text{obs}}}{Q_{i,\text{obs}}} \right] \right) / 204 + \sum_{j=1}^{27} \left(\text{ABS} \left[\frac{Q_{j,\text{mod}} - Q_{j,\text{obs}}}{Q_{j,\text{obs}}} \right] \right) / 27 + \sum_{k=1}^8 \left(\text{ABS} \left[\frac{Q_{k,\text{mod}} - Q_{k,\text{obs}}}{Q_{k,\text{obs}}} \right] \right) / 8 \quad (1)$$

where ABS is absolute function; $Q_{i,\text{mod}}$ = quantity of food item i in the modeled diet; and $Q_{i,\text{obs}}$ = quantity of food item i in the OBS diet. Likewise, $Q_{j,\text{obs}}$ and $Q_{k,\text{obs}}$ refer to observed subgroup and group quantities, respectively.

Because the objective function f is nonlinear because of the absolute function, f was transformed into a linear function via new decision variables in order to guarantee the global optimum, as previously implemented by Darmon et al. (34).

Nutritional constraints. Energy in the modeled diets was set as equal to observed energy intake. To ensure nutritional adequacy, compliance with a full set of nutritional recommendations was imposed. Constraints on macronutrients; free sugars; vitamins A, B-6, B-12, D, and E; thiamin; riboflavin; niacin; pantothenic acid; folate; ascorbic acid; calcium; phosphorus; potassium; iron; magnesium; zinc; copper; iodine; selenium; sodium; and water were set with the use of French RDAs as the main reference (Table 1). The term "free sugars" referred to added sugars plus sugars naturally present in honey, syrups, and fruit juices (29). Cholesterol in modeled diets was set as lower than or equal to observed intake.

Toxicological constraints. A total of 45 relevant contaminants or groups of contaminants covering several health concerns were selected out of the 445 substances analyzed in the EAT2 study, i.e., 6 heavy metal compounds [aluminum, inorganic arsenic, cadmium, mercury—inorganic and organic (methylmercury)—and lead], nondioxin-like polychlorinated biphenyls (NDL-PCBs; 6 substances evaluated together), dioxin-like compounds (7 dioxins, 10 furans, and 12 dioxin-like PCBs evaluated together), 12 mycotoxins including 5 aflatoxins, and 25 pesticides including 8 persistent organic pollutants [as defined by the Stockholm convention (35); see Supplemental Table 1 for details]. Contaminants with only nondetected values were excluded from the main analysis, leaving 27 substances.

Toxicological constraints were based on either tolerable daily (or weekly) intake, acceptable daily intake, or benchmark dose amounts, depending on the contaminant (Supplemental Table 1). These values multiplied by the mean body weights of the study sample are referred to below under the common term "Toxicological Reference Values" (TRVs). Contaminant exposures in the NUTOX model were constrained to be either lower than TRVs or lower than the exposures in the OBS diets when the latter were below the TRVs. When the mean observed exposures were <5% of TRV, we allowed modeled exposures to reach up to 5% of TRV (Table 1). For each sex, 500 NUTOX models were generated on the basis of the 500 toxicological databases (see "Management of nondetected or nonquantified values and random generation of toxicological databases" section).

Contaminants that had 100% nondetected values (5 aflatoxins and 13 pesticides) were unconstrained in the NUTOX models and only assessed a posteriori in the sensitivity analysis (Table 1).

Food quantity constraints. Upper constraints on quantities at the food item level and lower and upper constraints at the food group and subgroup levels derived from observed intake distributions (5th and 95th percentiles) were introduced to avoid extreme deviations (36). Moreover, a constraint on diet weight was set at 85–115% of mean observed weight. Upper limits, set at observed quantities, were placed on fortified food items (3 breakfast cereals) and alcoholic beverages (Table 1).

Feasibility analysis. Given the documented conflict between specific nutrients and contaminants in fish, namely, EPA (20:5n-3), DHA (22:6n-3), and vitamin D as nutrients and PCBs and mercury as contaminants (10–13, 17), problems with no feasible solution were likely to occur with the NUTOX models when nutritional constraints were stringent. Given the lack of consensus on EPA plus DHA and vitamin D recommendations, alternative sets of constraints were designed as combinations between 500 mg/d (French RDA) (28) and 250 mg/d (WHO recommendation) (33) for EPA plus DHA and 5 μg/d (French RDA) (31) or 0 μg/d for vitamin D. Feasibility analysis was performed by assessing the percentage of models with feasible solutions for each set of constraints.

Data analysis and statistics. Nutrient contents were expressed in percentage of sex-specific French RDA (for nonelderly adults) and contaminant exposures were expressed in percentage TRV. Food quantities, nutrient contents, and contaminant exposures were characterized for the OBS, NUT, and NUTOX diets.

Because the NUTOX models were run 500 times (because of the 500 toxicological databases generated), the food quantities, nutrient contents, and contaminant contents of the modeled diets thus were expressed as means ± SDs. Because the OBS and NUT diets were designed without toxicological constraint, the food quantities and nutrient contents of these models were unique by sex, and only contaminant exposures were expressed as means ± SDs.

Food group quantities, food subgroup quantities, and the nutritional content of the NUTOX diets were compared with those of the OBS and NUT diets with the use of paired t tests (the OBS compared with the NUT t test could not be performed). Contaminant contents of the OBS, NUT, and NUTOX diets were compared 2-by-2 (OBS compared with NUT, OBS compared with NUTOX, and NUT compared with NUTOX) with the use of paired t tests. Because a large number of t tests were performed, we controlled for false discoveries with the use of the Benjamini-Hochberg procedure at a rate of 5%. SAS version 9.4 was used for all models (optmodel procedure) and statistical analysis. An α level of 5% was set for significance.

Sensitivity analysis: substitution scenarios for nondetected and nonquantified values. An analysis of sensitivity related to nondetected and nonquantified substitution values was carried out. Two alternative substitution scenarios for nondetected and nonquantified values were analyzed to quantify the impact of the conservativeness of these hypotheses on the results. The lower scenario substitutes 0 as a contamination value for nondetected and LOD for nonquantified (optimistic scenario). The upper scenario substitutes LOD for nondetected and LOQ for nonquantified (pessimistic scenario).

Results

Feasibility analysis

The NUT models had feasible solutions for both sexes, i.e., there were compatible combinations of the 204 food items meeting all the constraints. The NUTOX models had feasible solutions or no feasible solutions, depending on the set of nutritional constraints. Without the vitamin D constraint, all 500 NUTOX models had feasible solutions for both sexes. However, once the vitamin D constraint (5 μg/d) was applied, the percentage of NUTOX models with feasible solutions was low for women: only 39% and 13% of the models had feasible solutions when the EPA plus DHA constraint was set at 250 and 500 mg/d, respectively. Given the difficulty of solving models when including

Nutritional adequacy and food contaminants 3 of 9

TABLE 1 Constraints on energy and nutrients, contaminants, and food quantities used in the NUT and NUTOX models¹

	Constraint	Reference
Energy and nutrients^{2,3}		
Energy, ⁴ kcal/d	= Observed intake	
Proteins, g/kg body weight	0.83	(26)
Carbohydrates, % of energy	45–60	(27)
Total fat, % of energy	≤40	(28)
α-Linolenic acid, % of energy	≥1	(28)
Linoleic acid, % of energy	≥4	(28)
EPA + DHA, ⁵ g/d	≥0.5	(28)
SFAs, % of energy	≤12	(28)
Free sugars, % of energy	≤10	(29)
Sodium, ⁶ mg/d	≤2730 (men), ≤2340 (women)	(30)
Cholesterol, mg/d	≤Observed intake	
Fiber, g/d	≥25	(27)
Vitamin A, μg retinol equivalents	800–1800 (men), 600–1800 (women)	(31)
Thiamin, mg/d	≥1.3 (men), ≥1.1 (women)	(31)
Riboflavin, mg/d	≥1.6 (men), ≥1.5 (women)	(31)
Niacin, mg/d	14–47 (men), 11–47 (women)	(31)
Vitamin B-12, μg/d	≥2.4	(31)
Pantothenic acid, mg/d	≥5	(31)
Vitamin B-6, mg/d	1.8–6.8 (men), 1.5–6.8 (women)	(31)
Folates, μg/d	330–1500 (men), 300–1500 (women)	(31)
Ascorbic acid, mg/d	110–1110	(31)
Vitamin D, ⁷ μg/d	≥0	
Vitamin E, mg/d	12–52	(31)
Zinc, mg/d	12–50 (men), 10–50 (women)	(31)
Selenium, μg/d	60–350 (men), 50–350 (women)	(31)
Potassium, mg/d	≥3100	(31)
Phosphorus, mg/d	≥750	(31)
Magnesium, mg/d	420–770 (men), 360–710 (women)	(31)
Iodine, μg/d	≥150	(31)
Iron, mg/d	9–28 (men), 16–28 (women)	(31)
Copper, mg/d	2–38 (men), 1.5–31 (women)	(31)
Calcium, mg/d	900–2000	(31)
Water, g/d	≥2500 (men), ≥2000 (women)	(32)
Contaminants³		
Nondioxin-like PCBs, dioxin-like compounds	≤TRV if observed exposure > TRV; ≤Observed exposure if observed exposure >5% TRV; ≤5% TRV in other cases	See Supplemental Table 1 for the TRVs
6 heavy metal compounds	≤TRV if observed exposure > TRV; ≤Observed exposure if observed exposure >5% TRV; ≤5% TRV in other cases	See Supplemental Table 1 for the TRVs
7 mycotoxins	≤TRV if observed exposure > TRV; ≤Observed exposure if observed exposure >5% TRV; ≤5% TRV in other cases	See Supplemental Table 1 for the TRVs
12 pesticides (including 2 POPs)	≤TRV if observed exposure > TRV; ≤Observed exposure if observed exposure >5% TRV; ≤5% TRV in other cases	See Supplemental Table 1 for the TRVs
Food quantities^{2,3}		
Solid diet weight, ⁸ % of observed quantity	85–115	
Each food item, ⁹ percentile of observed intake, g/d	≤95th	
Each group and each subgroup, ⁹ percentile of observed intake, g/d	5th–95th	
Alcoholic beverages, fortified foods and spring water, g/d	≤Observed intake	

¹ NUT, model for a diet respecting only nutritional constraints; NUTOX, model for a diet respecting both nutritional and toxicological constraints; PCB, polychlorinated biphenyl; POP, persistent organic pollutant; TRV, Toxicological Reference Value.

² Constraints applied in NUT models.

³ Constraints applied in NUTOX models.

⁴ Refers to dietary energy excluding alcohol energy.

⁵ A constraint set at the WHO recommendation (0.25 g/d) (33) was also tested as part of the feasibility analysis.

⁶ Recommendation is based on 7 g salt for men and 6 g salt for women.

⁷ A constraint set at the French RDA (5 μg/d) (31) was also tested as part of the feasibility analysis.

⁸ Represents the total ingested quantity, excluding water, tea, and coffee.

⁹ For the calculations of the 95th percentile of consumption of each food item, only people who actually declared that they consumed them were taken into account (by sex). Conversely, for the calculations of group and subgroup percentiles, the whole population (by sex) was used.

a constraint imposing 5 µg vitamin D and the fact that vitamin D can be provided by supplements and sunlight, the constraint on vitamin D was removed. Because the highest recommendation level for EPA plus DHA was achievable, it was retained as the constraint level, i.e., 500 mg/d.

Food contents

OBS and NUT diets. The food group and subgroup compositions of the observed and modeled diets are shown in Table 2. At the food group level, the only dietary change from the fulfillment of nutritional constraints (NUT models) was the increased quantity of fruit and vegetables (~50% increase). At the subgroup level, both fruit and vegetables increased for women, whereas only fruit increased for men. For the other food groups, dietary changes occurred at the subgroup level, with shifts from refined to unrefined

starches (women only), from meat to fish, from cheese to other dairy, and from animal to vegetable fat (Table 2).

NUTOX diets. Compared with the NUT diets, the NUTOX diets presented no food group quantity differences >10%, except for drinks (-14%, women's diet; Table 2).

At the subgroup level, unrefined starches further increased in both women's and men's diets, eggs and fish increased in the women's diet, tea and coffee decreased in the women's diet, and alcoholic beverages decreased in the men's diet (Table 2).

The food items more favored in the NUT than the NUTOX diets included fresh apple (124 g in the NUT compared with OBS and 21 g in the NUTOX compared with OBS diet, for men), pasta (20 and -25 g, respectively, for women) and spinach (37 and 4 g, respectively, for women). Conversely, the

TABLE 2 Mean food group and subgroup quantities in OBS, NUT, and NUTOX diets for women and men in the INCA2 study¹

Food groups and subgroups	Women, g/d			Men, g/d		
	OBS	NUT	NUTOX (n = 500) ²	OBS	NUT	NUTOX (n = 500) ²
Fruit and vegetables (including oilseeds)	376*	569*	525 ± 31.9	368*	538*	502 ± 21.7
Vegetables (raw or cooked) and soups	214*	312*	254 ± 26.2	210*	210*	221 ± 12.1
Fresh and processed fruits (excluding dried)	160*	255*	269 ± 36.2	156*	326*	278 ± 25.4
Dried fruits and oilseeds	2.31	2.31	2.32 ± 0.169	3.08	3.08	3.08 ± 0.044
Starch and grains	203*	203*	212 ± 14.8	305*	305*	316 ± 12.2
Refined starch	129*	115*	90.2 ± 15.4	213*	213*	206 ± 10.2
Unrefined starch	68.5*	82.3*	117 ± 23.4	87.5*	87.5*	105 ± 13.2
Breakfast cereals	5.36	5.36	5.36 ± 0.0 [†]	4.49	4.49	4.49 ± 0.0 [†]
Meat, fish, eggs, and alternatives	141	141	141 ± 4.46	193*	193*	193 ± 1.13
Meat	94.1*	76.7*	57.2 ± 9.44	144*	136*	135 ± 9.17
Fish and seafood	32.0*	49.5*	62.7 ± 7.61	32.4*	40.7*	41.9 ± 8.99
Eggs	14.5*	14.5*	21.1 ± 5.35	16.2	16.2	16.2 ± 0.0 [†]
Plant protein products	0.212	0.212	0.212 ± 0.0 [†]	0.789	0.789	0.789 ± 0.0 [†]
Composite dishes	104*	104*	95.4 ± 13.9	150	150	150 ± 0.0 [†]
Animal-based dishes	76.3*	76.3*	67.7 ± 13.7	113	113	113 ± 0.0 [†]
Plant-based dishes	27.8	27.8	27.7 ± 1.12	36.6	36.6	36.6 ± 0.0 [†]
Dairy products and alternatives	205*	205*	210 ± 10.0	216*	216*	214 ± 5.11
Milk	86.2*	86.2*	88.3 ± 6.97	101*	120*	119 ± 6.14
Yogurt	86.7*	94.0*	99.7 ± 13.1	70.9	70.9	70.9 ± 0.88
Cheese	26.5*	19.2*	16.4 ± 3.13	40.9*	22.3	22.1 ± 2.86
Dairy alternatives	5.33	5.33	5.33 ± 0.0 [†]	2.61	2.61	2.61 ± 0.0 [†]
Sweetened products	111*	111*	110 ± 1.91	122*	122*	122 ± 0.522
Dairy desserts (cream)	16.7*	16.7*	15.9 ± 2.82	18.2	18.2	18.2 ± 0.136
Cakes, pies, pastries, and related	60.4*	60.4*	63.4 ± 5.27	66.5*	66.5*	67.3 ± 1.68
Cookies and sweets	33.6*	33.6*	30.7 ± 3.83	37.6*	37.6*	37.0 ± 1.48
Water and drinks	1390*	1390*	1200 ± 96.3	1520*	1520*	1480 ± 26.9
Water	808*	808*	817 ± 103	768*	768*	819 ± 27.0
Coffee, tea, and infusions	406*	406*	212 ± 77.0	346*	346*	324 ± 37.3
Sweetened drinks	59.2*	59.2*	59.0 ± 0.72	91.9	91.9	91.9 ± 0.0 [†]
Fruit juices without added sugar	58.6*	58.6*	57.4 ± 5.65	59.8	59.8	59.8 ± 0.0 [†]
Alcoholic beverages	63.2*	63.2*	57.5 ± 13.8	256*	256*	189 ± 44.8
Fat and seasonings	45.2*	45.2*	44.7 ± 1.64	46.8*	46.8*	51.3 ± 2.18
Animal fat	13.0*	6.82*	6.05 ± 3.18	14.4*	4.08*	3.43 ± 0.892
Vegetable fat	23.9*	30.0*	30.8 ± 3.05	23.4*	37.1*	42.3 ± 2.26
Seasonings	8.32*	8.32*	7.81 ± 1.24	9.05*	5.64*	5.61 ± 0.255

¹ Values are means or means ± SDs. Food quantities were compared between the OBS and NUTOX diets and the NUT and NUTOX diets (paired *t* tests) for each sex. With the use of the Benjamini-Hochberg procedure at a false discovery rate of 5%, no false positive was detected in significant *t* tests for food subgroups. *Significantly different from NUTOX, *P* < 0.05. [†] Null SD in NUTOX diets (*t* tests could not be performed). INCA2, Second French Individual and National Study on Food Consumption (Individuelle Nationale des Consommations Alimentaires); NUT, modeled diet respecting only nutritional constraints; NUTOX, modeled diet respecting both nutritional and toxicological constraints; OBS, observed diet.

² Only NUTOX quantities varied along the 500 repetitions (1 for each of the 500 toxicological databases generated).

food items more favored in the NUTOX than in the NUT model included clementines (0 and 42 g, respectively, for women), fat-free yogurt (30 and 65 g, respectively, for women) and fresh bananas (26 and 58 g, respectively, for men).

Nutrient contents

OBS diets. OBS diets did not meet all nutritional recommendations (Table 3), especially the French RDA for EPA plus DHA (only 50% of the recommended intake was met), α -linolenic acid (18:3n-3; ~50% of French RDA), fiber (66% and 80% of French RDA for women and men, respectively), iron (64% of French RDA for women), iodine (75% of French RDA for women) and magnesium (79% of French RDA for women). Furthermore, OBS diets were too high in SFAs and sodium (>120% of the upper limit).

NUT and NUTOX diets. As expected by construction, the NUT and NUTOX diets met all nutrient recommendations. Vitamin

D content in the modeled diets was between 2.8 and 4 $\mu\text{g}/\text{d}$ (Table 3).

Food contaminant exposures

OBS diets. Estimated dietary exposure to contaminants is reported in Figure 1. None of the 27 contaminant exposure values exceeded the corresponding TRV. For both women and men, 10 contaminants were >10% of the corresponding TRVs, of which 6 were >25% (Figure 1), with deoxynivalenol (39% and 48% TRV for women and men, respectively) and lead (39% and 41% TRV for women and men, respectively) having the highest percentage of TRV.

NUT diets. Compared with OBS diets, fulfilling the nutritional constraints in the NUT models induced food changes that increased 23 of the 27 contaminant exposures in women's diets and 19 of the 27 contaminant exposures in men's diets. The highest increases in

TABLE 3 Mean nutrient contents of the OBS, NUT, and NUTOX diets for women and men in the INCA2 study¹

Nutrient	Women			Men		
	OBS	NUT	NUTOX ² (n = 500)	OBS	NUT	NUTOX ² (n = 500)
Proteins, % lower constraint	156*	168*	159 ± 2.15	159*	158*	156 ± 1.75
Carbohydrates, % lower constraint	96.3*	100*	101 ± 1.90	98.5	100	100 ± 0.0 [†]
Total fats, % upper constraint	95.9*	85.7*	87.3 ± 1.22	91.9*	89.3*	89.9 ± 0.789
α -Linolenic acid, % French RDA	48.5	100	100 ± 0.0 [†]	44.8	100	100 ± 0.0 [†]
Linoleic acid, % French RDA	131*	132*	152 ± 0.827	119*	151*	157 ± 0.669
EPA + DHA, % French RDA	46.0	100	100 ± 0.0 [†]	53.7*	100*	100 ± 0.0101
SFAs, % upper constraint	120*	100*	99.9 ± 0.121	118*	100*	99.1 ± 0.517
Free sugars, % upper constraint	103*	100*	99.1 ± 0.879	91.3*	100*	99.9 ± 0.267
Sodium, % upper constraint	121	100	100 ± 0.0 [†]	140	100	100 ± 0.0 [†]
Cholesterol, % observed	100*	94.9*	98.9 ± 8.53	100*	100*	99.8 ± 3.45
Fiber, % French RDA	65.5	100	100 ± 0.0 [†]	80.4	100	100 ± 0.0 [†]
Vitamin A, % French RDA	195*	213*	178 ± 187	179*	141*	148 ± 36.4
Thiamin, % French RDA	96.6*	100*	101 ± 0.0174	105*	105*	103 ± 0.0249
Riboflavin, % French RDA	102*	107*	105 ± 0.0492	119*	114*	111 ± 0.0256
Niacin, % French RDA	157*	163*	153 ± 0.888	165*	168*	167 ± 0.636
Vitamin B-12, % French RDA	237*	313*	263 ± 1.06	308*	289*	286 ± 0.289
Pantothenic acid, % French RDA	93.5*	101*	105 ± 0.152	123*	129*	125 ± 0.110
Vitamin B-6, % French RDA	103*	117*	115 ± 0.0674	110*	120	120 ± 0.0375
Folates, % French RDA	89.7*	124*	115 ± 16.3	95.5*	102*	105 ± 8.54
Ascorbic acid, % French RDA	84.9*	102*	112 ± 9.32	83.8	100	100 ± 0.0 [†]
Vitamin D, ³ % French RDA	49.4*	76.6*	55.9 ± 0.371	56.0*	81*	60.5 ± 0.504
Vitamin E, % French RDA	101*	132*	143 ± 1.18	109*	159*	165 ± 0.893
Zinc, % French RDA	90.1*	119*	113 ± 0.744	102*	100	100 ± 0.0198
Selenium, % French RDA	159*	173*	145 ± 5.40	154*	157*	150 ± 4.65
Potassium, % French RDA	88.4*	100*	100 ± 2.58	111*	121*	120 ± 44.2
Phosphorus, % French RDA	147*	166*	164 ± 31.6	192*	200*	198 ± 23.9
Magnesium, % French RDA	78.6*	107*	105 ± 9.48	84.7	100	100 ± 0.0 [†]
Iodine, % French RDA	74.6*	100	100 ± 0.114	90.5*	100	100 ± 0.333
Iron, % French RDA	64.1	100	100 ± 0.0 [†]	153*	164*	156 ± 0.532
Copper, % French RDA	99.8*	123*	120 ± 0.155	95.5*	104	105 ± 0.0441
Calcium, % French RDA	86.0	100	100 ± 0.0 [†]	104*	101*	101 ± 22.2
Water, % French RDA	109*	118*	107 ± 90.7	95.7*	102*	100 ± 15.7

¹ Values are means or means ± SDs. Diet nutrient contents were compared between the OBS and NUTOX diets and the NUT and NUTOX diets (paired *t* tests) for each sex. *Significantly different from NUTOX, $P < 0.05$. [†]Null SD in NUTOX diets (*t* tests could not be performed). With the use of the Benjamini-Hochberg procedure at a false discovery rate of 5%, no false positive was detected in significant *t* tests for nutrients. INCA2, Second French Individual and National Study on Food Consumption (Individuelle Nationale des Consommations Alimentaires); NUT, modeled diet respecting only nutritional constraints; NUTOX, modeled diet respecting both nutritional and toxicological constraints; OBS, observed diet.

² Only NUTOX contents varied along the 500 repetitions (1 for each of the 500 toxicological databases generated).

³ The level of 5 $\mu\text{g}/\text{d}$ was used for the purposes of reporting results.

absolute percentage TRV were found for NDL-PCBs (31% and 17% increased TRV in women's and men's diets, respectively), dioxin-like compounds (15% and 5% increased TRV, respectively) and lead (13% increased TRV for the women's diet). Increases for mycotoxins and pesticides were $\leq 3\%$ TRV. Despite these increases, all contaminant exposures remained $<100\%$ (maximum 57% and 43% TRV for lead for women and men, respectively).

NUTOX diets. As expected by construction, NUTOX contaminant exposures remained below those found in the OBS diets while meeting all nutrient recommendations (Figure 1).

Sensitivity analysis

Results of the sensitivity analysis performed over the non-detected and nonquantified substitution scenarios were analyzed only for women's diets, because their NUT contaminant exposures reached higher concentrations than those for men (Figure 1). Whatever the scenario (lower, middle, or upper), none of the 27 contaminants exceeded the corresponding TRVs in the observed or modeled diets, and all the NUTOX models had feasible solutions (Supplemental Table 3). The contaminants for which exposure increased the most (in absolute percentage TRV) between the OBS and NUT diets were the same among the 3 scenarios. The contaminants most affected by the substitutions between lower and middle (or middle and upper) scenarios were hexachlorobenzene (28% increased TRV in the OBS diet), T-2 plus HT-2 toxins (22% increase), and inorganic mercury (18% increase), which reached 63%, 57%, and 39% TRV, respectively, in the NUT diet under the upper scenario.

Of the 18 contaminants not included so far in our analysis (null exposure in the lower scenario), aldrin plus dieldrin exceeded its TRV in the OBS, NUT, and NUTOX diets in the middle and upper scenarios (up to 278% TRV). Heptachlor exceeded its TRV in the upper scenario (up to 199% TRV). Endrin was the next highest contaminant exposure, reaching 36% and 71% TRV in the NUT middle and upper scenarios, respectively.

Discussion

For the first time, to our knowledge, compatibility between nutritional adequacy and acceptable food contaminant exposures was assessed on the basis of a whole set of nutrients and a large panel of contaminants. On the basis of dietary data from the French adult population, diet modeling showed that 1) reaching nutritional adequacy through dietary changes may lead to increased intake of heavy metals, PCBs and dioxins, although still below TRVs; and 2) specific food choices make it possible to reach recommended nutrient values without increasing dietary contaminant exposures.

Diet modeling confirmed that reaching nutritional goals in the mean French diet (i.e., NUT model) requires increased quantities of fruit, vegetables, unrefined starch and grain, and fish, and decreased quantities of meat, cheese, and animal fat, as previously reported by Maillot et al. (6). However, such changes induced increases in several contaminants. Dioxins and PCBs increased the most, and heavy metals (arsenic, aluminum, inorganic mercury, cadmium, and lead) also increased, especially in women. The increases in dioxins and PCBs were associated

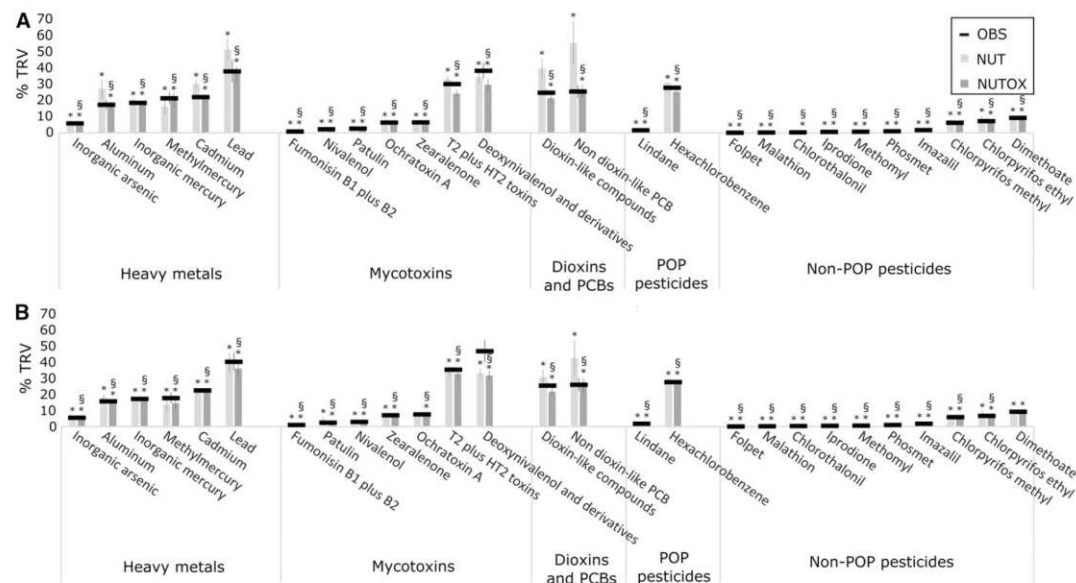


FIGURE 1 Estimated mean contaminant exposures of OBS, NUT, and NUTOX diets for women (A) and men (B). Values are expressed as percentage of the corresponding TRV. Bars represent \pm SD ($n = 500$ repetitions from the 500 databases). Mean contaminant exposures were compared 2-by-2 between OBS, NUT, and NUTOX diets (paired t tests) for each sex. *Different from OBS diet, $P < 0.05$ (paired t test). §Different from NUT diet, $P < 0.05$ (paired t test). When the Benjamini-Hochberg procedure was used with a false discovery rate of 5%, no false positive was detected in significant t tests for food contaminants. Within a contaminant family, results are displayed in increasing order of exposure according to OBS exposure. NUT, modeled diet respecting only nutritional constraints; NUTOX, modeled diet respecting both nutritional and toxicological constraints; OBS, observed diet; PCB, polychlorinated biphenyl; POP, persistent organic pollutant; TRV, Toxicological Reference Value.

with the increase in fish quantities (steamed salmon) that offset the decreased contribution of animal fat and cheese. For women, increased aluminum and cadmium dietary exposures in NUT diets were mainly due to increased quantities of vegetables (notably spinach) and seafood (mussels). Higher lead exposure (for women) was due to the increased intake of seafood (mussels), unrefined starch (mostly whole-grain bread and lentils) and vegetables (data not shown). Note that although contaminant exposures increased, they did not exceed the corresponding TRVs for either the women's or the men's diets. The very moderate increases in pesticide exposures in the modeled diets confirmed the results of Drouillet-Pinard et al. (9), who showed that French menus composed of up to 800 g fruit and vegetables (400 g fruit and 400 g vegetables) are unlikely to lead to exposure >10% of the acceptable daily intake for most of the 43 pesticide residues they analyzed. Overall, the only contaminants reaching exposure concentrations >100% of TRVs in our observed or modeled diets were internationally banned persistent pesticides featuring non-detected residues in all samples. Analytic limitations do not enable us to rule out a risk related to those residues (3).

One of the main findings of the present study was that it is possible to reach nutritional adequacy without increasing contaminant exposure once vitamin D is left aside. Adjustments in food content from the NUT to the NUTOX model were needed at the food subgroup level. For instance, the decrease in vegetable quantities in the women's diet is driven by the decrease in leafy green vegetables that are highly concentrated in heavy metals. Furthermore, food item substitutions within food groups are needed as well. For instance, the decreased intake of steamed salmon (which has high concentrations of both n-3 FAs and NDL-PCBs) in the men's diets needs to be offset by other fish species. However, such changes may run against cultural acceptability, given that palatable and preferred items must have a satisfactory toxicological profile in addition to favorable nutrient content to be quantitatively part of the modeled diet. The NUTOX model thus required further departure from the OBS diet than did the NUT model.

For women with a constraint on vitamin D, only 13% of the models constrained on both nutrition and toxicology had a feasible solution. In fact, fish consumption induces a concomitant intake of vitamin D, EPA, and DHA, but also PCBs, dioxins, and mercury (10–13, 17). Ax et al. (7) highlighted this conflict when relating adherence to the Mediterranean diet to blood concentrations of PCBs and mercury in an elderly Swedish cohort. Our results are supported by a study by Sirot et al. (17), which aimed to determine the optimal seafood consumption pattern for the French adult population. The linear models from Sirot et al. were unable to simultaneously meet all the nutritional recommendations and toxicological constraints, with vitamin D being the limiting factor. To overcome this issue, vitamin D, EPA, and DHA supplements may help safely reach these specific nutrient recommendations. The potential benefits of vitamin D supplementation or fortification have already been documented (37, 38); long-chain n-3 FA supplementation has attracted less interest. Fish oil supplements (39) or more sustainable plant-based options (40) have been advocated, but are either expensive (microalgae) or hampered by acceptance issues (genetically modified organisms).

Although based on a limited number of contaminants of toxicological concern, our approach was original in its comprehensiveness: to our knowledge, this is the first diet modeling study to simultaneously combine extended nutritional and toxicological data at the whole-diet level. To our knowledge, previous studies to date have only analyzed limited pairs of nutrients and/or contaminants and/or food items (9, 10, 12, 13, 17). Moreover, linear programming induced dietary changes

independently of a priori expectations, such as greater intake of fruit and vegetables, and tended to stay as close as possible to mean self-selected diets.

However, this study does have limitations. It did not account for contaminant cocktail effects because of the lack of quantified interactions in the literature. The food consumption estimates are based on national dietary surveys that carry limitations and measurement errors inherent to food intake assessment (e.g., bias on underreporting of intake cannot be excluded). Because modeled diets are directly derived from these estimations, the accuracy of our results are dependent on the quality of these input data, which are, to date, the largest and most recent data set available for the French population. Using mean consumptions hides extreme behaviors. Thus, our study did not consider potential high exposures to specific contaminants, as highlighted in the EAT2 study for high consumers of cherries containing dithiocarbamates, for example (3). Specific subgroups, such as pregnant women, who are more vulnerable to most contaminant exposures, were not considered either. Performing optimization at an individual level (41) therefore could be particularly relevant, especially if contamination data are made available for more food items. Alternatively, isolating subpopulations on the basis of dietary pattern clustering may be of particular interest for nutritional and toxicological diet modeling (42). The restricted food list of 204 food items may be seen as narrow, given the vast diversity of foods readily available for consumption in France. However, the original EAT2 sampling gave priority to representativeness (22), thus providing robustness to the findings of the present study. Furthermore, having data on food items sourced from different farming systems may be of equally particular interest. It has been shown that organic products may have lower concentrations and frequencies of occurrence of residual concentrations of pesticides and cadmium and higher contents of antioxidants and n-3 FAs, and that consumption of organic foods is related to lower concentrations of pesticide-related biomarkers (43–47).

In conclusion, this study demonstrated that the dietary changes needed to reach nutritional adequacy are compatible with food contaminant exposures lower than the TRVs at population level. Moreover, this modeling study identified specific food choices that make it possible to respect nutrient recommendations without increasing observed exposures to dietary contaminants. This holistic methodology combined with the results reported here should prove important to experts and policymakers, because our findings highlight the need to take into account the safety dimension when issuing dietary recommendations.

Acknowledgments

We thank Véronique Sirot and Jean-Luc Volatier (ANSES) for making the data available and Murielle Champeaux for analyzing preliminary models. TB, FV, MP, J-PC, M-JA, VM, and ND designed the research, analyzed the data, and wrote the paper; TB and FV conducted the research; and ND had primary responsibility for the final content. All authors read and approved the final manuscript.

References

1. FAO/WHO. Preparation and use of food-based dietary guidelines. WHO technical report series 880. World Health Organization; 1998.
2. French Ministry of Health. French national nutrition and health program 2011–2015 [Internet]. 2012 [cited 2015 Dec 14]. Available from: http://www.sante.gouv.fr/IMG/pdf/PNNS_UK_INDD_V2.pdf.
3. ANSES. Etude de l'alimentation totale française 2. [French Total Diet Study 2.] (EAT2), tome 1. Maisons-Alfort; 2011 (in French).

4. Willett WC, Sacks F, Trichopoulou A, Drescher G, Ferro-Luzzi A, Helsing E, Trichopoulos D. Mediterranean diet pyramid: a cultural model for healthy eating. *Am J Clin Nutr* 1995;61:1402S-6S.
5. Bach-Faig A, Berry EM, Lairon D, Reguant J, Trichopoulou A, Dernini S, Medina FX, Battino M, Belahsen R, Miranda G, et al. Mediterranean diet pyramid today. Science and cultural updates. *Public Health Nutr* 2011;14:2274-84.
6. Maillot M, Issa C, Vieux F, Lairon D, Darmon N. The shortest way to reach nutritional goals is to adopt Mediterranean food choices: evidence from computer-generated personalized diets. *Am J Clin Nutr* 2011;94:1127-37.
7. Ax E, Lampa E, Lind L, Salihovic S, van Bavel B, Cederholm T, Sjögren P, Lind PM. Circulating levels of environmental contaminants are associated with dietary patterns in older adults. *Environ Int* 2015;75:93-102.
8. Barnat S, Boisser M, Casse F, Catteau M, Lecerf J-M, Veschambre D, Periquet A. Pesticide residues intake of French adults under increased consumption of fresh fruits and vegetables, a theoretical study. *J Environ Sci Health B* 2010;45:102-7.
9. Drouillet-Pinard P, Boisser M, Periquet A, Lecerf J-M, Casse F, Catteau M, Barnat S. Realistic approach of pesticide residues and French consumer exposure within fruit & vegetable intake. *J Environ Sci Health B* 2011;46:84-91.
10. Antonijevic B, Matthys C, Sioen I, Bilau M, Van Camp J, Willems JL, De Henauw S. Simulated impact of a fish based shift in the population n-3 fatty acids intake on exposure to dioxins and dioxin-like compounds. *Food Chem Toxicol* 2007;45:2279-86.
11. Verger P, Khalifi N, Roy C, Blanchemanche S, Marette S, Roosen J. Balancing the risk of dioxins and polychlorinated biphenyls (PCBs) and the benefit of long-chain polyunsaturated fatty acids of the n-3 variety for French fish consumers in western coastal areas. *Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess* 2008;25:765-71.
12. Sioen I, De Henauw S, Verbeke W, Verdonck F, Willems JL, Van Camp J. Fish consumption is a safe solution to increase the intake of long-chain n-3 fatty acids. *Public Health Nutr* 2008;11:1107-16.
13. Foran JA, Good DH, Carpenter DO, Hamilton MC, Knuth BA, Schwager SJ. Quantitative analysis of the benefits and risks of consuming farmed and wild salmon. *J Nutr* 2005;135:2639-43.
14. EFSA. Scientific opinion on health benefits of seafood (fish and shellfish) consumption in relation to health risks associated with exposure to methylmercury. *EFSA Journal* 2014;12:1-80.
15. Maillot M, Vieux F, Ferguson EF, Volatier J-L, Amiot MJ, Darmon N. To meet nutrient recommendations, most French adults need to expand their habitual food repertoire. *J Nutr* 2009;139:1721-7.
16. Maillot M, Monsivais P, Drownowski A. Food pattern modeling shows that the 2010 Dietary Guidelines for sodium and potassium cannot be met simultaneously. *Nutr Res* 2013;33:188-94.
17. Sirot V, Leblanc J-C, Margaritis I. A risk-benefit analysis approach to seafood intake to determine optimal consumption. *Br J Nutr* 2012;107:1812-22.
18. Katz JM, Winter CK, Buttrey SE, Fadel JG. Comparison of acrylamide intake from Western and guideline based diets using probabilistic techniques and linear programming. *Food Chem Toxicol* 2012;50:877-83.
19. Dubuisson C, Lioret S, Touvier M, Dufour A, Calamassi-Tran G, Volatier J-L, Lafay L. Trends in food and nutritional intakes of French adults from 1999 to 2007: results from the INCA surveys. *Br J Nutr* 2010;103:1035-48.
20. Black AE. Critical evaluation of energy intake using the Goldberg cut-off for energy intake: basal metabolic rate. A practical guide to its calculation, use and limitations. *Int J Obes Relat Metab Disord* 2000;24:1119-30.
21. ANSES. Open data downloading: EAT2 contaminants concentrations in foods [Internet]. 2015 [cited 2015 Feb 26]. Available from: <https://www.anses.fr/fr/documents/PASER2006sa0361-An02.xls>.
22. Sirot V, Volatier JL, Calamassi-Tran G, Dubuisson C, Menard C, Dufour A, Leblanc JC. Core food of the French food supply: second Total Diet Study. *Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess* 2009;26:623-39.
23. World Health Organization. GEMS/Food-EURO Second workshop on reliable evaluation of low-level contamination of food. Geneva (Switzerland):WHO; 1995.
24. Darmon N, Ferguson E, Briend A. Linear and nonlinear programming to optimize the nutrient density of a population's diet: an example based on diets of preschool children in rural Malawi. *Am J Clin Nutr* 2002;75:245-53.
25. Ferguson EL, Darmon N, Briend A, Premachandra IM. Food-based dietary guidelines can be developed and tested using linear programming analysis. *J Nutr* 2004;134:951-7.
26. EFSA. Scientific opinion on dietary reference values for protein. *EFSA Journal* 2012;10:1-66.
27. EFSA. Scientific opinion on dietary reference values for carbohydrates and dietary fibre. *EFSA Journal* 2010;8:1-77.
28. ANSES. Actualisation des Apports Nutritionnels Conseillés pour les acides gras. Rapport d'expertise collective. [Updating of the French dietary recommendations for fatty acids. Report of a collective expertise.] Maisons-Alfort:ANSES;2011 (in French).
29. Joint WHO/FAO Expert Consultation. Diet, nutrition and the prevention of chronic diseases. *World Health Organ Tech Rep Ser* 2003;916:i-viii, 1-149.
30. Becker W, Lyhne N, Pedersen A, Aro A, Fogelholm M, Phorsdottir I, Alexander J, Anderssen S, Meltzer H, Pedersen J. Nordic nutrition recommendations 2004—integrating nutrition and physical activity. *Scand J Nutr* 2004;48:178-87.
31. Martin. Apports nutritionnels conseillés pour la population française, 3ième édition [Dietary recommendations for French population, 3rd edition.]. Paris: Tecet Doc Lavoisier; 2000. 605 p. (in French).
32. EFSA. Scientific opinion on dietary reference values for water. *EFSA Journal* 2010;8:1-48.
33. FAO/WHO. Interim summary of conclusions and dietary recommendations on total fat and fatty acids. Geneva (Switzerland):WHO;2008.
34. Darmon N, Ferguson EL, Briend A. A cost constraint alone has adverse effects on food selection and nutrient density: an analysis of human diets by linear programming. *J Nutr* 2002;132:3764-71.
35. United Nations Environment Programme. Stockholm convention on Persistent Organic Pollutants (POPs). New York:United Nations;2010.
36. Briend A, Darmon N, Ferguson E, Erhardt JG. Linear programming: a mathematical tool for analyzing and optimizing children's diets during the complementary feeding period. *J Pediatr Gastroenterol Nutr* 2003;36:12-22.
37. Holick MF, Chen TC. Vitamin D deficiency: a worldwide problem with health consequences. *Am J Clin Nutr* 2008;87:1080S-1086S.
38. Madsen KH, Rasmussen LB, Andersen R, Mølgaard C, Jakobsen J, Bjerrum PJ, Andersen EW, Mejborn H, Tetens I. Randomized controlled trial of the effects of vitamin D-fortified milk and bread on serum 25-hydroxyvitamin D concentrations in families in Denmark during winter: the VitmaD study. *Am J Clin Nutr* 2013;98:374-82.
39. Bengtson Nash SM, Schlabach M, Nichols PD. A nutritional-toxicological assessment of Antarctic krill oil versus fish oil dietary supplements. *Nutrients* 2014;6:3382-402.
40. Kiressa SM, Abeywardena M, Wijesundera C, Nichols P. DHA-containing oilseed: a timely solution for the sustainability issues surrounding fish oil sources of the health-benefitting long-chain omega-3 oils. *Nutrients* 2014;6:2035-58.
41. Maillot M, Vieux F, Amiot MJ, Darmon N. Individual diet modeling translates nutrient recommendations into realistic and individual-specific food choices. *Am J Clin Nutr* 2010;91:421-30.
42. Gazan R, Béchaux C, Crépet A, Sirot V, Drouillet-Pinard P, Dubuisson C. Dietary patterns in the French adult population: a study from the INCA2 survey (2006-2007). *Br J Nutr* 2016;116:300-15.
43. EFSA. The 2012 European Union report on pesticide residues in food. *EFSA Journal* 2014;12:1-156.
44. Barański M, Srednicka-Tober D, Volakakis N, Seal C, Sanderson R, Stewart GB, Benbrook C, Biavati B, Markellou E, Giotis C, et al. Higher antioxidant and lower cadmium concentrations and lower incidence of pesticide residues in organically grown crops: a systematic literature review and meta-analyses. *Br J Nutr* 2014;112:794-811.
45. Smith-Spangler C, Brandeau ML, Hunter GE, Bavinger JC, Pearson M, Eschbach PJ, Sundaram V, Liu H, Schirmer P, Stave C, et al. Are organic foods safer or healthier than conventional alternatives? A systematic review. *Ann Intern Med* 2012;157:348-66.
46. Oates L, Cohen M, Braun L, Schembri A, Taskova R. Reduction in urinary organophosphate pesticide metabolites in adults after a week-long organic diet. *Environ Res* 2014;132:105-11.
47. Oates L, Cohen M. Assessing diet as a modifiable risk factor for pesticide exposure. *Int J Environ Res Public Health* 2011;8:1792-804.

III.3. Article 3

La forte variabilité des biodisponibilités du fer, zinc, protéines et vitamine A des rations consommées par les adultes en France n'est que faiblement expliquée par leur ratio animal-végétal

L'adéquation nutritionnelle, dimension clef de l'alimentation durable, dépend non seulement de l'apport total en nutriments, mais également de leur biodisponibilité, définie comme la proportion d'un nutriment ingéré qui est absorbée et utilisée selon une voie métabolique normale. Les recommandations nutritionnelles actuelles sont basées sur des valeurs de biodisponibilités moyennes et fixes, estimées pour une ration alimentaire moyenne de la population considérée. Or La biodisponibilité dépend fortement de la source des aliments (animale vs. végétale) et de la composition des rations, en particulier pour certains nutriments clef comme le fer, le zinc, les protéines et les provitamines A. Tendre vers une alimentation contenant moins de produits animaux pourrait ainsi compromettre la qualité des apports nutritionnels, et remettre en question la pertinence des valeurs de biodisponibilité moyennes. Cette étude observationnelle avait pour but d'estimer, via des algorithmes et coefficients tirés de la littérature et prenant en compte la composition des rations, les valeurs de biodisponibilité de quatre nutriments clef dans les rations individuelles d'un échantillon représentatif de la population française ($n=1899$). Les prévalences d'inadéquation des apports en fer, zinc, protéines et vitamine A estimées à partir de ces valeurs de biodisponibilité (approche individuelle) ont été comparées avec les prévalences estimées via l'utilisation de biodisponibilités moyennes (approche moyenne). Nous avons également étudié le lien entre la biodisponibilité de ces nutriments et le ratio animal-végétal (calculé en termes de part des apports protéique et énergétique) des rations consommées.

Cette étude a montré que les valeurs de biodisponibilité étaient très variables entre les rations individuelles étudiées. Les prévalences d'inadéquations calculées via les valeurs de biodisponibilité estimées pour chaque ration individuelle différaient significativement des prévalences calculées via les valeurs moyennes suggérées par les instances nationales ou internationales. L'amplitude de cet écart était variable selon les nutriments et selon le sexe. Ces résultats suggèrent un risque de mésestimation des prévalences d'inadéquation nutritionnelle lorsqu'estimées à partir des valeurs moyennes de biodisponibilité.

Cette étude a également montré que les valeurs de biodisponibilité n'étaient que faiblement expliquées par le ratio animal-végétal des rations individuelles étudiées. Des valeurs élevées de biodisponibilité pouvaient être observées pour le zinc, les protéines et les provitamines A dans des rations à faible ratio animal/végétal (<1), alors que des ratios élevés n'étaient pas nécessairement

associés à de fortes valeurs de biodisponibilité. Parmi les quatre nutriments étudiés, le fer était celui dont la biodisponibilité était la plus affectée par une augmentation de la part des produits végétaux dans les rations. Ces résultats soulignent l'importance de prendre en compte d'autres caractéristiques de l'alimentation que la part de produits animaux pour estimer la biodisponibilité. Alors que le risque de compromettre la biodisponibilité des nutriments augmentait avec une réduction des produits animaux, certaines combinaisons d'aliments permettaient d'atteindre des niveaux de biodisponibilité élevés dans des rations majoritairement végétales.

Dans un contexte de modification des choix alimentaires pour tendre vers une alimentation plus durable, il semble donc crucial de tenir compte de la biodisponibilité des nutriments par des approches fines, mais complexes, basées par exemple sur des algorithmes intégrant la présence de divers facteurs alimentaires.

The high variability of iron, zinc, protein and vitamin A bioavailability in French individual diets is poorly explained by their animal-to-plant ratio

Marlène Perignon^{1*}, Tangui Barré^{1*}, Rozenn Gazan², Marie-Josèphe Amiot¹, Nicole Darmon^{1,3}

¹ UMR NORT, Aix-Marseille Université, INRA, INSERM, 13000 Marseille, France.

² MS-Nutrition, Marseille, France.

³ Present address : UMR MOISA, 34060 Montpellier, France

*These authors contributed equally to this work

Corresponding author: Nicole Darmon, UMR MOISA, 2 place Viala, 34060 Montpellier, France. E-mail:

nicole.darmon@univ-amu.fr

Running title: Nutrient bioavailability variability and animal-to-plant ratio of diet

Abstract

Nutritional adequacy, a key-dimension of diet sustainability, depends on nutrient intakes but also on their bioavailability which strongly varies with the plant- or animal-origin of foods. The aim was to estimate the bioavailability of iron, zinc, protein and pro-vitamin A carotenoids from self-selected individual diets, and investigate its relation with the animal-to-plant ratio of diets. Bioavailability factors were estimated in 1899 French individual diets using diet-based algorithms or food-group specific conversion factors. Mean iron absorption, zinc absorption, protein quality and β -carotene conversion factor were estimated at 13%, 30%, 92%, and 17:1, respectively. Bioavailability factors displayed a high variability between individual diets, poorly explained by their animal-to-plant ratio. Using individual bioavailability factors led to different inadequacy prevalence than when using average factors assumed for Western-type diets, suggesting possible misestimations. In this French population, the animal-to-plant ratio does not seem sufficient to predict nutrient bioavailability and the corresponding recommended intakes of nutrients.

Key words

sustainability; food security; nutritional recommendations; nutrient inadequate intake; carotenoids; absorption; protein digestibility corrected amino acid score; animal-vegetable

Highlights

- Nutritional adequacy assessment needs to consider nutrient bioavailability
- Animal-to-plant ratio may drive iron, zinc, protein and vitamin A bioavailability
- Bioavailability factors were highly variable between individual French diets
- Using average bioavailability factors may misestimate the prevalence of inadequacy
- Animal-to-plant ratio poorly explained the variation of bioavailability factors

Introduction

The current food system has a substantial impact on the environment: it contributes to 19-29% of global anthropogenic greenhouse gas emissions, accounts for 70% of all human water use, and is a dominant driver of deforestation, biodiversity loss and land use change ^(1,2). Climate change is in turn a fundamental threat to global food security via its effects on the four components of food security: availability, access, utilization, and stability over time ⁽¹⁾. A growing body of research suggests that food patterns change has a role in addressing the environmental impacts of diets ⁽³⁾. There is a need to promote and consume sustainable diets, i.e. nutritionally adequate, culturally acceptable, economically affordable and with low environmental impact ⁽⁴⁾. With livestock sector representing 14.5% of all human-induced GHG emissions ⁽⁵⁾, and animal-based products identified as the highest emitters in the diet ⁽⁶⁾, the reduction of meat consumption has emerged as a main lever for mitigating the environmental impact of diet ^(3,7). In parallel, public health authorities recommend to eat mostly foods of plant origin and to limit the consumption of red and processed meats ⁽⁸⁾. However, animal products being a valuable source of nutrients, reducing their consumption may lead to some nutritional deficiencies, especially for nutrients only found in animal products (e.g. vitamin B12), or for which the principal and / or best sources are animal (e.g. protein, iron and vitamin D) ⁽⁹⁾. Nutritional adequacy actually depends on total nutrients intake but also on their bioavailability, defined as the proportion of an ingested nutrient that is absorbed and utilized through normal metabolic pathways ⁽¹⁰⁾. The bioavailability is known to be modified by (i) host-related factors such as age, sex, genotype, nutritional status and health status, and (ii) dietary and culinary factors, including the chemical form of the nutrient, nature of the dietary matrix, food processing and cooking, presence of enhancers and inhibitors of absorption in the diet ⁽¹⁰⁾. Most of those dietary factors are influenced by the animal-to-plant ratio of the diet. Hence, the bioavailability of some key nutrients, in particular iron, zinc, protein and vitamin A (VA), was reported to strongly depend on whether they are from plant- or animal-origin. In a context of promotion of more sustainable diet, with reduced consumption of animal product to mitigate the environmental impact of diet, the question of bioavailability of these nutrients should be addressed. In particular, the transition towards diets with less animal-sourced foods might question the relevance of using established average bioavailability factors when assessing inadequate nutrient intakes.

The objective of the present study was to estimate iron, zinc, protein and VA bioavailability factors in each individual diet of adults participating in the last French national dietary survey, and study their relationship with the animal-to-plant ratio of the diet.

Material and methods

Population sample and food consumption data

Dietary intakes were derived from the 7-day food records of a nationally representative stratified random sample of French adults (n = 2,624; age > 18 y) participating in the Second French Individual and National Study on Food Consumption cross-sectional dietary survey (*Étude Individuelle et Nationale sur les Consommations Alimentaires*, INCA2), conducted in 2006-2007 by ANSES (French agency for food, environmental and occupational health safety) ⁽¹¹⁾. After exclusion of energy under-reporters using Black equations ⁽¹²⁾ and individuals consuming hypo-caloric meal substitutes, the present analysis was conducted on a final sample of 1,899 adults, aged 47.1 ± 15.3 y of whom 1,126 were women.

Food composition data

The CIQUAL database associated with the INCA2 survey gives the detailed nutrient composition of all the foods declared to be consumed by the participants (n = 1,342 foods and beverages, including water). To add the contents of food components required to estimate bioavailability, data were collected from other sources and matched with 402 food items selected among the most consumed by INCA2 participants. Phytate and amino acid contents were extracted from the WorldFood Dietary Assessment System 2 developed by the International Network for Food Data Systems (INFOODS) ⁽¹³⁾; the heme iron/total iron ratio was collected from the French Meat Information Center ⁽¹⁴⁾ and completed by values from the literature for fish and poultry products ⁽¹⁵⁾; and the contents of pro-VA carotenoids other than β -carotene (α -carotene and β -cryptoxanthin) were extracted from the USDA National Nutrient Database for Standard Reference (SR25) ⁽¹⁶⁾. For foods containing several ingredients, food component contents were estimated according to the recipes provided with the INCA2 survey. The intakes of the 1342 foods declared to be consumed by INCA2 participants were aggregated into the 402 foods as described elsewhere ⁽¹⁷⁾.

Calculation of bioavailability factors

The generic term of “bioavailability factors” used in the present study concerns different aspects of bioavailability depending on the nutrient concerned. It refers to i) the absorption efficiency for iron and zinc, ii) the conversion factor (accounting for absorption and bioconversion) for pro-VA carotenoids, and iii) the quality (accounting for digestibility and biological value) for protein. Bioavailability factors were estimated in each self-selected individual diet. Means \pm SD were then estimated by gender and for the whole population.

Estimation of iron absorption

Non-heme iron absorption was estimated for each individual diet using the diet-based algorithm developed by Armah *et al.* ⁽¹⁸⁾, as follows:

$$\ln (\% \text{ non-heme iron absorption}) = 6.294 - 0.709 \ln(SF) \\ + 0.119 \ln(C) + 0.006 \ln(MFP+0.1) - 0.055 \ln(T+0.1) - 0.247 \ln(P) - 0.137 \ln(Ca) - 0.083 \ln(NH)$$

SF: serum ferritin ($\mu\text{g/L}$), C: vitamin C (mg), MFP: meat, fish, and poultry (g), T: tea (number of cups), P: phytate (mg), Ca: calcium (mg), and NH: nonheme iron (mg).

Heme iron absorption was estimated for each individual diet using the following equation developed by Hallberg *et al.* ⁽¹⁹⁾:

$$\text{Log} (\% \text{ heme iron absorption}) = 1.9897 - 0.3092 \times \log SF$$

Individual serum ferritin (SF) concentrations were not available and were set to 15 $\mu\text{g/L}$, i.e. the cut off value for an absence of iron stores ⁽²⁰⁾, to estimate the maximum absorption from each individual diet and assess the sole influence of dietary factors.

The total iron absorption was then calculated as follows:

Total iron absorption

$$= \frac{(\text{heme iron intake} \times \% \text{ heme iron absorption}) + (\text{non heme iron intake} \times \% \text{ non heme iron absorption})}{\text{total iron intake} \times 100}$$

Estimation of zinc absorption

The total amount of absorbed zinc was estimated for each individual diet using the following algorithm developed by Miller *et al.* ⁽²¹⁾:

$$TAZ = 0.5 \times \left\{ 0.13 + TDZ + 0.10 \left(1 + \frac{TDP}{1.2} \right) \right. \\ \left. - \sqrt{\left(0.13 + TDZ + 0.10 \left(1 + \frac{TDP}{1.2} \right) \right)^2 - 4 \times 0.13 \times TDZ} \right\}$$

TAZ: total absorbed zinc (mmol), TDZ: total dietary zinc (mmol) and TDP: total dietary phytate (mmol). Zinc absorption was then calculated as the ratio TAZ/TDZ.

Estimation of pro-vitamin A carotenoids conversion factors

Retinol equivalents (RE) from three pro-vitamin A carotenoids (β -carotene, α -carotene and β -cryptoxanthin) were calculated for each individual diet using food or food-group specific conversion factors extracted from the literature. For β -carotene, a conversion factor (on a weight basis) of 21:1 was used for spinach ⁽²²⁾, 14:1 for carrot ^(22,23), 12:1 for fruits ^(24,25), 27:1 for other vegetables ⁽²⁶⁾, 3.2:1 for maize ⁽²⁷⁾, 3.8:1 for rice ⁽²⁸⁾ and 9:1 for fats ^(29,30). Considering that β -carotene is fat-soluble,

conversion factor for animal sources was extrapolated from factor for fats. Based on their chemical structures, conversion factors for α -carotene and β -cryptoxanthin were set at half those for β -carotene. Conversion factor of the diet was then calculated as the ratio RE from pro-vitamin A carotenoid / total dietary pro-vitamin A carotenoid.

Estimation of protein quality

Protein quality was estimated using the protein digestibility corrected amino acid score (PDCAAS) approach ⁽³¹⁾. The PDCAAS was calculated as follows:

$$PDCAAS(\%) = \text{digestibility}(\%) \times \text{amino acid score}$$

The digestibility is the proportion of food protein which is absorbed, and the amino acid score (AAS) is the ratio, truncated to 1, of the content of the limiting indispensable amino acid in the diet to its content in the amino acid reference pattern. The amino acid reference pattern for adults and digestibility factors used for calculation of the PDCAAS are provided in Table 1 ⁽³¹⁾.

Assessment of nutrient inadequacy

Nutrient inadequacy was assessed using two approaches to estimate iron, zinc, VA and protein intakes: i) an “individual diet approach” for which nutrient intake was estimated using bioavailability factors specifically calculated as described above for each individual diet, and ii) a “dietary pattern approach” for which nutrient intake was estimated using average bioavailability factors currently assumed for so-called Western-type or ‘mixed’ diets. For iron, the dietary pattern approach was declined in two levels using the average bioavailability of 12% or 15% suggested by WHO for populations consuming Western-type diets ⁽²⁰⁾. For zinc, the dietary pattern approach used the moderate bioavailability of 30% suggested for mixed diet ⁽²⁰⁾. For VA, the dietary pattern approach was studied at two levels by using conversion factors of (i) 6:1 for β -carotenes and 12:1 for other pro-VA carotenoids as recommended by EFSA ⁽³²⁾ and ANSES ⁽³³⁾, or (ii) 14:1 for β -carotenes and 28:1 for other pro-VA carotenoids as recommended by WHO-FAO ⁽²⁰⁾. For protein, the dietary pattern approach corresponded to the estimation using total protein intake (no adjustment for protein quality).

For both approaches, prevalence of zinc, iron, vitamin A and protein inadequate intakes were estimated using the Estimated Average Requirement (EAR) cut-point methodology, i.e. by assessing the proportion of individuals whose nutrient intake is below the EAR for the nutrient ⁽³⁴⁾. The EAR used were those estimated by WHO/FAO for each gender and presented in Table 1. The EAR for zinc being defined for an assumed level of absorption (15%, 30% or 50%), values were converted to requirements for absorbed zinc.

Indicators of animal-to-plant ratio

Two indicators were used to estimate the animal-to-plant ratio. The first one was the animal-to-plant protein ratio, calculated as the ratio of protein intakes from animal-sourced foods to protein intakes from plants. The second one was the share of animal energy, calculated as the ratio of energy derived from animal-sourced foods to total energy intake. Animal-sourced foods were defined as: meat (red meat, poultry, game, offal, processed meat), fish, seafood, eggs and dairy products (milk, cheese, yogurt, cream, butter). Both indicators were estimated for each individual diet.

Statistical analysis

Data management and analyses were performed using SPSS version 20.0 software (SPSS, Inc., Chicago, IL). Prevalence of inadequate intake estimated by the individual diet approach was compared for each nutrient to the prevalence estimated by the dietary pattern approach using McNemar's test. The relationship between bioavailability factors (iron absorption, zinc absorption, pro-VA carotenoids conversion factor and PDCAAS) and the animal-to-plant protein ratio or the share of animal energy were estimated by linear regression. Those regressions were studied on bioavailability factors calculated for a 2000 kcal diet since preliminary analysis have shown that they were associated with total energy intake (especially for zinc). The significance level was set at 5 % ($p < 0.05$).

Table 1: Nutrient requirements and protein digestibility factors

Estimated Average Requirements	MEN	WOMEN	Reference
Iron (mg absorbed/day)	1.05	1.46 (0.87 ¹)	(20)
Zinc (µg absorbed/kg/day)	21.6 ²	17.7 ²	(20)
Vitamin A (µgRE/kg/day)	6.7	6.7	(43)
Protein (g/kg/day)	0.66	0.66	(31)
Amino acid requirements of adults (mg/g protein)			(31)
Histidine		15	
Isoleucine		30	
Leucine		59	
Lysine		45	
Methionine		16	
Cystine		6	
Methionine + cysteine		22	
Phenylalanine + tyrosine		30	
Threonine		23	
Tryptophan		6	
Valine		39	
Protein digestibility by food source (%)			
Meat, poultry, fish		94	(31,44)
Milk, cheese		95	(31,44)
Egg		97	(31,44)
Legumes		85	(44)
Ready to eat cereals		75	(44)
Bread, whole		92	(44)
Bread, white		97	(44)
Flour		96	(31)
Whole grain cereals		86	(31,44)
Wheat refined		96	(44)
Rice, refined		89	(31,44)
Corn		86	(31,44)
Nuts and seeds		91	(31,44)
Soy		86	(31,44)

¹Postmenopausal

²EAR for an assumed bioavailability of 30% (72 µg/kg/day for men and 59 µg/kg/day for women) converted to requirements for absorbed zinc

EAR: Estimated Average Requirements

Results

Estimation of bioavailability factors

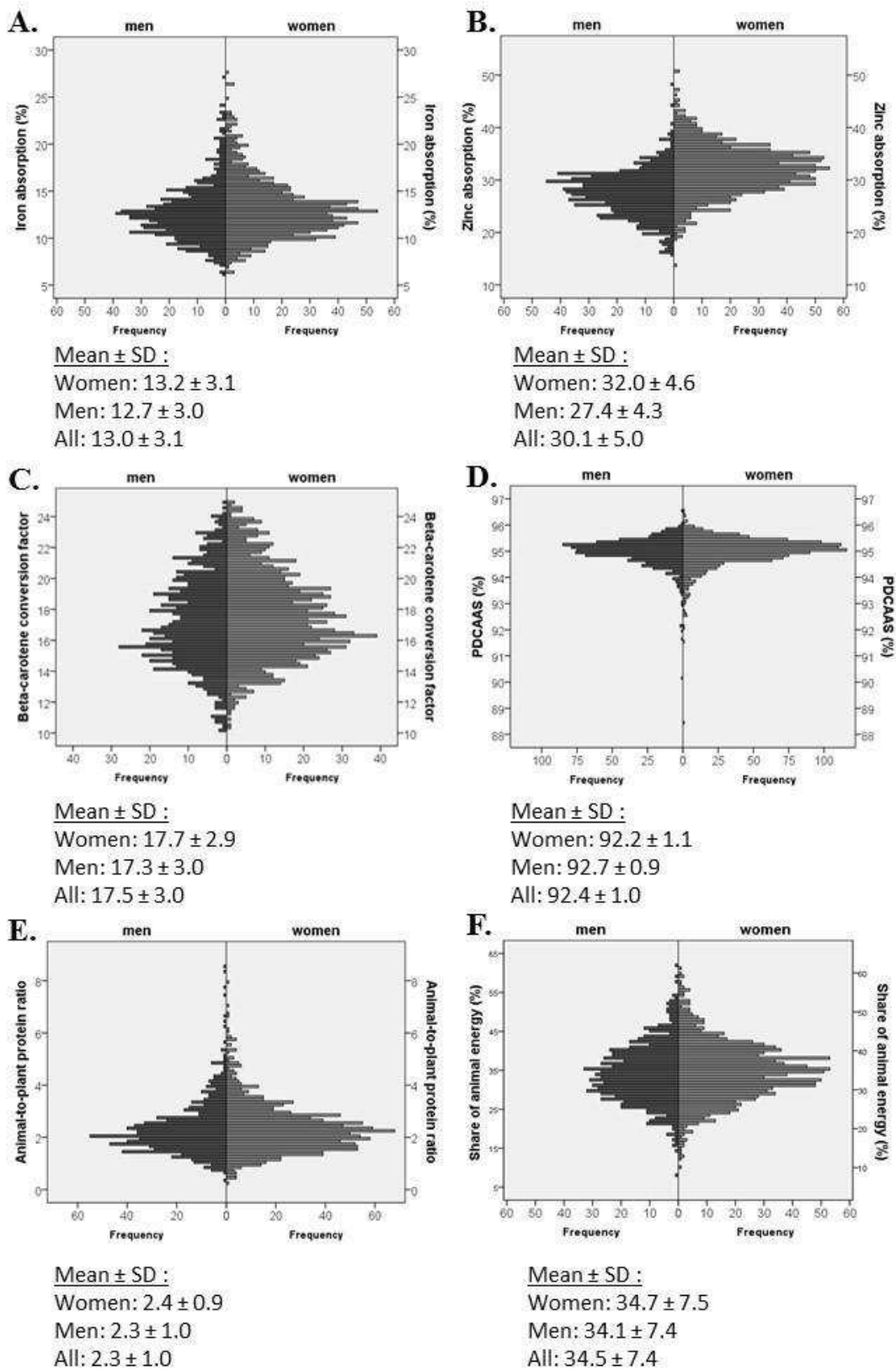
Figure 1 shows the distribution of the bioavailability factors estimated in each individual diet, for each nutrient. For women, the iron absorption ranged from 6.3% to 27.7% (Figure 1-A), with an estimated mean of 13.2%. Zinc absorption ranged from 13.8% to 50.6% (Figure 1-B), with an estimated mean of 32.0%. Conversion factor for β -carotene ranged from 9:1 to 26:1, with an estimated mean of 17.7:1 (Figure 1-C). The PDCAAS ranged from 85.1% to 94.4% (Figure 1-D), with an estimated mean of 92.2%. Similar figures and high variability of bioavailability factors between individual diets was also observed for men, whatever the nutrient considered.

Prevalence of inadequate intakes: comparison between the two approaches

For women, the prevalence of iron, zinc, VA and protein inadequate intakes estimated using the individual diet (ID) approach, i.e. using bioavailability factors calculated in each individual diet, were 49.7%, 0.5%, 19.5% and 6.2% respectively (Table 2). For men, these prevalence were 5.2%, 0.4%, 21.4% and 2.1% respectively (Table 2).

Compared with these estimates obtained in the ID approach (Table 2), the prevalence of iron inadequacy was significantly lower for both gender when estimated with the dietary pattern (DP) approach using an average bioavailability of 15% ($p < 0.001$), and significantly higher for women and the whole population when using an average bioavailability of 12% ($p < 0.05$). The prevalence of zinc inadequacy was significantly higher for both gender ($p < 0.05$) in the DP approach. The prevalence of VA inadequacy was significantly lower for both gender ($p < 0.001$) in the DP approach using either the average factors recommended by EFSA and ANSES (6:1 for β -carotenes and 12:1 for other pro-VA carotenoids), or the average factors recommended by WHO-FAO (14:1 for β -carotenes and 28:1 for other pro-VA carotenoids). The prevalence of protein inadequate intake was significantly lower for women and the whole population ($p < 0.001$) in the DP approach.

Figure 1



Distribution and mean \pm SD of iron absorption (A), zinc absorption (B), β -carotene conversion factor (C), protein quality (D), animal-to-plant protein ratio (E) and share of animal energy (F) estimated in French individual diets (n=1899), by gender.

Table 2: Prevalence of iron, zinc, vitamin A and protein inadequate intakes estimated by the “individual-diet approach” and by the “dietary pattern approach”, by gender and for the whole population

	Women		Men		All	
	Prevalence of inadequate intake	p-value*	Prevalence of inadequate intake	p-value*	Prevalence of inadequate intake	p-value*
IRON						
ID approach	49.7		5.2		31.6	
DP approach i) 15% bioavailability	30.5	<0.001	1.8	<0.001	18.8	<0.001
DP approach ii) 12% bioavailability	53.6	0.002	5.0	>0.05	33.8	0.006
ZINC						
ID approach	0.5		0.4		0.5	
DP approach	1.7	<0.001	1.2	0.031	1.5	<0.001
VITAMIN A						
ID approach	19.5		21.4		20.3	
DP approach i) factors 6:1 and 12:1	5.9	<0.001	6.9	<0.001	6.3	<0.001
DP approach ii) factors 14:1 and 28:1	16.9	<0.001	18.9	0.001	17.7	<0.001
PROTEIN						
ID approach	6.2		2.1		4.5	
DP approach	4.5	<0.001	1.4	>0.05	3.3	<0.001

* p-value when compared with the prevalence estimated with the individual diet approach by McNemar’s test.

ID: individual diet approach; DP: dietary pattern approach

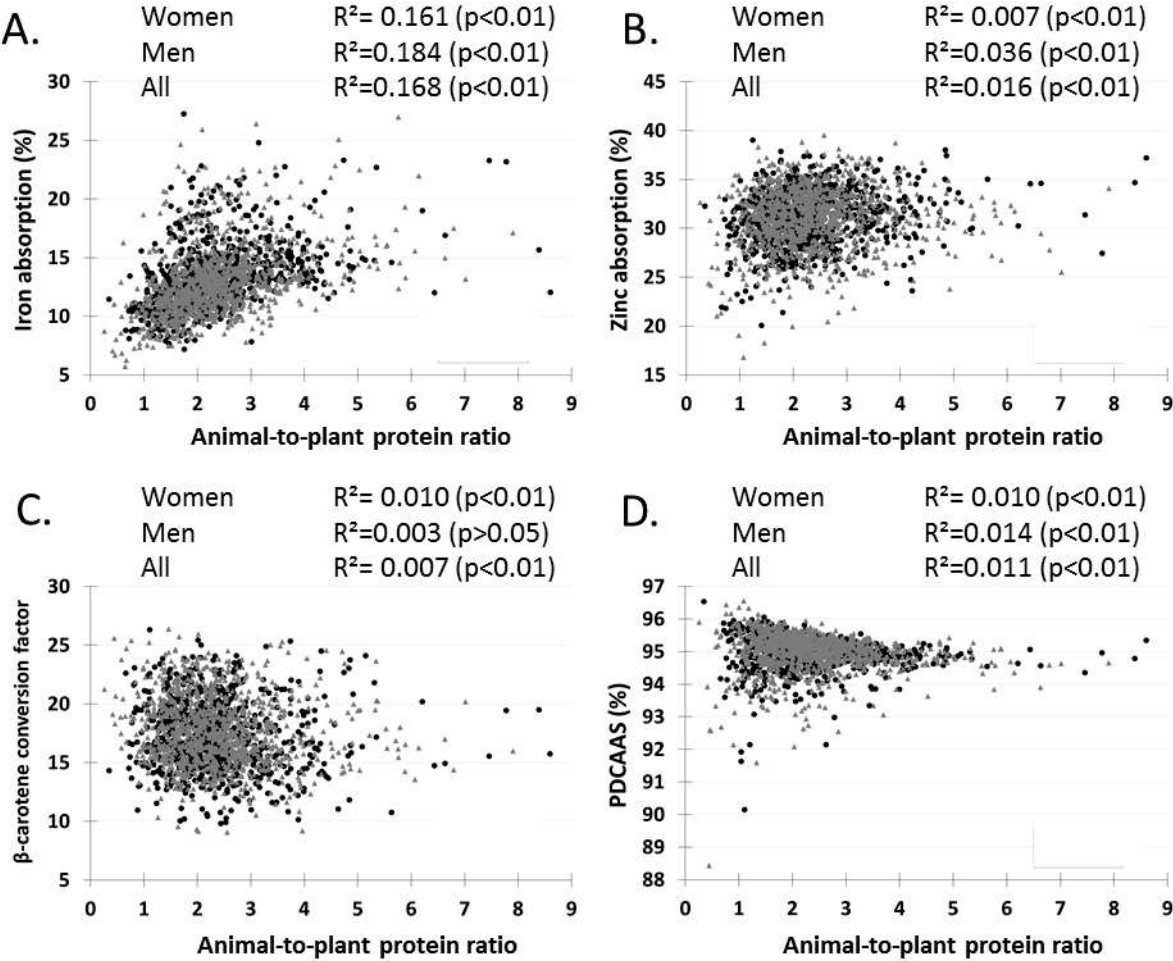
Relationship between bioavailability factors and the animal-to-plant ratio

For women, the mean animal-to-plant protein ratio was 2.4 and ranged between 0.3 and 7.9 (Figure 1-E), corresponding to a contribution ranging from ~20% to 90% of animal proteins to total protein intakes. The mean share of animal energy was 34.7% and ranged from 10.1 to 66.9% (Figure 1-F). Similar figures were observed for men (Figure 1-E and 1-F).

Weak but significant relationships were found between the animal-to-plant protein ratio and iron absorption, zinc absorption, β -carotene conversion factor and protein quality (Figure 2). Hence, the animal-to-plant protein ratio explained 16.8%, 1.6%, 0.7% and 1.1% of the variation of iron absorption, zinc absorption, β -carotene conversion factor and protein quality, respectively. Bioavailability factors were highly variable for diets with a higher contribution from plant than animal products (animal-to-plant protein ratio < 1): iron absorption, zinc absorption, β -carotene conversion factor and PDCAAS ranged between 5.7-18.7%, 19.0-35.5%, 11:1-26:1, and 88.4-96.5%, respectively.

The relationship between bioavailability factors and the share of animal energy was significant only for iron (data not shown). The share of animal energy explained 14.8% of the variation of iron absorption. Association with zinc absorption, β -carotene conversion factor and protein quality were not significant.

Figure 2



Relationships between animal-to-plant protein ratio of the diet and iron absorption (A), zinc absorption (B), β - carotene conversion factor (C) and protein quality (D) in 2000 kcal diets for women (●), men (●), and the whole population. \$

Discussion

Based on the last national survey on food consumption, the present study estimated the bioavailability of 4 key nutrients (absorption of iron and zinc, conversion factor for pro-VA carotenoids, and quality of proteins) in 1899 self-selected French individual diets. It highlighted the high variability of bioavailability factors between individual diets and suggested that using the established average values assumed for mixed diets (i.e., using the dietary pattern approach described in the present study) might lead to misestimate the prevalence of inadequate nutrient intakes. Moreover, our results showed that the variability was poorly explained by the animal-to-plant ratio (expressed in protein or energy) of individual diets.

Iron bioavailability is known to be strongly influenced by diet- and host-related factors. Heme iron, which comes from hemoglobin and myoglobin in animal-source foods, is much more readily absorbed than non-heme iron, which is present in both plant foods and animal tissues⁽³⁵⁾. The absorption of non-heme iron is influenced by individual iron status and by dietary enhancers (ascorbic acid, meat/fish) and inhibitors (phytate, iron-binding phenolic compounds, calcium). The present study showed that the mean bioavailability of iron estimated in French self-selected individual diets (13.0%) fell within the two levels (12-15%) of average bioavailability assumed by WHO for populations consuming Western-type diets. However, there was a high variability between individual diets, iron absorption ranging from 6.2% to 27.7%. When using the bioavailability factor calculated in each individual diet, 31.6% of the population was estimated to be at risk of inadequate intake. This prevalence was significantly different from the prevalence estimated with the dietary pattern approach using average bioavailability factors (12% or 15%) suggested by WHO. This suggests a possible risk of misestimating the prevalence of inadequate intake when using average factors. Difference between the two approaches was smaller when using the average factor of 12%, which seems therefore more appropriate for diets consumed by French adults when the individual assessment cannot be performed.

The absorption of dietary zinc is reduced by phytates, mainly present in whole-grain cereals and legumes and in smaller amount in other plants, whereas animal proteins improve zinc absorption from a phytate-containing diet⁽²⁰⁾. In the present study, the calculation from self-selected individual diets led to a mean zinc absorption rate of 30.1%. However, this mean value hid a high variability between individual diets, with absorption rates ranging from 13.8 to 50.6%. Hence, the range of zinc absorption observed in this population covered the three levels of assumed bioavailability (15%, 30% and 50%) used by WHO to define recommended zinc intake. This indicates that the three types of diets categorized by the WHO according to the potential bioavailability of their zinc content are

actually consumed by the French population. When the prevalence of inadequacy was estimated considering the zinc absorption rate of each individual diet, 0.5% of the population was estimated to be at risk of inadequate zinc intake. This prevalence was significantly lower than the prevalence estimated using the moderate bioavailability level (30%) suggested by WHO for mixed diets containing animal or fish protein. Hence, as for iron, using the average level of zinc bioavailability assumed for Western-type diets, without considering the variability of bioavailability occurring in individual diets, might lead to misestimate the risk of inadequate intake.

For proteins, quality depends on digestibility, a measure of the dietary intake which is made available to the organism after digestion and absorption, and biological value, a measure of how well the absorbed amino acid profile matches that of the requirement⁽³¹⁾. Most animal proteins provide the essential amino acids in balanced proportions, whereas many plant-based proteins have a lower digestibility and provide sub-optimal combination of amino acids, leading to a lower quality as compared with animal proteins on a single source basis⁽³⁶⁾. In populations consuming Western-type diets, recommended protein intake and protein adequacy are generally estimated assuming an intake of “good quality” proteins, without assessing protein quality. The present study suggested that the mean protein quality in the French diet (evaluated by the PDCAAS in the individual diet approach) was 92.5%, leading to a prevalence of potential inadequate protein intake significantly higher than the prevalence estimated from total protein intake. Hence, our results suggest that not adjusting for protein quality might lead to moderately but significantly underestimate the prevalence of inadequate protein intake.

In the case of vitamin A, dietary needs are provided as preformed retinol (exclusively found in animal products) and pro-VA carotenoids (mainly from plants). Vegetable sources are estimated to provide ~80% or more of daily vitamin A intake in South- East Asia, Africa, and the Western Pacific, whereas one third comes from animal sources in Europe, the Americas, and Eastern Mediterranean⁽²⁰⁾. Whereas about 90% of ingested preformed vitamin A is absorbed, pro-VA carotenoids are less well absorbed and need to be converted to retinol in human intestinal cells. Bioavailability of pro-VA carotenoids, reflecting absorption efficiency and bioconversion to retinol, is highly variable and can be affected by food and diet-related factors, mainly food matrices, food preparation, and the fat content of a meal^(26,37). Conversion factors for β -carotene from various foods to retinol has been reported to range from 3.6:1 to 28:1 by weight⁽³⁷⁾. The present study showed that the mean conversion factors (on a weight basis) estimated in self-selected French individual diets were 17:1 for β -carotene, and 26:1 for other pro-VA carotenoids. These estimates are similar to the conversion factors of 14:1 and 28:1 suggested by WHO for pro-VA carotenoids from usual mixed vegetable diets. However, our results question the relevance of the average factors of 6:1 for β -carotene and 12:1 for

other pro-VA carotenoids generally used for the conversion in retinol equivalents and currently recommended by ANSES for French diets ⁽³³⁾ and EFSA for European diets ⁽³²⁾. The proportion of individuals at risk of inadequate intake was significantly higher when estimated using the bioavailability factors calculated with the individual diets approach (20.3%), than with the dietary pattern approach using average factors suggested by WHO or by ANSES and EFSA. As for the other studied nutrients, it suggests a risk of misestimating the inadequate intake when using average factors. Difference with the individual diet approach was smaller when using the average factors recommended by WHO (14:1 for β -carotene, and 28:1 for other pro-VA carotenoids) which seems therefore more appropriate for diets consumed by French adults when the individual assessment cannot be performed.

The level of animal products in the diet is generally used as a criterion to assume the level of bioavailability, and the appropriate recommended nutrient intake (RNI). Hence, to set a recommended intake for dietary zinc and iron, the estimated requirements for absorbed zinc and iron are translated into recommendations using an assumed level of absorption of those nutrients depending on the type of diet. For instance, to set the Nordic Nutrient Recommendation for zinc, the absorption of zinc was assumed to be 40 % considering that diet usually consumed in the Nordic countries is a “mixed animal and vegetable protein” diet ⁽³⁸⁾. The recommendations for the DACH-countries (Germany, Austria and Switzerland) assumed a mean zinc absorption of 30 % from “mixed” diets ⁽³⁹⁾. The WHO/FAO set zinc recommendations for three categories of diets characterized, in particular, by the source (animal or plant) of proteins, and corresponding to high (50%), moderate (30%) and low (15%) zinc bioavailability. In view of the French food habits, the ANSES set two levels of recommended intakes: for balanced diets relatively “poor” (assumed absorption ~20%) and “rich” (assumed absorption ~30%) in products of animal origin ⁽³³⁾. For iron, the WHO/FAO declined the RNI in four levels corresponding to 15%, 12%, 10% and 5% of assumed absorption, which mainly depends on meat/fish intake ⁽²⁰⁾. In contrast, the present study estimated bioavailability factors in each individual French diet and investigated their relationship with the contribution of animal-sourced foods to total protein and energy intakes. On average, approximately one third of the total energy intake and ~70% of protein intake were provided by foods of animal origin in French diets, with contributions ranging from ~8% to ~67%, and from ~20% to ~90% respectively. We observed that the variability of the bioavailability factors was poorly explained by the animal-to-plant ratio of the diet for the four studied nutrients, whether it was expressed in protein or energy. The association was stronger with the animal-to-plant ratio expressed in protein rather than in energy. For β -carotene and protein, $\leq 1\%$ of the variation of the bioavailability factor were explained by the level of animal products in the diet. This weak association was expected for β -carotene since only few animal

products (dairy products) are source of this pro-VA carotenoid. For protein, a lower level of animal product in the diet was not necessarily associated with a lower PDCAAS. For instance (Figure 2), the lowest protein quality (88%) was observed for a diet with 30% of total protein intake coming from animal sources, but the diet with the lowest contribution from animal protein (~20%) displayed high protein quality (PDCAAS = 96%). However, the largest variability of protein quality within a same level of animal-to-plant protein ratio was observed for low contributions ($\leq 50\%$) of animal protein. Hence, the risk of compromising protein quality increases with a reduced share of animal products in the diets but diets with high quality proteins can still be reached with contribution of plant proteins going up to 80% of total protein intake. For zinc, less than 2% of the variability of the absorption was explained by the animal-to-plant protein ratio. Hence, for 2000 kcal diets with a similar and non-negligible level of animal products (~52%), zinc absorption ranged from 17 to 35% (corresponding to the low to moderate bioavailability category defined by WHO/FAO). This could be explained by different intakes of phytate-rich foods. It highlights the importance of considering other characteristics of diets (e.g. phytate content) and not only the dietary content of products of animal origin when assuming zinc absorption efficiency (and thus the corresponding RNI). Among the four nutrients studied, iron was the one whose bioavailability was the most associated to the level of animal products in the diet. Around 17% of the variation of iron absorption was explained by the animal-to-plant protein ratio. However, large ranges of absorption were observed within given levels of animal-to-plant ratio. For example, iron absorption ranged from 6 to 27% for diets with a similar level of animal protein (~65%). When comparing the composition of those individual diets, it appeared that the animal sources were clearly different, with most of them being dairy products for the diet with the lowest iron absorption, vs. meat for the other one (data not shown). In the case of iron, taking into account the subtypes of animal sources in the diet is therefore of primary importance.

The present study has strengths and some limitations. First, estimating the bioavailability of four key nutrients in a high number ($n=1899$) of individual diets allowed to observe a large range of bioavailability factors, especially for diets with similar animal-to-plant ratio. Moreover, the methodology used allowed to take into account the real composition of self-selected diets and to consider the different dietary factors affecting bioavailability. However, one limit was that iron absorption was not estimated using the real individual iron status (data not available) but assuming a serum ferritin concentration of $15\mu\text{g/L}$. Thus, the absorption estimates corresponded to the maximal absorption possible from self-selected French diets, and were overestimated in individuals with adequate iron stores. Better consideration of individual factors (genetic, nutritional status) influencing nutrients bioavailability should be integrated in future studies. Another limit of this study

is that using the EAR cut-point approach to estimate the prevalence of iron inadequate intake may have produced biased prevalence estimates for women since the assumption of symmetry of the requirements distribution is not satisfied. Simulating a skewed distribution for women iron requirements would improve the accuracy of the estimation. Further research is also needed to evaluate other nutrient bioavailability, such as calcium whose absorption can be impaired in some plant foods (e.g high-oxalate foods). Moreover, bioavailability factors were estimated based on published conversion factors and algorithms whose accuracy can potentially be improved. Finally, applying the analysis to other national dietary surveys would allow increasing the diversity of individual diets and observing a larger range of animal-to-plant ratios.

In conclusion, the present study highlighted that the high variability of iron, zinc, β -carotene and protein bioavailability factors between French individual diets was poorly explained by the animal-to-plant ratio, whether expressed in protein or energy. High zinc absorption, β -carotene conversion factor and protein quality were observed even for low animal-to-plant protein ratios (<1) whereas high ratios were not necessarily associated with the most favorable levels of bioavailability factors. Iron absorption, however, was the most affected by an increase of plant products in the diet. The present results highlight the importance of taking into account other dietary characteristics than the level of animal-sourced foods when assuming nutrient bioavailability from a diet, and the corresponding recommended intakes of nutrients. In a context where global shift towards more sustainable eating patterns is urgently needed to ensure food security ⁽⁴⁰⁾, especially with the reduction of meat consumption identified as a main lever to mitigate the environmental impact of diet, it is of primary importance to take into account nutrient bioavailability to properly assess the nutritional quality of diets and identify more sustainable food choices.

Acknowledgements

Financial support: M.P. was supported by the Daniel & Nina Carasso Foundation under the Avasun project; T.B. was financially supported by the doctoral school GAIA, Montpellier University. R.G. was financially supported by MS-Nutrition and ANRT (Agence Nationale de la Recherche et de la Technologie). The funders had no role in the design, analysis or writing of this article. Conflict of interest: the authors have no conflict to declare.

References

1. Vermeulen SJ, Campbell BM & Ingram JSI (2012) Climate Change and Food Systems. *Annu. Rev. Environ. Resour.* **37**, 195–222. Annual Reviews.
2. Garnett T (2014) *What is a sustainable healthy diet?* Food Climate Research Network.
3. Garnett T (2011) Where are the best opportunities for reducing greenhouse gas emissions in the food system (including the food chain)? *Food Policy* **36**, S23–S32.
4. FAO (2010) Definition of sustainable diets. *Int. Sci. Symp. "Biodiversity Sustain. Diets United Against Hunger.* 3-5 Nov 2010, Rome: ; <http://www.fao.org/ag/humannutrition/28507-0e8d8dc364ee46865d5841c48976e9980.pdf> (accessed August 2015).
5. Gerber PJ, Steinfeld H, Henderson B, et al. (2013) *Tackling Climate Change Through Livestock—A global assessment of emissions and mitigation opportunities.* Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
6. Masset G, Soler L-G, Vieux F, et al. (2014) Identifying Sustainable Foods: The Relationship between Environmental Impact, Nutritional Quality, and Prices of Foods Representative of the French Diet. *J. Acad. Nutr. Diet.* **114**, 862–869.
7. Perignon M, Vieux F, Soler L-G, et al. (2016) Evolution, not revolution, of food choices is needed to improve diet sustainability: a review of nutritional epidemiology studies exploring the environmental impact of diets. *Nutr. Rev.*, Under review.
8. WCRF-AICR (2007) Food, Nutrition, Physical Activity, and the Prevention of Cancer: a Global Perspective. In *World Cancer Res. Fund / Am. Inst. Cancer Res.*, AICR. Washington DC: .
9. Millward DJ & Garnett T (2010) Food and the planet: nutritional dilemmas of greenhouse gas emission reductions through reduced intakes of meat and dairy foods. *Proc. Nutr. Soc.* **69**, 103–118.
10. Gibson RS (2007) The role of diet- and host-related factors in nutrient bioavailability and thus in nutrient-based dietary requirement estimates. *Food Nutr. Bull.* **28**, S77–100.
11. Lafay L, Bénétiér C, Bertin M, et al. (2009) *Étude Individuelle Nationale des Consommations Alimentaires 2 (INCA 2) 2006-2007.* Afssa.
12. Black AE (2000) Critical evaluation of energy intake using the Goldberg cut-off for energy intake: basal metabolic rate. A practical guide to its calculation, use and limitations. *Int. J. Obes. Relat. Metab. Disord.* **24**, 1119–30.
13. International Network of Food Data Systems (INFOODS) WorldFood Dietary Assessment System, Version 2. <http://www.fao.org/infoods/infoods/logiciels/fr/>.
14. Centre d'Information des Viandes & INRA (2009) Valeurs nutritionnelles des viandes. [http://www.lessentieldesviandes-pro.org/pdf/PDF-tous morceaux.pdf](http://www.lessentieldesviandes-pro.org/pdf/PDF-tous%20morceaux.pdf) (accessed April 2015).
15. Kongkachuichai R, Napatthalung P & Charoensiri R (2002) Heme and Nonheme Iron Content of Animal Products Commonly Consumed in Thailand. *J. Food Compos. Anal.* **15**, 389–398.
16. USDA USDA National Nutrient Database for Standard Reference (SR25). <http://www.ars.usda.gov/Services/docs.htm?docid=25700>.
17. Perignon M, Masset G, Ferrari G, et al. (2016) How low can dietary greenhouse gas emissions be reduced without impairing nutritional adequacy, affordability and acceptability of the diet?

- A modelling study to guide sustainable food choices. *Public Health Nutr.*, 1–13. Cambridge University Press.
18. Armah S, Carriquiry A & Sullivan D (2013) A Complete Diet-Based Algorithm for Predicting Nonheme Iron Absorption in Adults. *J. Nutr.* **1**, 1136–1140.
 19. Hallberg L & Hulthén L (2000) Prediction of dietary iron absorption: an algorithm for calculating absorption and bioavailability of dietary iron. *Am. J. Clin. Nutr.* **71**, 1147–60.
 20. WHO-FAO (2004) *Vitamin and mineral requirements in human nutrition - Second Edition. Rep. a Jt. FAO/WHO Expert Consult.* World Health Organization.
 21. Miller L V, Krebs NF & Hambidge KM (2007) A mathematical model of zinc absorption in humans as a function of dietary zinc and phytate. *J. Nutr.* **137**, 135–141.
 22. Tang G, Qin J, Dolnikowski GG, et al. (2005) Spinach or carrots can supply significant amounts of vitamin A as assessed by feeding with intrinsically deuterated vegetables. *Am J Clin Nutr* **82**, 821–828.
 23. Parker RS, Swanson JE, You CS, et al. (1999) Bioavailability of carotenoids in human subjects. *Proc. Nutr. Soc.* **58**, 155–162.
 24. de Pee S, West C, Permaesih D, et al. (1998) Orange fruit is more effective than are dark-green, leafy vegetables in increasing serum concentrations of retinol and beta-carotene in schoolchildren in Indonesia. *Am. J. Clin. Nutr.*, 1058–67.
 25. Khan NC, West CE, de Pee S, et al. (2007) The contribution of plant foods to the vitamin A supply of lactating women in Vietnam: a randomized controlled trial. *Am J Clin Nutr* **85**, 1112–1120.
 26. Haskell MJ (2012) The challenge to reach nutritional adequacy for vitamin A: β -carotene bioavailability and conversion--evidence in humans. *Am. J. Clin. Nutr.* **96**, 1193S–203S.
 27. Muzhingi T, Gadaga TH, Siwela AH, et al. (2011) Yellow maize with high β -carotene is an effective source of vitamin A in healthy Zimbabwean men. *Am. J. Clin. Nutr.* **94**, 510–9.
 28. Tang G, Qin J, Dolnikowski GG, et al. (2009) Golden Rice is an effective source of vitamin A. *Am. J. Clin. Nutr.* **89**, 1776–83.
 29. Tang G, Qin J, Dolnikowski G, et al. (2003) Short-term (intestinal) and long-term (postintestinal) conversion of beta-carotene to retinol in adults as assessed by a stable-isotope reference method. *Am. J. Clin. Nutr.* **78**, 259–266.
 30. Wang Z, Yin S, Zhao X, et al. (2007) β -Carotene–vitamin A equivalence in Chinese adults assessed by an isotope dilution technique. *Br. J. Nutr.* **91**, 121. Cambridge University Press.
 31. WHO/FAO/UNU (2007) *Protein and amino acid requirements in human nutrition: Report of a joint FAO/WHO/UNU expert consultation.* [WHO Technical Report Series 935, editor]. World Health Organization.
 32. EFSA Panel on Dietetic Products, Nutrition and A (NDA) (2015) Scientific Opinion on Dietary Reference Values for vitamin A. *EFSA J.* **13**, 4028.
 33. Martin A (2001) *Apports nutritionnels conseillés pour la population française. 3ème édition [Recommended nutritional intakes for the French population].* AFSSA. Paris, France: Lavoisier.
 34. Carriquiry AL (1999) Assessing the prevalence of nutrient inadequacy. *Public Health Nutr.* **2**, 23–33.

35. Hurrell R & Egli I (2010) Iron bioavailability and dietary reference values. *Am. J. Clin. Nutr.* **91**, 1461S–1467S.
36. Day L (2013) Proteins from land plants – Potential resources for human nutrition and food security. *Trends Food Sci. Technol.* **32**, 25–42.
37. Tang G (2010) Bioconversion of dietary provitamin A carotenoids to vitamin A in humans. *Am. J. Clin. Nutr.* **91**, 1468S–1473S.
38. Nordic Council of Ministers (2012) *Nordic Nutrition Recommendations 2012. Integrating nutrition and physical activity. Nord. Nutr. Recomm. 2012.*
39. EFSA NDA Panel (EFSA Panel on Dietetic Products N and A (2014) Scientific Opinion on Dietary Reference Values for zinc. *EFSA J.* **12**, 3844.
40. Garnett T, Mathewson S, Angelides P, et al. *Policies and Actions to Shift Eating Patterns: What works? 2015.*

III.4. Article 4

Mieux prendre en compte la spécificité des produits animaux dans la modélisation de rations plus durables : faut-il vraiment réduire la viande ?

Les changements alimentaires nécessaires afin de tendre vers une alimentation plus durable incluent dans les pays développés une diminution de la consommation de produits animaux. Une telle diminution accompagnant une réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES) de 30% peut être compatible avec le respect de l'ensemble des apports nutritionnels conseillés (ANC). Pour un nutriment donné, sa valeur d'ANC est définie en faisant l'hypothèse d'une biodisponibilité (*i.e.* l'efficacité d'utilisation par l'organisme d'une quantité ingérée) moyenne de ce nutriment pour l'ensemble de la population. Or, la biodisponibilité - notamment pour quatre nutriments clef que sont les protéines, le zinc, le fer et la vitamine A - est meilleure quand ils sont issus de produits animaux que de produits végétaux. Le simple respect des ANC pourrait donc ne pas garantir l'adéquation nutritionnelle de rations plus végétales. Par ailleurs, les études précédentes modélisant des rations durables ne considéraient pas les relations liant produits et co-produits, comme la viande nécessairement co-produite lors de la production de lait.

Ce travail, réalisé à partir des données de l'enquête nationale sur les consommations alimentaires individuelles, a consisté à identifier par programmation non-linéaire les choix alimentaires permettant de diminuer l'impact environnemental (-30% selon trois indicateurs : émissions de gaz à effet de serre, eutrophisation, acidification) tout en s'éloignant le moins possible de la composition en aliments des rations observées en moyenne (*i.e.* acceptabilité sociale maximisée) dans la population des hommes et des femmes séparément. Dans un premier modèle le respect de tous les ANC était imposé ; dans un second modèle, de façon à mieux garantir l'adéquation nutritionnelle des rations modélisées, les variations de biodisponibilité liées aux facteurs alimentaires des quatre nutriments clef ont été prises en compte. Dans ce modèle, une étude de sensibilité a été réalisée de façon à estimer l'impact sur les choix du modèle d'une prise en compte de la co-production de lait et de viande bovine.

Les choix alimentaires identifiés à l'aide du premier modèle (ANC sans biodisponibilité) confirmaient que, pour diminuer l'impact environnemental de l'alimentation tout en respectant les ANC, il est nécessaire de consommer plus de fruits et légumes et de féculents, moins de viande (surtout de ruminant) mais autant de produits laitiers ; cependant, pour les femmes, ces choix ne garantissaient pas une bonne couverture des besoins en fer. Cet écueil était évité dans le modèle prenant en compte la biodisponibilité, notamment grâce à l'introduction de petites quantités d'un

aliment très riche en fer héminique, le boudin noir. L'analyse de sensibilité intégrant la contrainte de co-production a modéré la baisse de viande de ruminant observée dans les modèles précédents. Ainsi, chez les femmes, par rapport à la quantité de viande bovine consommée en moyenne, la réduction a été de 81% dans le premier modèle, de 85% dans le second, mais de 12% seulement quand la contrainte de co-production était intégrée. Aucune des rations modélisées ne présentait un coût supérieur à celui des rations moyennes observées.

Dans ce contexte d'une alimentation occidentale diversifiée, la réduction de la consommation de viande, bovine notamment, reste un levier important pour réduire l'impact environnemental de l'alimentation, même lorsque la supériorité de la biodisponibilité des nutriments issus de produits animaux est prise en compte. La nécessité de réduire la quantité de viande bovine demeure lorsque la contrainte de co-production au sein de la filière laitière est incluse, mais la réduction est de bien moindre ampleur. Ce dernier résultat demande néanmoins à être confirmé et souligne l'importance de développer des méthodes robustes pour prendre en compte de façon pertinente les liens de co-production entre les aliments. Avant de généraliser les résultats de ces modélisations, il est également nécessaire de conduire des travaux similaires dans d'autres contextes socio-géographiques, notamment celui des pays du sud, et en considérant les variations individuelles des consommations alimentaires.

Better accounting for animal products' specificities in sustainable diet modeling: shall we still reduce meat?

Tangui Barré¹, Marlène Perignon², Rozenn Gazan³, Florent Vieux³, Valérie Micard⁴, Marie-Josèphe Amiot¹, Nicole Darmon^{2*}.

¹Aix Marseille Univ, INSERM, INRA, NORT, Marseille, France

² CIRAD, INRA, SupAgro, CIHEAM-IAMM, MOISA, Montpellier, France

³MS-Nutrition, Faculté de Médecine de la Timone, Marseille, France

⁴Joint Research Unit (UMR) "IATE" 1208 SupAgro-INRA-UM-CIRAD, Montpellier, France

* Corresponding author

Mailing address: Nicole Darmon, UMR Moisa, Campus Inra-SupAgro de la Gaillarde ; 2, place Pierre Viala - Bât. 26 ; 34060 Montpellier Cedex 2.

Telephone number: +33 491324273

Email address: nicole.darmon@univ-amu.fr (ND)

Abstract

Background: Current literature suggests that in Western countries, more sustainable diets would require severe cuts in animal products quantities. However, a switch to more plant-based diets may jeopardize nutritional adequacy, as some nutrients have greater bioavailability when coming from animal-source foods.

Objective: In this study, we aimed at designing French diets featuring a reduced environmental impact and ensuring nutritional adequacy, while accounting for bioavailability variations related to dietary changes.

Methods: Non-linear programming models based on the French national dietary survey and environmental data from life cycle analysis were developed. Based on 402 French frequently consumed foods, we designed two modeled diets departing the least from the observed diet and having an environmental impact reduced of 30%: 1) a diet that met nutritional recommendations (NE diet) and 2) a diet that met nutritional recommendations while accounting for diet-related bioavailability variations of four key nutrients (iron, zinc, protein and vitamin A) through the use of algorithms and food-dependent coefficients (NEB diet).

Results: NE diets featured a reduction in meat-fish-eggs quantities (around -40%), especially of ruminant meat (-84% and -68% for women and men respectively) and increased quantities of fruit and vegetable and starch. NEB diets featured a similar broad pattern. NE diets met the recommendations concerning iron intakes but it turned out that the low bioavailability of iron prevent the requirements to be met for women. Iron absorption was higher in women NEB diet (9.1% vs. 4.6% in NE diet), partly because of a larger amount of heme iron. The three other nutrients were slightly or not limiting. Diet cost of the modeled diets was inferior to the observed one.

Conclusions: Even when accounting for bioavailability, more sustainable diets need to be more plant-based. However, iron intakes require vigilance for women.

Introduction

FAO defined sustainable diets as diets “with low environmental impacts [...], protective and respectful of biodiversity and ecosystems, culturally acceptable, accessible, economically fair and affordable; nutritionally adequate, safe and healthy; while optimizing natural and human resources” (Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) 2010). Direct and indirect greenhouse gas emissions (GHGE) stemming from the agricultural sector amount to around 30% of the global emissions, much of it coming from the livestock sector (Garnett 2011). Among other effects, global increase and intensification of crop and animal productions also highly contribute to nitrogen and phosphorus cycle’s disruptions which lead to eutrophication and acidification phenomena (Bouwman et al. 2009; Diaz & Rosenberg 2008; Galloway 2001).

The wide adoption of plant-based diets has been identified as a potential efficient mean to reduce both the growing environmental burdens of global food consumption and the prevalence of diet-related chronic diseases such as coronary heart disease (Tilman & Clark 2014; Scarborough et al. 2012). However, this win-win situation must be assessed from a broader point of view to fit into the concept of sustainability. Indeed, it has been shown that environmentally-friendlier and healthier diets may be more expensive (Jensen et al. 2015; Monsivais et al. 2015), and we may question the social acceptability of plant-based diets (Macdiarmid et al. 2015). Our recently published work confirmed the compatibility of dietary greenhouse gas emissions (GHGE) reductions (up to 30%) and the fulfilment of nutrient recommendations through moderate dietary shifts including a reduction of meat consumption without extra cost (Perignon et al. 2016). However, it is recognized that for some nutrients, their ability to cover the requirements is lower when they are from plant-source foods (Hunt 2003). Nutrient bioavailability is “the proportion of the ingested nutrient that is absorbed and utilized through normal metabolic pathways. It is influenced by diet- and host-related factors” (Gibson 2007). Because the bioavailability of some nutrients (e.g. iron) can be lower due to less readily absorbable chemical forms or reduced by substances occurring in plant-derived foods, a shift toward more plant-based diets may not satisfy physiological requirements even if the total ingested quantity is above the dietary recommendation (Hunt 1996).

In France, 35% of the adult bovine meat produced is of dairy origin (Institut de l'élevage 2014). Previous studies did not take into account the co- or by-production links between some foods, which may imply economic or wasting issues (Macdiarmid 2013). For example, some authors have suggested large cuts in ruminant meat consumption while maintaining substantial amount of milk, without considering the fate of veal or dairy culled cows’ meat (Wilson et al. 2013; Perignon et al. 2016).

In the present work, we aimed at designing diets for the French population incorporating the four dimensions of sustainability, namely nutrition, environment, social acceptability and affordability. For the first time, food-related bioavailability variations of four key-nutrients (iron, zinc, protein and vitamin A) were integrated into non-linear programming models. In addition, the consequences of taking into account milk and bovine meat co-production link was evaluated.

Material and methods

Population sample and dietary data

Dietary data from the second individual and national study on food consumption (Individuelle Nationale des Consommations Alimentaires, INCA2), a previously described (AFSSA 2009) representative cross-sectional survey conducted between December 2005 and May 2007 by the French Food Safety Agency (AFSSA), were used. A total of 1342 foods and beverages were declared as consumed by the participants through 7-day food records. Foods were categorized on the basis of dietary guidelines, food habits and nutrient composition into 8 food groups (e.g., “fruit and vegetables”), and 27 food families (e.g., “fresh fruit”). After exclusion of children (age <18 y), energy under-reporters identified with Black equations (Black 2000), and individuals consuming hypo-caloric meal substitutes, the final sample consisted of 773 men (age 49.0 ± 15.1) and 1126 women (age 45.8 ± 15.3).

Food composition

The CIQUAL food composition database associated with the INCA2 survey provided the nutrient content of all the foods declared to be consumed. For the sake of taking into account bioavailability, further data were needed. The food contents of α -carotene and β -cryptoxanthin, two other provitaminic A carotenoids besides β -carotene, were extracted from the USDA National Nutrient Database for Standard Reference (United States Department of Agriculture n.d.). Phytates and amino acid contents were extracted from the WorldFood Dietary Assessment System 2 (International Network of Food Data Systems (INFOODS) n.d.). Heme iron contents of foods were extracted from the French Meat Information Center (Centre d’Information des Viandes & INRA 2009) and completed with Kongkachuichai *et al.*’s work for seafood and poultry (Kongkachuichai *et al.* 2002). For mixed dishes, food compositions were calculated based on recipes from the INCA2 database. We flagged each food and ingredient (for mixed dishes), as of animal origin (including meat, fish, eggs, milk, animal fats and derivatives) or not and further indicated the animal species of origin (fish and seafood, pork, poultry, bovine, small ruminant).

Diet cost assessment

Mean price of each of the 402 foods were obtained from the 2006 Kantar Worldpanel purchase database (Kantar Worldpanel 2015), by dividing the annual expenditure by the quantities purchased, as previously described (Masset, Vieux, et al. 2014). Data were derived from a representative sample of 12.000 French households.

Environmental impact of foods

A list of previously identified 391 widely consumed foods among the French population (Vieux et al. 2013) was completed with foods identified as having a potential nutritional and/or environmental utility (e.g. soya-based products, some unrefined starchy foods, chestnuts) to reach a total of 402 foods. Three environmental impacts were estimated: greenhouse gas emissions (in CO₂ equivalents), atmospheric acidification (in SO₂ equivalents) and marine eutrophication (in N equivalents). Those values were assigned by an environmental consulting firm (Bio by Deloitte, formerly Greenext Service, Paris, France) based on a hybrid input/output life cycle assessment (LCA) method using international ISO 14040 (International Organization for Standardization 2006a) and 14044 (International Organization for Standardization 2006b) and French BP X30-323-0 (AFNOR 2011) and BP X30-323-15 (AFNOR 2012) standards. As previously described (Bertoluci et al. 2016), this cradle-to-grave approach combines French trade and production data as well as standard life cycle inventory to result in values reflecting average food products as consumed in the French market. The values include the whole life cycle of foods, from farm production to usage and waste management of packaging, but exclude emissions arising from indirect land-use change and the emissions from consumers' transport from retail to home.

Aggregation of dietary data

Dietary data were declared for 1342 foods while environmental data were available for only 402 of them. Intakes were thus aggregated into the 402 foods according to a previously described method (Perignon et al. 2016). Mean observed diets (OBS) by gender were calculated based on individual food consumption data on those 402 foods.

Diet modeling by non-linear programming

Bioavailability quantification

As previously described (Perignon et al. 2015), bioavailability in the present study refers to absorption rate in the case of iron and zinc, to the bioefficacy (accounting for absorption and conversion (West et al. 2002)) for provitamins A, and to the quality (accounting for digestibility and biological value) for proteins.

Non-heme iron absorption was estimated using the diet-based algorithm developed by Armah *et al.* (Armah et al. 2013) and was expressed as follows:

$$\begin{aligned} \ln(\text{absorption in \%}) &= 6.294 - 0.709 \ln(SF) \\ &+ 0.119 \\ &\ln(C) + 0.006 \ln(MFP+0.1) - 0.055 \ln(T+0.1) - 0.247 \ln(P) - 0.137 \ln(Ca) - 0.083 \ln(NH) \end{aligned}$$

where SF is serum ferritin ($\mu\text{g/L}$), C is vitamin C (mg), MFP is meat, fish, and poultry (g), T is tannins from tea, coffee and wine (number of cups), P is phytate (mg), Ca is calcium (mg), and NH is nonheme iron (mg).

Heme iron absorption was estimated using Hallberg *et al.*'s equation (Hallberg et al. 1997):

$$\text{Log heme iron absorption (\%)} = 1.9897 - 0.3092 \times \log SF$$

where SF is serum ferritin ($\mu\text{g/L}$).

In the absence of individual biologic values for serum ferritin (SF), 30 $\mu\text{g/L}$ was selected as SF reference. This value was used as a target by the European Food Safety Authority in their opinion on dietary reference values for iron, (EFSA NDA Panel 2015).

Total iron absorption was calculated as the sum of non-heme and heme absorbed iron.

The amount of absorbed zinc was calculated using Miller *et al.*'s algorithm as follows (Miller et al. 2007):

$$\begin{aligned} TAZ = 0.5 \times \left\{ 0.13 + TDZ + 0.10 \left(1 + \frac{TDP}{1.2} \right) \right. \\ \left. - \sqrt{\left(0.13 + TDZ + 0.10 \left(1 + \frac{TDP}{1.2} \right) \right)^2 - 4 \times 0.13 \times TDZ} \right\} \end{aligned}$$

where TAZ is the total absorbed zinc (mmol), TDZ is the total dietary zinc (mmol) and TDP is the total dietary phytate (mmol). Molar mass of 65.4 and 660 $\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$ were used for zinc and phytates respectively.

Retinol equivalents from three pro-vitamin A carotenoids (β -carotene, α -carotene and β -cryptoxanthin) were calculated using food or food-group specific bioefficacy from the literature. On a weight basis, it is estimated that 21 μg of β -carotene from spinach is needed to finally obtain 1 μg of retinol (Tang et al. 2005), 14 μg for carrot (Tang et al. 2005; Parker et al. 1999), 12 for fruits (de Pee et al. 1998; Khan et al. 2007), 27 for vegetables (Haskell 2012), 3.2 for maize (Muzhinghi et al. 2011), 3.8 for rice (Tang et al. 2009), and 9 for fats (Tang et al. 2003; Wang et al. 2004). Given the lipophilic character of β -carotene, its coefficient in animal products was considered the same as in fats. Bioefficacies of α -carotene and β -cryptoxanthin were assumed being half the one of β -carotene (e.g 42 μg from spinach needed to finally obtain 1 μg or retinol) (Haskell 2012). When bioavailability

variations were not taken into account, we considered only preformed retinol and β -carotene values from the CIQUAL database, and a coefficient of 6 for the latter was used regardless of the food source (Martin 2000; EFSA 2015).

Protein quality was calculated using the protein digestibility corrected amino acid score (PDCAAS) (WHO/FAO/UNU 2002) at the diet level as follows:

$$\text{Quality adjusted proteins (g)} = \text{digested proteins (g)} \times \text{AAS}_{\text{diet}}$$

$$\text{AAS}_{\text{diet}} = \text{MIN}_{i=1}^{10} \{ \text{AAS}_i \} \text{ with } \text{AAS}_i = \frac{\text{mg of amino acid } i \text{ in 1 g of digested protein}}{\text{mg of amino acid } i \text{ in requirement pattern}}$$

Where AAS_{diet} is the amino acid score of the diet, AAS_i the amino acid score for the indispensable amino acid (or couple of amino acids) i and MIN the minimum function. The reference pattern defines the amino acid/protein ratio for each indispensable amino acid, the adult pattern was used (WHO/FAO/UNU 2002). If superior to 1, the AAS is truncated to 1 for the calculation of the PDCAAS.

Digestibilities of proteins were assigned by food sources according to published values (Gilani et al. 2005; WHO/FAO/UNU 2002). Meat and fish: 94%; milk and dairy: 95%; eggs: 97%; legumes: 85%; ready-to-eat cereals: 75%; whole bread: 92%; white bread: 97%; flour: 96%; whole grain cereals: 86%; refined wheat: 96%; refined rice: 89%; whole corn/maize: 86%; nuts and seeds: 86%; soy and derivatives: 86%. For the other foods, protein digestibility was not taken into account (100%).

For mixed dishes, food-dependent bioavailability coefficients were calculated from their ingredients based on the recipes.

All the above listed bioavailability-related algorithms and coefficients were introduced into the models where the bioavailabilities of the four key nutrients were taken into account.

Nutritional constraints

Nutritional adequacy was ensured in the modeled diets by imposing a set of constraints on the nutrient content of the diets, mainly based on the French Recommended Dietary Allowances (RDA). In the models accounting for bioavailability, iron and zinc constraints were put on absorbed quantities: absorbed quantities had to meet the requirements, i.e. the RDA value multiplied by the mean bioavailability considered by the AFSSA when deriving those values (i.e. 10% for iron and 25% for zinc (Martin 2000)).

Environmental constraints

We chose a 30% reduction of dietary GHGE (reference year: 2007) as a realistic target according to Perignon et al (Perignon et al. 2016). This value is in line with the European target of 40% reduction of GHGE by 2030 (reference year: 1990) stated ahead of the Cop21 conference (Latvia and the European Commission 2015). Given that food-related GHGE are highly correlated with indicators of eutrophication and acidification (Röös et al. 2013; Masset, Soler, et al. 2014), we extended the 30% reduction to the two other indicators. As described in Perignon et al. (Perignon et al. 2016), the strength of the nutritional and environmental constraints were assessed through the dual value. Limiting nutrients could be identified in modeled diets as their corresponding constraints equaled exactly 100%.

Food quantities constraints

To avoid unrealistic diets, upper constraints on quantities (90th percentiles in the population, by gender) at food (only consumers were included in the calculations), sub-group and group levels were introduced to avoid extreme deviations (Briend et al. 2003). Total diet quantity (in g) was limited within 80-120% of the observed quantity. Fortified foods, alcoholic beverages and mineral waters quantities were constrained as inferior or equal to observed quantities.

Objective function

For each gender, the objective function f expressed the departure from the mean observed diet at the food item level ($j= 402$ foods) and at the group level ($k= 8$ groups) and was minimized to take into account sociocultural acceptability. We thus encouraged the food group (e.g. dairy products) as well as the food (e.g. mozzarella) quantities to stay as close as possible to the observed quantities.

$$f = \frac{1}{402} \times \sum_{j=1}^{402} \frac{ABS(Q_j - Q_{j,obs})}{Q_{j,obs}} + \frac{1}{8} \times \sum_{k=1}^8 \frac{ABS(Q_k - Q_{k,obs})}{Q_{k,obs}}$$

Where ABS is the absolute value function, Q_j (resp. Q_k) the quantity of food j (resp. food group k) in the modeled diet, $Q_{j,obs}$ (resp. $Q_{k,obs}$) the quantity of food j (resp. food group k) in the observed diet.

The objective function f was transformed into a linear function via new decision variables as previously implemented by Darmon *et al.* (Darmon et al. 2002). As nonlinear programming was implemented, we may expect the algorithm to stop at a local optimum without finding the very best solution. To reach the optimal solution, we ran each model 750 times. Among all the solutions, we selected the one with the smallest objective function. Diets were modeled for the two genders, with and without bioavailability parameters (4 final diets).

Sensitivity analysis: co-production of milk and meat

Some foods that are sold separately to the consumers have a common production phase, as co- or by-products. Therefore, in the modeled diets, decreasing a product without decreasing in parallel its by- and/or co-products may create economic dilemma and environmental issues in terms of wasting. We identified the most prominent issue of this type as being the relation between milk and bovine milk. To test the impact of taking into account such relationships, we performed a sensitivity analysis in which the quantities of bovine meat and dairy products were co-constrained. Based on current French data, we imposed a maximal dairy products to bovine meat (from offspring and culled cows) ratio, as follows: bovine dairy protein (g) ≤ 0.43 *bovine meat (g). The rationale underlying the choice of the maximum is detailed in *supplementary material*. Conversely, bovine meat quantities were not constrained by dairy products quantities, given the possibility to eat meat from non-dairy breeds. The constraint relating milk to meat was applied through milk protein and bovine meat in the diet, including the quantities incorporated in dishes as ingredients. Sensitivity analysis was performed for the two genders, with bioavailability parameters.

Three models were thus run by gender. All the models integrated the environmental constraints. Models integrating nutritional constraints without accounting for nutrient bioavailability are referred as NE (nutrition-environment). Models integrating nutritional constraints while accounting for the bioavailability of the four key nutrients are referred as NEB (NE-bioavailability). Models additionally integrating the co-production constraint (sensitivity analysis) are referred as NEB-CP.

Data analysis

Four diets by gender were analyzed (one observed, OBS; two modeled, NE and NEB; and a fourth modeled diet obtained as a sensitivity analysis, NEB-CP). We compared the diet compositions in terms of foods (n=402), food families (n=27) and food groups (n=8). The nutrient content of all diets was derived by crossing the quantities of foods with their nutritional composition. Environmental impacts of the diets and the quantities of protein and energy from animal origin and by species were derived similarly. SAS version 9.4 was used for all models (*optmodel* procedure).

Results

Diet composition

NE diets

In NE diets, most food groups (namely: dairy products, foods high in fat/sugar/salt, mixed dishes, seasonings and drinks) remained equal or close to the observed quantities (**Fig. 1**). The quantity of the fruit and vegetables food group increased as compared to OBS diet, especially for women (+41% and +4% in women and men's diets respectively). Quantity of the starch group also increased (+18 and +38% in women and men's diets respectively) while that of meat-fish-eggs decreased for both gender by around 40%. At the more disaggregated family level, considering men and women diets, the highest departures from the observed diet were noticed for milk (+93 and +31% in women and men diets respectively), fresh fruits (+112 and +45%), vegetable-based dishes (+45 and +71%), potatoes (+21 and +86 %), hot drinks (-56 and -61%), deli meat (-84 and -88%), ruminant meat (-84 and -68%) and animal fat (-69 and -79%) (**Fig. 2**). The most stringent constraints concerned the saturated fatty acids (upper constraint), fiber (lower), carbohydrates (lower), sodium (upper) and GHGE (upper).

NEB diets

Accounting for the bioavailability of the four key nutrients did not induce dramatic changes in terms of food composition. When comparing NEB to NE, the quantities did not depart from more than 9% for food groups (Fig. 1), and 25 % for food families (Fig. 2), excepted for the deli meat family in women diet which increased by 359% in the NEB diet compared to the NE one (from 3 to 14 g, driven by an increase of 11 g of blood sausage).

Diet cost

Every modeled diet cost remained inferior to the observed one. OBS diet costs for women and men were 6.2 and 8.1€/d respectively, and modeled diet cost were <6€/d for women and <7€/d for men.

Bioavailability estimations and diet-related bioavailability factors

Table 1 reports the bioavailability estimations of the four key nutrients and their quantities in the observed and modeled diets relatively to the nutritional constraints. Iron and zinc, but not protein nor vitamin A, were limiting nutrients in NE and/or NEB diets. Iron was especially limiting in women diets (high dual values, data not shown), given their high requirements and the fact that the recommendation was far from being met in the OBS diet. Compared to the OBS women diet, NE and NEB diets had higher total iron contents. However, the percentage of iron absorption decreased with the NE model, and increased with the NEB one (iron absorption estimated rates were 7.7%, 4.6% and

9.1%, in OBS, NE and NEB women diets, respectively, data not shown). In NE women diet, total iron content covered 100% of the RDA (i.e., 16 mg) but, due to the low absorption rate, absorbed iron will cover only 46% of the requirements (i.e., 1.6 mg) (Tab. 1). Heme iron (which is absorbed at 34%) content was 1.3, 0.3 and 2.2 mg in OBS, NE and NEB respectively, provided at 26, 18 and 88% by blood sausage respectively. When looking at iron absorption modulators, between NE and NEB women diets, vitamin C and calcium contents were constant, meat plus fish quantity slightly increased (+10%), phytate quantity slightly decreased (-10%, but still 146% of the observed content) and tannins from beverages were suppressed.

For men and women, the part of energy and protein from animal origin were very close between NE and NEB modeled diets, and lower than in OBS diets (data not shown). In observed diets for both genders, 68% of proteins were of animal origin. In modeled diets, between 51 and 55% were of animal origin. In observed diets, 34% of the energy was from animal origin. In modeled diets, between 20 and 23% was from animal origin.

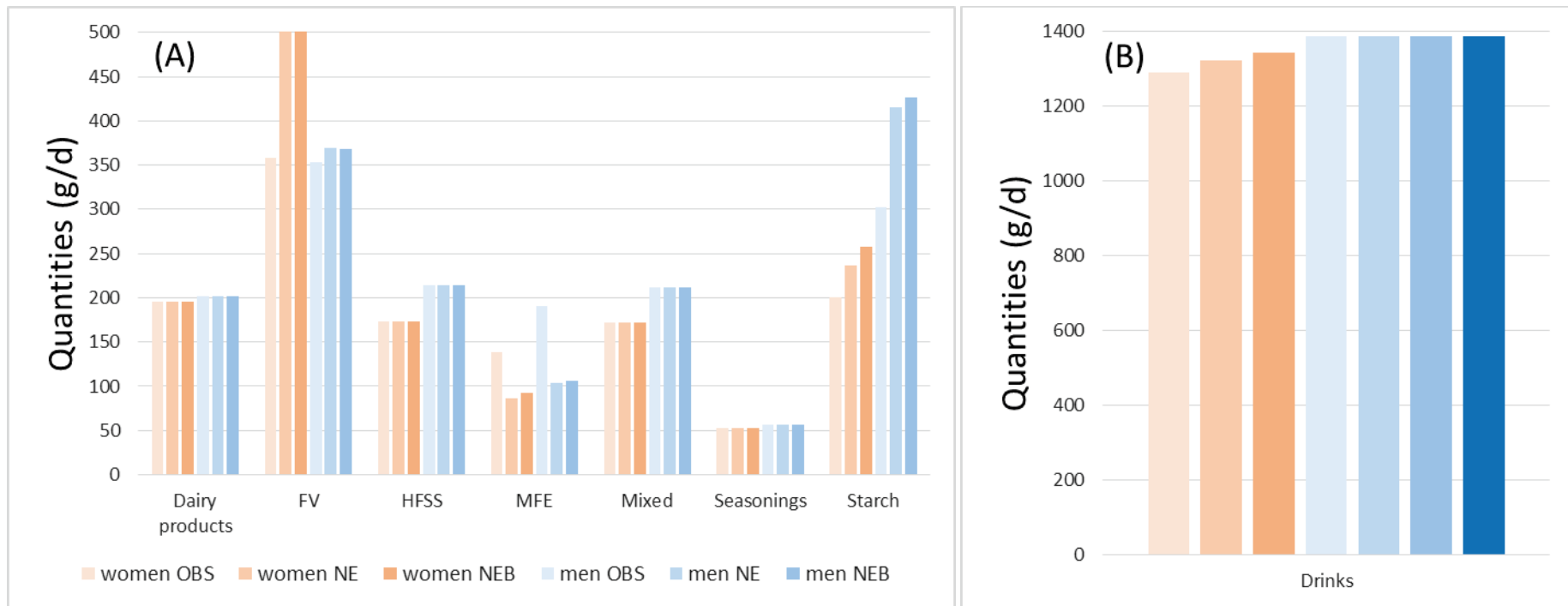


Figure 1: Food group quantities in observed and modeled diets (women and men). (A), Solid food groups; (B), Drinks. FV, Fruit and vegetables; HFSS, Foods high in fat/sugar/salt; MFE, Meat-fish-eggs.

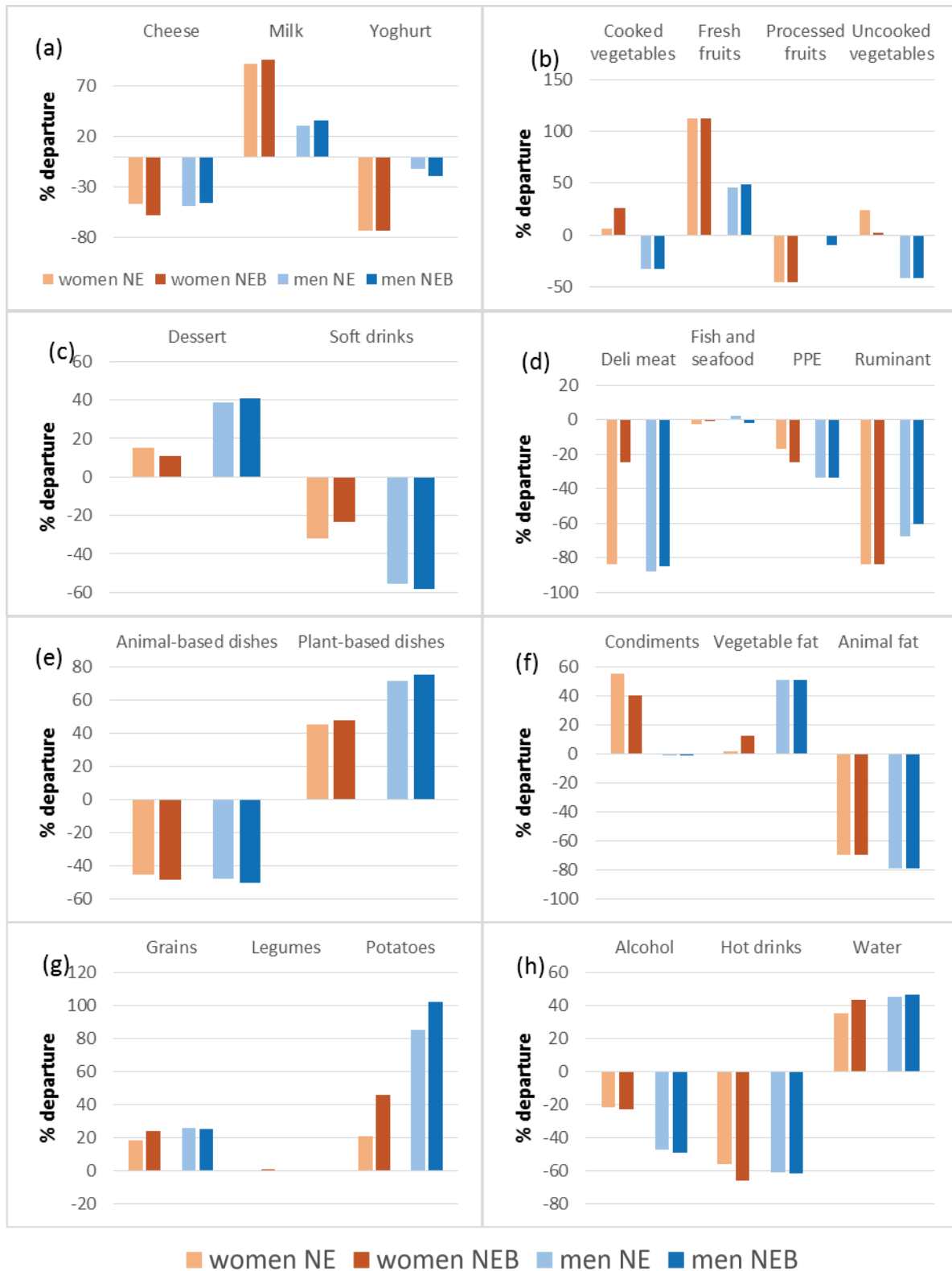


Figure 2: Departure from food family quantities in the observed diet (%) for the modeled diets. (a), Dairy products; (b), Fruit and vegetables; (c), Foods high in fat/sugar/salt; (d), Meat-fish-eggs; (e), Mixed dishes; (f) Seasonings; (g), Starch; (h), Drinks. Food families with quantities <6 g in OBS and modeled diets are not displayed; *i.e.* dried fruits, salty snacks and breakfast cereals. PPE, Pork-poultry-eggs.

Table 1: Bioavailability estimations and percentages of the recommended values in observed and modeled values

	Women			Men		
	OBS	NE	NEB	OBS	NE	NEB
Bioavailability estimations						
Iron absorption rate (%)	7.7	4.6	9.1	7.6	4.7	5.1
Zinc absorption rate (%)	30.7	25.7	27.0	25.9	24.0	23.9
Overall protein digestibility (%)	95.0	95.0	95.1	95.0	95.1	95.1
Amino Acid Score	1.3	1.3	1.3	1.3	1.2	1.3
Percentage of the recommended values						
Total iron (%RDA)	68.3	100.0	110.4	162.2	197.5	195.5
Absorbed iron (% iron requirement)	52.7	46.3	100.0	123.2	92.7	100.0
Total zinc (%RDA)	87.8	100.0	93.9	100.3	100.0	104.6
Absorbed zinc (% zinc requirement)	107.9	102.8	101.4	104.0	96.1	100.0
Total protein (%RDA)	142.8	115.7	117.2	159.4	120.9	121.6
Digestible protein calculated with specific coefficient (%RDA)	135.6	110.0	111.5	151.4	115.0	115.6
Vitamin A calculated with coefficient 6 (%RDA)	178.5	171.5	175.7	159.3	185.0	207.8
Vitamin A calculated with specific coefficient (%RDA)	131.5	114.8	113.7	123.6	147.3	169.7

Bold values indicate that a value $\geq 100\%$ was imposed in the model.

Contributions of food families to environmental impacts

In all the modeled diets, the acidification constraint was not limiting (the impact was reduced by 36-43%, which is greater than the 30% imposed). Tables 2 and 3 display the contributions of food families to the diet impacts in terms of GHGE and eutrophication. Ruminant meat was the first contributor to the GHGE of the observed diets (14-15%) but contributed to only 3-8% of GHGE in the modeled diets (Tab. 2). In the modeled diets, the dessert food family was the first contributor of GHGE, and the large food group of MFE had its share nearly halved as compared to the observed diets. Pork-poultry-and eggs (PPE) was the first contributor to the eutrophication impact of the observed diets (24-26%) and still contributed to 16-17% of the modeled diet (Tab. 3). PPE and grain families had the highest shares of the eutrophication impact in the modeled diets, the grain family having its contributions doubled as compared to OBS diets.

Sensitivity analysis: adding a constraint relating milk and bovine meat (NEB-CP models)

In NEB-CP models, bovine meat was related to milk protein by a constraint. From NEB to NEB-CP diets, milk protein content decreased by 20% and 7% for women and men respectively, and bovine meat quantities (including meat in the mixed dishes) increased by 477% (22 g) and 237% (23 g) respectively. In order to fulfill all constraints and especially to maintain the reduction of environmental impacts of 30%, other food groups/families required quantity modifications. Among changes in NEB-CP diets, alcoholic beverages were reduced of around 60% as compared to NEB for both genders as well as hot drinks (-76%), but only for women (data not shown). The contribution of the ruminant meat family to the climatic impact of women diets rose from 3% in NEB to 12% in NEB-CP. Diet costs remained below the observed ones.

Table 2: Contributions in gCO₂eq (%) of the food groups and food families to the climatic impact of the observed and modeled diets for women and men

Group	Family	Women, gCO ₂ eq/d (%)			Men, gCO ₂ eq/d (%)		
		OBS	NE	NEB	OBS	NE	NEB
Fruit and vegetables		443 (12)	443 (17)	439 (17)	423 (9)	409 (12)	405 (12)
	Fresh fruits	168 (5)	188 (7)	188 (7)	155 (3)	220 (6)	222 (6)
	Processed fruits	73 (2)	36 (1)	36 (1)	69 (1)	68 (2)	62 (2)
	Dried fruits	4 (0)	4 (0)	4 (0)	4 (0)	4 (0)	4 (0)
	Uncooked vegetables	64 (2)	79 (3)	52 (2)	62 (1)	31 (1)	31 (1)
	Cooked vegetables	134 (4)	136 (5)	160 (6)	133 (3)	85 (2)	85 (2)
Starch		289 (8)	309 (12)	326 (13)	434 (9)	514 (15)	529 (15)
	Grains	225 (6)	207 (8)	216 (8)	341 (7)	338 (10)	337 (10)
	Potatoes	44 (1)	82 (3)	89 (3)	62 (1)	146 (4)	161 (5)
	Legumes	20 (1)	20 (1)	20 (1)	31 (1)	31 (1)	31 (1)
Dairy products		408 (11)	306 (12)	291 (11)	459 (9)	375 (11)	377 (11)
	Cheese	136 (4)	74 (3)	55 (2)	210 (4)	110 (3)	120 (3)
	Milk	100 (3)	193 (8)	197 (8)	111 (2)	145 (4)	150 (4)
	Yoghurt	171 (5)	39 (2)	39 (2)	138 (3)	120 (4)	108 (3)
Foods High in Fat/Sugar/Salt		373 (10)	336 (13)	328 (13)	423 (9)	455 (13)	446 (13)
	Breakfast cereals	13 (0)	13 (1)	13 (1)	11 (0)	11 (0)	11 (0)
	Dessert	326 (9)	296 (12)	287 (11)	362 (7)	414 (12)	406 (12)
	Salty snacks	10 (0)	10 (0)	10 (0)	12 (0)	12 (0)	12 (0)
	Soft drinks	24 (1)	17 (1)	19 (1)	38 (1)	18 (1)	17 (1)
Mixed dishes		493 (13)	377 (15)	364 (14)	648 (13)	504 (15)	492 (14)
	Animal-based dishes	343 (9)	160 (6)	143 (6)	501 (10)	252 (7)	235 (7)
	Plant-based dishes	150 (4)	217 (8)	221 (9)	147 (3)	252 (7)	258 (8)
Meat-fish-eggs		1146 (31)	418 (16)	437 (17)	1646 (34)	649 (19)	682 (20)
	Deli meat	101 (3)	16 (1)	49 (2)	179 (4)	22 (1)	24 (1)
	Fish and seafood	155 (4)	130 (5)	132 (5)	154 (3)	156 (5)	137 (4)
	Pork-poultry-eggs	393 (11)	203 (8)	187 (7)	577 (12)	264 (8)	263 (8)
	Ruminant	497 (14)	69 (3)	69 (3)	736 (15)	207 (6)	257 (8)
Seasonings		154 (4)	78 (3)	84 (3)	171 (3)	100 (3)	100 (3)
	Animal fat	92 (3)	14 (1)	14 (1)	108 (2)	10 (0)	10 (0)
	Condiments	23 (1)	24 (1)	23 (1)	24 (0)	23 (1)	23 (1)
	Vegetable fat	39 (1)	41 (2)	47 (2)	39 (1)	66 (2)	66 (2)
Drinks		362 (10)	298 (12)	297 (12)	692 (14)	421 (12)	397 (12)
	Alcohol	108 (3)	84 (3)	83 (3)	436 (9)	228 (7)	217 (6)
	Hot drinks	140 (4)	174 (7)	174 (7)	150 (3)	87 (3)	74 (2)
	Water	114 (3)	40 (2)	40 (2)	105 (2)	106 (3)	106 (3)
Sum of absolute contributions (gCO₂eq)		3667	2567	2567	4896	3428	3428

Table 3: Contributions in gNeq (%) of the food groups and food families to the eutrophication impact of the observed and modeled diets for women and men

Group	Family	Women, gNeq/d (%)			Men, gNeq/d (%)		
		OBS	NE	NEB	OBS	NE	NEB
Fruit and vegetables		1.87 (12)	1.87 (17)	1.87 (17)	1.89 (9)	1.75 (11)	1,72 (11)
	Fresh fruits	0.45 (3)	0.68 (6)	0.68 (6)	0.43 (2)	0.69 (5)	0,69 (5)
	Processed fruits	0.3 (2)	0.13 (1)	0.13 (1)	0.3 (1)	0.3 (2)	0,26 (2)
	Dried fruits	0.02 (0)	0.02 (0)	0.02 (0)	0.03 (0)	0.03 (0)	0,03 (0)
	Uncooked vegetables	0.17 (1)	0.25 (2)	0.18 (2)	0.17 (1)	0.12 (1)	0,12 (1)
	Cooked vegetables	0.92 (6)	0.79 (7)	0.87 (8)	0.95 (4)	0.61 (4)	0,61 (4)
Starch		1.66 (10)	2.14 (19)	2.24 (20)	2.52 (12)	3.48 (23)	3,55 (23)
	Grains	1.25 (8)	1.63 (15)	1.68 (15)	1.93 (9)	2.57 (17)	2,58 (17)
	Potatoes	0.22 (1)	0.31 (3)	0.36 (3)	0.29 (1)	0.61 (4)	0,67 (4)
	Legumes	0.2 (1)	0.2 (2)	0.2 (2)	0.3 (1)	0.3 (2)	0,3 (2)
Dairy products		0.71 (4)	0.55 (5)	0.52 (5)	0.82 (4)	0.67 (4)	0,67 (4)
	Cheese	0.24 (2)	0.13 (1)	0.1 (1)	0.38 (2)	0.19 (1)	0,21 (1)
	Milk	0.18 (1)	0.36 (3)	0.36 (3)	0.2 (1)	0.27 (2)	0,28 (2)
	Yoghurt	0.29 (2)	0.06 (1)	0.06 (1)	0.23 (1)	0.21 (1)	0,19 (1)
Foods High in Fat/Sugar/Salt		1.38 (9)	1.44 (13)	1.42 (13)	1.54 (7)	1.86 (12)	1,83 (12)
	Breakfast cereals	0.09 (1)	0.09 (1)	0.09 (1)	0.07 (0)	0.07 (0)	0,07 (0)
	Dessert	1.18 (7)	1.26 (11)	1.23 (11)	1.3 (6)	1.68 (11)	1,65 (11)
	Salty snacks	0.04 (0)	0.04 (0)	0.04 (0)	0.05 (0)	0.05 (0)	0,05 (0)
	Soft drinks	0.07 (0)	0.05 (0)	0.05 (0)	0.11 (1)	0.05 (0)	0,05 (0)
Mixed dishes		1.82 (11)	1.12 (10)	1.06 (10)	2.57 (12)	1.67 (11)	1,63 (11)
	Animal-based dishes	1.49 (9)	0.67 (6)	0.61 (5)	2.24 (10)	1.15 (8)	1,1 (7)
	Plant-based dishes	0.33 (2)	0.45 (4)	0.46 (4)	0.33 (2)	0.52 (3)	0,53 (3)
Meat-fish-eggs		6.53 (41)	2.7 (24)	2.75 (25)	9.65 (44)	3.83 (25)	3,94 (26)
	Deli meat	0.84 (5)	0.14 (1)	0.32 (3)	1.48 (7)	0.18 (1)	0,19 (1)
	Fish and seafood	0.46 (3)	0.44 (4)	0.44 (4)	0.44 (2)	0.54 (4)	0,5 (3)
	Pork-poultry-eggs	3.82 (24)	1.94 (17)	1.81 (16)	5.64 (26)	2.55 (17)	2,55 (17)
	Ruminant	1.41 (9)	0.19 (2)	0.19 (2)	2.09 (10)	0.57 (4)	0,69 (5)
Seasonnings		0.75 (5)	0.6 (5)	0.6 (5)	0.77 (4)	0.9 (6)	0,88 (6)
	Animal fat	0.17 (1)	0.03 (0)	0.03 (0)	0.2 (1)	0.02 (0)	0,02 (0)
	Condiments	0.06 (0)	0.07 (1)	0.06 (1)	0.06 (0)	0.06 (0)	0,06 (0)
	Vegetable fat	0.52 (3)	0.5 (5)	0.51 (5)	0.51 (2)	0.81 (5)	0,8 (5)
Drinks		1.23 (8)	0.76 (7)	0.71 (6)	2 (9)	1.07 (7)	1,01 (7)
	Alcohol	0.28 (2)	0.22 (2)	0.22 (2)	1.12 (5)	0.57 (4)	0,54 (4)
	Hot drinks	0.77 (5)	0.47 (4)	0.42 (4)	0.7 (3)	0.33 (2)	0,29 (2)
	Water	0.19 (1)	0.07 (1)	0.07 (1)	0.17 (1)	0.17 (1)	0,17 (1)
Sum of absolute contributions (gCO₂eq)		15,96	11.17	11.17	21.75	15.23	15.23

Discussion

In the present work, French diets featuring a reduced environmental impact and respecting nutritional recommendations were modeled. For the first time to our knowledge, we included quantified considerations of bioavailability variations and co-production relationships between foods in our models to design more realistic sustainable diets. Without considering bioavailability and co-production, in order to reach a 30% reduction of the environmental impact, we confirmed the need to reduce meat quantities (especially ruminant meat) of around 50%. This meat reduction was maintained when accounting for bioavailability variations. In our models, iron was identified as a strongly limiting nutrient for women. When adding co-production constraint the ruminant meat quantities were less decreased.

Previous modeling studies designed diets with a reduced environmental impact and respecting nutritional constraints. MacDiarmid et al., based on the mean women UK diet, modeled by linear programming the “Livewell 2020 plate”, which had a 25% reduction in GHGE (as compared to 1990) and enabled the fulfilment of a whole set of nutritional constraints (Macdiarmid et al. 2011). As compared to the mean diet, it was composed of more fruit and vegetables (from 23 to 35% of the plate), slightly more starches and less meat (from 16% of “meat and meat dishes” to 4% of “meat only”, with a preference for chicken) and foods high in fat and/or sugar. Green et al., still in the UK, imposed a more limited number of nutritional requirements as constraints in their models but took into account budget shares and price elasticities in their objective function to minimize the consumer loss of welfare (Green et al. 2015). For around 30% reduction of GHGE for women, red meat quantities decreased of more than 50%, dairy and eggs decreased of around 50%, while fruit and vegetables were approximately doubled and cereals had a 50% increase. In the Netherlands, for a 50% reduction of GHGE and a complete set of nutritional constraints, van Dooren et al. resulted by linear programming to a food basket almost vegetarian and cheaper than the mean observed one (van Dooren et al. 2015). Horgan et al., from individual data in the UK, modeled diets at a mean reduction of GHGE of around -14% while ensuring the fulfillment of a whole set of nutritional recommendations (Horgan et al. 2016). The same tendencies in terms of dietary changes as previously highlighted were found, but the interindividual variations were pointed out. In our previous modeling study based on the same dietary data than the present one (but more stringent cholesterol and vitamin D constraints, only one environmental constraint, and fortified foods not specifically constrained), we reported that it was possible to model diets with a 30% reduction of dietary GHGE while meeting nutritional recommendations without extra cost (Perignon et al. 2016). Our modeled diets were richer in fruit and vegetables and starch and contained lower quantities of meat (around -75% of ruminant meat and deli meat) than the observed diets. However, some

limitations were identified in those previous modeling studies, such as allowing the introduction of fortified foods (Perignon et al. 2016), taking into account only one environmental indicator (Macdiarmid et al. 2011; Perignon et al. 2016; Green et al. 2015), including a limited number of food variables (Macdiarmid et al. 2011; Green et al. 2015) or nutritional constraints (Green et al. 2015), not taking into account the differential bioavailability of key nutrients according to their food sources, nor the production links between foods (Macdiarmid et al. 2011; van Dooren et al. 2015; Green et al. 2015; Perignon et al. 2016).

Forcing acidification and eutrophication variables to decrease, at least to the same extent as GHGE (i.e. -30%), while limiting the reliance on fortified foods such as breakfast cereals to cover nutrients needs (i.e. the present NE models), we presently confirmed the need of decreasing ruminant meat quantities to design more nutritious diets with lower environmental impacts. In addition, we highlighted the high contribution of the pork-poultry-eggs food family to the eutrophication impact. Hence, favoring meat from monogastric by replacing beef by pork or poultry meat as proposed in some studies (Risku-Norja et al. 2009; Saxe et al. 2013), may not address other serious environmental issues despite having beneficial impact on climate change.

Because sustainable diets converged to a reduction of animal products in Western countries, such changes raised questions regarding the adequate intakes of some nutrients of which animal products are recognized as excellent sources. Iron, protein, zinc, calcium, vitamins B2 and B12 were identified as potentially at risk when moving to a less GHGE intensive diet (Millward & Garnett 2010). In our models, vitamin B2 contents were slightly above the constraint, and vitamin B12 was over 180% of the constraint. However, calcium was a limiting constraint in our models (data not shown). Concerning proteins, MacDiarmid et al. artificially increased the value of the constraint in their models in order to anticipate a reduction of protein quality (Macdiarmid et al. 2012). Our present modeled study is the first one that integrates the nutrient bioavailability of four key nutrients (iron, zinc, protein and vitamin A) by using published algorithms and food-dependent coefficients. The first result of the present study is that, despite the complex exigencies induced by the consideration of the bioavailability of the four key nutrients in the modeling approach, the nutritionally adequate with lower environmental impact models (i.e. NEB models) were feasible. In NEB models, the integration of bioavailability-related algorithms and coefficients did not induce per-se major dietary changes at the food groups or families, when compared to models without bioavailability consideration. When exploring the reasons underlying the food selection specifically induced by the presence of the bioavailability-related algorithms and coefficients, vitamin A and protein bioavailabilities did not turn out to be issues when moving to a more sustainable diet. The present study therefore suggests that in the context of French diet (and probably the one of Western countries), the diversity of protein

and vitamin A sources is such that even when switching to smaller (but moderate) quantities of animal products, animal and plant sources complement well each other to provide quantitatively and qualitatively large amounts of those nutrients. However, we may question the nutritional adequacy of more monotonous and/or restrictive diets. However, for iron and zinc, accounting for their bioavailability to reach the recommended levels of intake did drive the food content of the modeled diets. For instance, for women, the increase of blood sausage was clearly related to the need for heme iron, more readily absorbed than non-heme iron. In the NEB women diet, not only was the quantity of heme-iron increased, but also was the absorption of non-heme iron promoted by improving the balance between enhancers and inhibitors of non-heme iron absorption (e.g. reducing phytates).

Incorporating the co-production constraint between milk and meat (NEB-CP model) also induced specific dietary changes: the quantities of ruminant meat got closer to those in the observed diets, and other food groups had to compensate for the environmental burdens that came with, including alcoholic beverages and hot drinks. This is in line with Hendrie et al. and Vieux et al., who reported the load of non-core foods from an environmental point of view (Hendrie et al. 2014; Vieux et al. 2013). Such an impact of this co-production constraint suggests that this kind of relationships must be integrated and expanded in future models. For instance, we evaluated that the blood sausage quantity proposed in our NEB women diet would require more pork meat quantity within the same diet to account for the co-production of these two foods.

Some limitations of this study should be acknowledged. Concerning the environmental impact, it would still be of interest to consider other environmental impacts in future models such as the water footprint, the land-use or the biodiversity, as Meier et al. showed that one environmental indicator may evolve in the opposite direction than others (namely water footprint and GHGE in their vegetarian/vegan diets) (Meier & Christen 2013). It must also be noted that beef meat, pointed at as the first food to be reduced in priority, does present some advantages that were not taken into account. Ruminant animals have the capacity to value inedible resources (and marginal lands) such as grass, and grazing and the maintenance of pastures, may participate to biodiversity conservation (McNaughton 1994) and carbon storage (Soussana et al. 2007; Soussana et al. 2010; Metz et al. 2007). We used mean French diets as a point of departure, but using individual data, including nutritional status, would be of high interest given the variability of food consumption observed within populations and the different strategies that may be implemented to reach sustainability targets (Horgan et al. 2016). We did not consider calcium bioavailability in this study and incorporating such parameter in future studies would be a step forward in the design of sustainable diets. However, calcium absorption depends for instance on the food source, total calcium intake and

host-related variables such as vitamin D status (Heaney et al. 1990; Wolf et al. 2000; Christakos et al. 2011; Weaver et al. 1999), and to our knowledge, no algorithm has been developed to predict its absorption from food consumption data. When considering bioavailability in our models, the variations did not take into account host-related factors, while it is recognized that the serum ferritin level explains most of the iron absorption (Reddy et al. 2000). Concerning the co-production constraint, consequential LCA would have improved our models as the carbon-intensities of meat from dairy system is different from the one from meat-only systems (Hallström et al. 2014). This, as well as incorporating international trading considerations, may be a valuable future step to this pilot study at the food chain level.

The current modeling study confirmed that it was possible to meet nutritional adequacy and a reduced environmental impact of the diet with no extra cost. Even when accounting for bioavailability variations of four key nutrients, more sustainable diets were encouraged to be more plant-based. The consequences of the co-production constraints that we implemented here may be seen as an indicator that more integrated approach need to be applied to move toward the broader concept of sustainable food systems.

References

AFNOR, 2011. Référentiel BP X30-323-0. Principes généraux pour l'affichage environnemental des produits de grande consommation - Partie 0 : principes généraux et cadre méthodologique. Available at: <http://affichage-environnemental.afnor.org/referentiel-bp-x30-323-0> [Accessed March 21, 2016].

AFNOR, 2012. *Référentiel BP X30-323-15. Principes généraux pour l'affichage environnemental des produits de grande consommation - Partie 15 : méthodologie d'évaluation des impacts environnementaux des produits alimentaires,*

AFSSA, 2009. *Summary of the Individual and National Study on Food Consumption 2 (INCA2) 2006-2007,* Maisons-Alfort.

Armah, S.M. et al., 2013. A complete diet-based algorithm for predicting nonheme iron absorption in adults. *The Journal of nutrition*, 143(7), pp.1136–40.

Bertoluci, G. et al., 2016. How to Build a Standardized Country-Specific Environmental Food Database for Nutritional Epidemiology Studies D. A. Lightfoot, ed. *PLOS ONE*, 11(4), p.e0150617.

Black, A.E., 2000. Critical evaluation of energy intake using the Goldberg cut-off for energy intake:basal metabolic rate. A practical guide to its calculation, use and limitations. *International journal of obesity and related metabolic disorders : journal of the International Association for the Study of Obesity*, 24(9), pp.1119–30.

Bouwman, A.F., Beusen, A.H.W. & Billen, G., 2009. Human alteration of the global nitrogen and phosphorus soil balances for the period 1970-2050. *Global Biogeochemical Cycles*, 23(4), p.n/a-n/a.

Briend, A. et al., 2003. Linear programming: a mathematical tool for analyzing and optimizing children's diets during the complementary feeding period. *Journal of pediatric gastroenterology and nutrition*, 36(1), pp.12–22.

Centre d'Information des Viandes & INRA, 2009. Valeurs nutritionnelles des viandes. Available at: http://www.lessentiellesviandes-pro.org/pdf/PDF-tous_morceaux.pdf [Accessed March 18, 2016].

Christakos, S. et al., 2011. Vitamin D and intestinal calcium absorption. *Molecular and cellular endocrinology*, 347(1–2), pp.25–9.

Darmon, N., Ferguson, E.L. & Briend, A., 2002. A cost constraint alone has adverse effects on food selection and nutrient density: an analysis of human diets by linear programming. *The Journal of nutrition*, 132(12), pp.3764–71.

- Diaz, R.J. & Rosenberg, R., 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science (New York, N.Y.)*, 321(5891), pp.926–9.
- van Dooren, C. et al., 2015. Combining Low Price, Low Climate Impact and High Nutritional Value in One Shopping Basket through Diet Optimization by Linear Programming. *Sustainability*, 7(9), pp.12837–12855.
- EFSA, 2015. Scientific opinion on Dietary Reference Values for vitamin A. *EFSA Journal*, 13(3), p.84.
- EFSA NDA Panel, 2015. Scientific opinion on dietary reference values for iron. *EFSA J*, 13(10).
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2010. *Proceedings of the International scientific symposium - Biodiversity and sustainable diets united against hunger*, Rome.
- Galloway, J.N., 2001. Acidification of the world: natural and anthropogenic. *Water, Air, and Soil Pollution*, 130(1–4), pp.17–24.
- Garnett, T., 2011. Where are the best opportunities for reducing greenhouse gas emissions in the food system (including the food chain)? *Food Policy*, 36, pp.S23–S32.
- Gibson, R.S., 2007. The role of diet- and host-related factors in nutrient bioavailability and thus in nutrient-based dietary requirement estimates. *Food and nutrition bulletin*, 28(1 Suppl International), pp.S77-100.
- Gilani, G.S., Cockell, K.A. & Sepehr, E., 2005. Effects of antinutritional factors on protein digestibility and amino acid availability in foods. *Journal of AOAC International*, 88(3), pp.967–87.
- Green, R. et al., 2015. The potential to reduce greenhouse gas emissions in the UK through healthy and realistic dietary change. *Climatic Change*, 129(1–2), pp.253–265.
- Hallberg, L., Hultén, L. & Gramatkovski, E., 1997. Iron absorption from the whole diet in men: how effective is the regulation of iron absorption? *The American journal of clinical nutrition*, 66(2), pp.347–56.
- Hallström, E., Rööös, E. & Börjesson, P., 2014. Sustainable meat consumption: A quantitative analysis of nutritional intake, greenhouse gas emissions and land use from a Swedish perspective. *Food Policy*, 47, pp.81–90.
- Haskell, M.J., 2012. The challenge to reach nutritional adequacy for vitamin A: β -carotene bioavailability and conversion--evidence in humans. *The American journal of clinical nutrition*, 96(5), p.1193S–203S.
- Heaney, R.P., Weaver, C.M. & Fitzsimmons, M.L., 1990. Influence of calcium load on absorption fraction. *Journal of bone and mineral research : the official journal of the American*

Society for Bone and Mineral Research, 5(11), pp.1135–8.

Hendrie, G. et al., 2014. Greenhouse Gas Emissions and the Australian Diet—Comparing Dietary Recommendations with Average Intakes. *Nutrients*, 6(1), pp.289–303.

Horgan, G.W. et al., 2016. Achieving dietary recommendations and reducing greenhouse gas emissions: modelling diets to minimise the change from current intakes. *International Journal of Behavioral Nutrition and Physical Activity*, 13(1), p.46.

Hunt, J.R., 1996. Bioavailability algorithms in setting Recommended Dietary Allowances: lessons from iron, applications to zinc. *The Journal of nutrition*, 126(9 Suppl), p.2345S–2353S.

Hunt, J.R., 2003. Bioavailability of iron, zinc, and other trace minerals from vegetarian diets. *The American journal of clinical nutrition*, 78(3 Suppl), p.633S–639S.

Institut de l'élevage, 2014. *Chiffres clés 2014. Productions bovines lait et viande*, International Network of Food Data Systems (INFOODS), WorldFood Dietary Assessment System, Version 2.

International Organization for Standardization, 2006a. *ISO 14040:2006 - Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework*, Geneva.

International Organization for Standardization, 2006b. *ISO 14044:2006 - Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines*, Geneva.

Jensen, J., Saxe, H. & Denver, S., 2015. Cost-Effectiveness of a New Nordic Diet as a Strategy for Health Promotion. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12(7), pp.7370–7391.

Kantar Worldpanel, 2015. Consumer Panels - Kantar Worldpanel. Available at: <http://www.kantarworldpanel.com/global/Consumer-Panels> [Accessed February 26, 2015].

Khan, N.C. et al., 2007. The contribution of plant foods to the vitamin A supply of lactating women in Vietnam: a randomized controlled trial. *The American journal of clinical nutrition*, 85(4), pp.1112–20.

Kongkachuichai, R., Napatthalung, P. & Charoensiri, R., 2002. Heme and Nonheme Iron Content of Animal Products Commonly Consumed in Thailand. *Journal of Food Composition and Analysis*, 15(4), pp.389–398.

Latvia and the European Commission, 2015. *Intended Nationally Determined Contribution of the EU and its Member States*, Riga.

Macdiarmid, J. et al., 2011. *Livewell: A balance of healthy and sustainable food choices*,

Macdiarmid, J.I., 2013. Is a healthy diet an environmentally sustainable diet? *The Proceedings of the Nutrition Society*, 72(1), pp.13–20.

Macdiarmid, J.I. et al., 2012. Sustainable diets for the future: Can we contribute to reducing greenhouse gas emissions by eating a healthy diet? *The American journal of clinical*

nutrition, 96(3), pp.632–9.

Macdiarmid, J.I., Douglas, F. & Campbell, J., 2015. Eating like there's no tomorrow: public awareness of the environmental impact of food and reluctance to eating less meat as part of a sustainable diet. *Appetite*, 96, pp.487–493.

Martin, 2000. *Apports nutritionnels conseillés pour la population française, 3ième édition* 3rd ed., Tec et Doc Lavoisier.

Masset, G., Soler, L.-G., et al., 2014. Identifying sustainable foods: the relationship between environmental impact, nutritional quality, and prices of foods representative of the French diet. *Journal of the Academy of Nutrition and Dietetics*, 114(6), pp.862–9.

Masset, G., Vieux, F., et al., 2014. Reducing energy intake and energy density for a sustainable diet: a study based on self-selected diets in French adults. *The American journal of clinical nutrition*, 99(6), pp.1460–9.

McNaughton, S.J., 1994. Biodiversity and Function of Grazing Ecosystems. In *Biodiversity and Ecosystem Function*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, pp. 361–383.

Meier, T. & Christen, O., 2013. Environmental Impacts of Dietary Recommendations and Dietary Styles: Germany As an Example. *Environmental Science & Technology*, 47(2), pp.877–888.

Metz, B. et al., 2007. *Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007*, Cambridge/New York: Cambridge University Press.

Miller, L. V, Krebs, N.F. & Hambidge, K.M., 2007. A mathematical model of zinc absorption in humans as a function of dietary zinc and phytate. *The Journal of nutrition*, 137(1), pp.135–41.

Millward, D.J. & Garnett, T., 2010. Food and the planet: nutritional dilemmas of greenhouse gas emission reductions through reduced intakes of meat and dairy foods. *The Proceedings of the Nutrition Society*, 69(1), pp.103–18.

Monsivais, P. et al., 2015. Greater accordance with the Dietary Approaches to Stop Hypertension dietary pattern is associated with lower diet-related greenhouse gas production but higher dietary costs in the United Kingdom. *The American journal of clinical nutrition*, 102(1), pp.138–45.

Muzhingi, T. et al., 2011. Yellow maize with high β -carotene is an effective source of vitamin A in healthy Zimbabwean men. *The American journal of clinical nutrition*, 94(2), pp.510–9.

Parker, R.S. et al., 1999. Bioavailability of carotenoids in human subjects. *The Proceedings of the Nutrition Society*, 58(1), pp.155–62.

de Pee, S. et al., 1998. Orange fruit is more effective than are dark-green, leafy vegetables in increasing serum concentrations of retinol and beta-carotene in schoolchildren in Indonesia. *The American journal of clinical nutrition*, 68(5), pp.1058–67.

Perignon, M. et al., 2016. How low can dietary greenhouse gas emissions be reduced without impairing nutritional adequacy, affordability and acceptability of the diet? A modelling study to guide sustainable food choices. *Public Health Nutrition*, pp.1–13.

Perignon, M. et al., 2015. Impact of bioavailability estimation on the assessment of inadequate nutrient intakes in French adults. In *12th European Nutrition Conference FENS*.

Reddy, M.B., Hurrell, R.F. & Cook, J.D., 2000. Estimation of nonheme-iron bioavailability from meal composition. *The American journal of clinical nutrition*, 71(4), pp.937–43.

Risku-Norja, H., Kurppa, S. & Helenius, J., 2009. Dietary choices and greenhouse gas emissions – assessment of impact of vegetarian and organic options at national scale. *Progress in Industrial Ecology, An International Journal*, 6(4), p.340.

Röös, E. et al., 2013. Can carbon footprint serve as an indicator of the environmental impact of meat production? *Ecological Indicators*, 24, pp.573–581.

Saxe, H., Larsen, T.M. & Mogensen, L., 2013. The global warming potential of two healthy Nordic diets compared with the average Danish diet. *Climatic Change*, 116(2), pp.249–262.

Scarborough, P. et al., 2012. Modelling the health impact of environmentally sustainable dietary scenarios in the UK. *European journal of clinical nutrition*, 66(6), pp.710–5.

Soussana, J.F. et al., 2007. Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 121(1), pp.121–134.

Soussana, J.F., Tallec, T. & Blanfort, V., 2010. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *animal*, 4(3), pp.334–350.

Tang, G. et al., 2009. Golden Rice is an effective source of vitamin A. *The American journal of clinical nutrition*, 89(6), pp.1776–83.

Tang, G. et al., 2003. Short-term (intestinal) and long-term (postintestinal) conversion of {beta}-carotene to retinol in adults as assessed by a stable-isotope reference method. *Am J Clin Nutr*, 78(2), pp.259–266.

Tang, G. et al., 2005. Spinach or carrots can supply significant amounts of vitamin A as assessed by feeding with intrinsically deuterated vegetables. *The American journal of clinical nutrition*, 82(4), pp.821–8.

Tilman, D. & Clark, M., 2014. Global diets link environmental sustainability and human

health. *Nature*, 515(7528), pp.518–522.

United States Department of Agriculture, USDA National Nutrient Database for Standard Reference (SR25). Available at:

<http://www.ars.usda.gov/Services/docs.htm?docid=25700> [Accessed March 18, 2016].

Vieux, F. et al., 2013. High nutritional quality is not associated with low greenhouse gas emissions in self-selected diets of French adults. *The American journal of clinical nutrition*, 97(3), pp.569–83.

Wang, Z. et al., 2004. Beta-Carotene-vitamin A equivalence in Chinese adults assessed by an isotope dilution technique. *The British journal of nutrition*, 91(1), pp.121–31.

Weaver, C.M., Proulx, W.R. & Heaney, R., 1999. Choices for achieving adequate dietary calcium with a vegetarian diet. *The American journal of clinical nutrition*, 70(3 Suppl), p.543S–548S.

West, C.E., Eilander, A. & van Lieshout, M., 2002. Consequences of revised estimates of carotenoid bioefficacy for dietary control of vitamin A deficiency in developing countries. *The Journal of nutrition*, 132(9 Suppl), p.2920S–2926S.

WHO/FAO/UNU, 2002. *Protein and amino acid requirements in human nutrition: Report of a joint FAO/WHO/UNU expert consultation*, Geneva.

Wilson, N. et al., 2013. Foods and dietary patterns that are healthy, low-cost, and environmentally sustainable: a case study of optimization modeling for New Zealand. *PLoS one*, 8(3), p.e59648.

Wolf, R.L. et al., 2000. Factors associated with calcium absorption efficiency in pre- and perimenopausal women. *The American journal of clinical nutrition*, 72(2), pp.466–71.

III.5. Article 5

Une méthode de compilation de variables en lien avec l'alimentation durable en une base unique : application à la création d'une base de données française.

L'alimentation durable doit être appréhendée sous toutes ses dimensions que sont la nutrition, l'environnement, l'économie et le social. L'approche holistique requise pour étudier l'alimentation durable est compliquée par l'absence de base de données compilant des variables qui permettraient de décrire chacune de ces dimensions de façon pertinente. Ces données, de natures et d'origine diverses, sont généralement dispersées dans différentes bases de données relevant parfois de disciplines scientifiques éloignées. Leur mise en commun est donc difficile et peut se heurter à des problèmes de correspondances dues à l'utilisation de différents niveaux d'agrégation lors de la collecte des données.

L'objectif du travail était de développer une méthode de compilation, en une base unique, de variables liées aux aliments permettant de calculer divers indicateurs se rattachant aux quatre dimensions de la durabilité, et de l'appliquer au contexte français. La méthode comporte trois étapes. La première étape consiste à sélectionner les indicateurs d'intérêt, identifier les variables nécessaires à leur calcul et sélectionner les sources de données disponibles les plus pertinentes. La deuxième étape consiste à définir la liste d'aliments sur laquelle les données seront compilées. La compilation des données constitue la dernière étape : la correspondance est faite entre les données disponibles et les éléments de la liste présélectionnée. Sur le cas français, la composition en nutriments, facteurs de biodisponibilité, contaminants, la distribution des consommations dans la population française, les prix moyens, les tailles de portions, les émissions de gaz à effet de serre, les potentiels d'eutrophisation et d'acidification ont été attribués à 212 aliments génériques couramment consommés. Cette base compilant plus de 250 variables permettra de calculer divers indicateurs se rattachant aux quatre dimensions de la durabilité, et de les étudier ainsi de façon simultanée.

1 **Title: A methodology to compile food metrics related to diet sustainability into a single food**
2 **database: application to the French case**

3 **Authors: Rozenn GAZAN^{a,b}, Tangui BARRÉ^b, Marlène PERIGNON^b, Matthieu MAILLOT^a,**
4 **Nicole DARMON^b, Florent VIEUX^a**

5

6 **Affiliations:**

7 a MS-Nutrition, 27 Boulevard Jean Moulin, F-13385 Marseille Cedex05, France.

8 b NORT, INSERM, INRA, Aix-Marseille Université, Faculté de Médecine, 27 Boulevard Jean
9 Moulin, F-13385 Marseille Cedex05, France.

10 **Corresponding author:**

11 **Rozenn Gazan,**

12 MS-Nutrition,
13 Faculté de médecine de la Timone,
14 27 Boulevard Jean Moulin,
15 F-13385 Marseille Cedex05,
16 FRANCE

17

18 **E-mail: rozenn.gazan@ms-nutrition.com**

19 **Phone number: + 33 6 74 99 05 22**

20

21

22 **Abbreviation title: Compiling food metrics related to diet sustainability**

23

24 **ABSTRACT:**

25 The holistic approach required to assess diet sustainability is hindered by lack of comprehensive
26 databases compiling relevant food metrics. Those metrics are generally scattered in different data
27 sources with various levels of aggregation hampering their matching. The objective was to develop a
28 general methodology to compile food metrics describing diet sustainability dimensions into a single
29 database and to apply it to the French context. Each step of the methodology is detailed: indicators and
30 food metrics identification and selection, food list definition, food matching and values assignment.
31 For the French case, nutrient and contaminant content, bioavailability factors, distribution of dietary
32 intakes, portion sizes, food prices, greenhouse gas emission, acidification and marine eutrophication
33 estimates were allocated to 212 commonly consumed generic foods. This generic database compiling
34 279 metrics will allow the simultaneous evaluation of the four dimensions of diet sustainability,
35 namely health, economic, social and environmental, dimensions.

36

37

38 **Keywords:** nutrients, contaminants, food prices, cultural acceptability, environmental impact, multi-
39 criteria approach

40

41 **Abbreviations:** ANSES, French agency for food, environmental and occupational health safety
42 (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail); CIQUAL ,
43 The French Information Center on Food Quality (Centre d'Information sur la Qualité des Aliments);
44 EFSA, European Food Safety Authority; FAO, Food and Agriculture Organization of the United
45 Nations; FFQ, Food frequency questionnaire; GHGE, greenhouse gas emission; INCA2, Second
46 French individual cross-sectional food consumption survey; INFOODS, International Network of
47 Food Data Systems; INRA, French national institute of agricultural research (Institut national de la
48 Recherche Agronomique); LCA, Life-cycle assessment; LOD, limit of detection; LOQ, limit of
49 quantification; ND, non-detected; NQ, non-quantified; TDS, total diet study; USDA, United States
50 Department of Agriculture; WHO, World Health Organization

51

52 **1. Introduction**

53 Sustainable diets are defined by the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)
54 as “protective and respectful of biodiversity and ecosystems, culturally acceptable, accessible,
55 economically fair and affordable, nutritionally adequate, safe and healthy, while optimizing natural
56 and human resources” (Burlingame, Dernini, & others, 2012). Assessing the sustainability of diets
57 requires a holistic approach to explore simultaneously the health, economic, social and environmental
58 dimensions. The first studies assessing relationships between these dimensions have explored them
59 two by two. Several studies performed in different geographical contexts and populations explored the
60 relationships between the health and economic dimensions of diets and found that low cost diets are
61 generally unhealthy although nutritionally adequate diets are not necessarily expensive (Darmon &
62 Drewnowski, 2015). Then, with the challenge of climatic change and the availability of datasets
63 estimating greenhouse gas emissions (GHGE) for individual food items, relations between nutritional
64 quality and environmental impact of self-selected diets were described (F. Vieux, Darmon, Touazi, &
65 Soler, 2012) and modeled (Horgan, Perrin, Whybrow, & Macdiarmid, 2016). More recent studies
66 assessed the relationships between more than two diet sustainability dimensions. For instance, in
67 France, affordable nutritious diets with GHGE reduced by 20% compared to the mean population level
68 were identified among diets self-selected by adults (Masset, Vieux, et al., 2014), but modeling studies
69 showed that GHGE reductions higher than 30% may compromise both nutritional adequacy and
70 cultural acceptability (Perignon et al., 2016). In the United Kingdom, greater adherence to the DASH
71 (Dietary Approaches to Stop Hypertension) dietary pattern was found to be associated with lower diet-
72 related GHGE but higher diet costs (Monsivais et al., 2015). Although recent studies integrated several
73 dimensions of diet sustainability, other key components such as food safety still needs to be assessed.

74 The assessment of diet sustainability dimensions requires to define appropriate indicators estimated
75 with relevant food metrics (Fanzo, Cogill, & Mattei, 2012). A metric is considered as a quantitative
76 measurement used to calculate indicators which, in turn, allow to estimate “how much”, “how many”,
77 “to what extent”, or “what size” a system, a dimension, a concept is (Ahi & Searcy, 2015). The

78 assessment of diet sustainability dimensions may be improved by the introduction of metrics which
79 have not yet been considered. For instance, nutrient bioavailability, defined as the efficiency with
80 which a nutrient is used systemically through normal metabolic pathway (Aggett, 2010) strongly
81 varies with food sources. Zinc, iron, protein and vitamin A bioavailability in particular is known to be
82 strongly dependent on their animal or plant origin (Gibson, 2007; Hunt, 2003). Therefore, nutrient
83 bioavailability should not be overlooked when assessing nutritional adequacy in a context promoting a
84 reduced consumption of animal-based products to mitigate the environmental impact of diet (Millward
85 & Garnett, 2010).

86 Exploring simultaneously the health, economic, social and environmental dimensions of diets is
87 currently hindered by lack of food databases compiling indicators related to each dimension within
88 one dataset. Until now, the different public or private agencies concerned with food consumption and
89 food expenditure carried out their own surveys and elaborated databases according to their own needs.
90 Data were collected at different periods, with various levels of aggregation and without a common
91 food categorization, hampering their matching. For instance, household food budget surveys and food
92 purchase panels provide detailed information (quantities purchased, amount of money spent, brand,
93 type of packaging, capacity, ingredient list, nutritional labeling, claims, ...) for a very high number of
94 food products, whereas in Total Diet Studies (TDS), the content of contaminants in food are generally
95 estimated on a limited list of generic foods due limited analytical capacities and the high cost of the
96 analyses.

97 A food database compiling information collected by different bodies for several dimensions of
98 sustainability would be beneficial to study holistically the sustainability of diets. The aim of this study
99 was therefore to develop a general methodology to compile food metrics describing diet sustainability
100 dimensions into a single database and apply it to the French context.

101 **2. Method**

102 **2.1. General methodology**

103 **Figure 1** outlines the methodology proposed to compile food metrics required to estimate the
104 indicators of diet sustainability into a single food database entitled 'SUStable'. This methodology is

105 composed of four main sections (A. Data collection, B. ‘SUStable’ food list definition, C. Data
106 compilation and D. ‘SUStable’ completion). The first section is divided into 5 steps that allow to
107 identify and to select relevant indicators and food metrics and the corresponding data sources. In
108 section B., foods which will constitute the ‘SUStable’ database are selected. Different approaches are
109 proposed in section C. to assign values to the ‘SUStable’ foods, according to the type of matching with
110 the data sources. The last section D. corresponds to complete the ‘SUStable’ database, by describing
111 the unit of measurement and data source for each food metric.

112 2.2. Application to the French case

113 2.2.1. *Data collection (Section A)*

114 2.2.1.1. Selection of diet sustainability dimensions and diet-related indicators (Step A1):

115 Measurable indicators representing the health, economic, social and environmental were identified.
116 The health dimension was represented by two “sub-dimensions”, namely the nutritional adequacy and
117 the food safety. The economic, social and environmental dimensions were respectively represented by
118 economical affordability, cultural acceptability and environmental friendliness. The diet-related
119 indicators selected for the French study are presented in **Table 1**.

120 2.2.1.2. Identification and collection of relevant food metrics and corresponding data sources (Steps 121 A2 to A5):

122 The food metrics collected to evaluate each diet-related sustainability indicator and the data sources
123 able to provide these metrics are presented in Table 1 and described below.

124 The nutritional adequacy domain of the health dimension required collecting the content of nutrients
125 and other components in foods. It also includes nutrient bioavailability factors, which were obtained
126 from national and international standard nutrient composition tables. When required information was
127 not available in standard databases, values were collected from scientific literature. Nutritional
128 adequacy was also depicted by decomposing food recipes into their ingredients in order to calculate
129 the proportion of animal/plant origin of each food.

130 The food safety domain of the health dimension involved the acquisition of food contaminant content
131 to evaluate the toxicological exposure. In this work, robust food contamination data were provided by
132 a national database.

133 Integration of the cultural acceptability dimension required to evaluate dietary patterns. The
134 distribution of dietary intakes in the French population was collected, as well as standard food portion
135 sizes. In the present study, food consumption data were collected using a dietary record, however,
136 several types of dietary surveys may be used such as food frequency questionnaire (FFQ) or multiple
137 24-hour dietary recall (Thompson & Byers, 1994). Standard portion sizes were retrieved from
138 scientific literature and national agencies, but might also be estimated using food consumption data.

139 The economic dimension was captured by the financial affordability of diets, which implied the
140 collection of food prices. For the French case, food prices were provided by national food survey,
141 rather than collected directly from supermarkets or internet. Before estimating the cost of diets, prices
142 of purchased foods were converted into prices of edible foods by adjusting for weight changes
143 associated with cooking process and waste.

144 Regarding the environmental friendliness dimension, several diet-related environmental indicators
145 exist, but reliable national metrics remain scarce. For the French case, estimations of GHGE, marine
146 water eutrophication and air acidification related to foods were collected to evaluate the environmental
147 impact of diet.

148 *2.2.2. Choice of the food list (Section B)*

149 The final list of foods of the French ‘SUStable’ was chosen based on the data source which provided
150 data for the smallest number of foods. At this step, each ‘SUStable’ food was assigned to one food
151 category.

152 *2.2.3. Data compilation (Section C)*

153 Step C1 consisted in matching each ‘SUStable’ food with one or several foods of each data source.
154 The matching was done either based on link tables provided by the bodies who have collected the data,
155 or by manual food matching using the food label. Except for cultural acceptability, the step C2

156 consisted in assigning values to each ‘SUStable’ food. Two cases of value assignment were possible
 157 depending on the type of relationship between the ‘SUStable’ food and the data source. When
 158 ‘SUStable’ food matched with only one food from the data source (relationship one to one), values of
 159 the food from the data source were directly assigned to their related ‘SUStable’ food. When
 160 ‘SUStable’ food matched with several foods from the database source (relationship one to many),
 161 values of the ‘SUStable’ food was computed using a weighting factor, based on dietary intakes among
 162 the French population following Equation (1).

$$163 \quad T_{ij} = \sum_{k=1}^{k=n_j} \frac{Q_{k,j}}{\sum_{k=1}^{k=n_j} Q_{k,j}} * t_{i,k} \quad (1)$$

164 where T_{ij} is the content of the component i of the ‘SUStable’ food j ; n_j is the number of foods from
 165 the data source which were related to the ‘SUStable’ food j ; $Q_{k,j}$ is the quantity consumed among the
 166 population of the food k which was related to the ‘SUStable’ food j , and $t_{i,k}$ is the content of the
 167 component i of the food k .

168 The cultural acceptability dimension was captured by the distribution of dietary intakes of ‘SUStable’
 169 foods. Because some foods declared as consumed in the French dietary survey cannot be matched with
 170 any of the ‘SUStable’ foods, the list of foods from the survey might be more exhaustive than the list of
 171 ‘SUStable’ foods. Therefore, to be able to account for the totality of individual dietary intakes through
 172 the restricted ‘SUStable’ food list, a previously developed methodology was used to report the
 173 consumptions of non-matched foods (Florent Vieux, Soler, Touazi, & Darmon, 2013).

174 2.2.4. Completion of the French ‘SUStable’ (Section D)

175 Characteristics of each food metric, such as the data source and the unit of measurement, were
 176 attached to the ‘SUStable’ database. Each food metric was also identified according to its origin and
 177 the data treatment carried out. Type ‘A’ identification refers to food metrics from a national and
 178 representative French survey, estimated by a weighted mean (cf. C2.b step). Type ‘B’ refers to

179 calculated values from metrics of type ‘A’, such as estimation of a ratio, or multiplication by a
180 coefficient. Type ‘C’ refers to metrics coming from other food databases and scientific literature. Type
181 ‘D’ refers to values calculated from data of type ‘C’.

182 Data management and analyses were conducted under SAS version 9.4 (SAS institute, Cary, NC).

183 **3. Results**

184 3.1. Description of the data sources selected for the French ‘SUStable’

185 Data on dietary intakes were obtained from the second French individual cross-sectional food
186 consumption survey (INCA2, 2006-2007), which complex sampling frame design has already been
187 described elsewhere (AFSSA, 2009; Dubuisson et al., 2010). The INCA2 survey aimed at estimating
188 the amounts of foods and beverages consumed by each individual in a representative sample of the
189 French population, using a 7-d open-ended food record. Only data from the adult population were
190 presently used (2624 individuals). After exclusion of under-reporters (706 individuals) identified using
191 the Goldberg method (Goldberg et al., 1991), our sample was composed of 1918 adults (776 men and
192 1142 women) from 18 to 79 years old. A unique food code was allocated to each food and beverage
193 declared, leading to 1342 foods.

194 The French food nutrient composition database CIQUAL (The French Information Center on Food
195 Quality, 2013) was provided by the French agency for food, environmental and occupational health
196 safety (Agence nationale de sécurité sanitaire de l’alimentation, de l’environnement et du travail,
197 ANSES). This database provides, for all the foods declared as consumed by the participants of INCA2,
198 information on the content in 58 components (expressed per 100g of edible portion). An additional
199 recipe database provides the list and quantities of ingredients for each food. A total of 500 cooked
200 ingredients are used in the recipes, with only 342 of them having a nutritional composition available in
201 the French nutrient composition database. The nutritional composition of the remaining ingredients
202 was obtained by matching ingredients with the United States Department of Agriculture (USDA)
203 National Nutrient Database for Standard Reference (Standard reference 25) using the food labels. The
204 content of free-sugars, defined as monosaccharides and disaccharides added to foods by the
205 manufacturer, cook or consumer, plus sugars naturally present in honey, syrups and fruit juices (World

206 Health Organization, 2015), was estimated following a previous published method (Louie et al., 2015).
207 The food composition database was also completed by the content of food components and values of
208 factors required to estimate the bioavailability of zinc, iron, protein and vitamin A. Some of those
209 bioavailability factors –namely amino acids, phytate, α -carotene and β -cryptoxanthine- were not
210 available in the French nutrient composition database. They were therefore collected from the USDA
211 national nutrient database and the International Framework of Food Data Systems (INFOODS)
212 (INFOODS, 2015; U.S Department of Agriculture, 2012). Food-group specific conversion factors for
213 pro-vitamin A carotenoids and protein digestibility factors were collected from scientific literature.
214 The complete list of data sources is presented in Supplementary material (**Table S1**).

215 Food contaminant contents were provided by the second French TDS conducted between 2006 and
216 2010 by the ANSES. The generic foods for which data were provided have been chosen according to
217 the results of INCA2 study in order to be representative of the French population diet. The previously
218 described methodology of selection (Arnich et al., 2012; Sirot et al., 2009) led to a total of 212 generic
219 foods. Each of these foods was analyzed in 2007 and 2009 and was a mix of up to 15 subsamples
220 taking into account the diversity of the market share, origin, processing and packaging etc. Products
221 were sampled taking into account the potential regional and seasonal variations. Due to analytical
222 limitations, values below the limits of detection (LOD) or quantification (LOQ) were reported as ND
223 (value non-detected) or NQ (value detected but not quantified) respectively. In ‘SUSable’, ND and
224 NQ values were managed following a simplification of guidelines of the WHO (GEMS/Food-EURO,
225 1995) according to three scenarios. In the optimistic scenario, ND values were substituted by zero and
226 NQ values by the LOD. In the intermediate scenario, ND values were substituted by LOD/2 and NQ
227 values by $\frac{LOQ-LOD}{2}$. In the pessimistic scenario, ND values were substituted by LOD and NQ values
228 by LOQ. LOD and LOQ values were provided with the second French TDS database and varied with
229 the contaminant and, for pesticides, with the food matrix. Finally, for each scenario, the average of the
230 two years and regional-sub-samples for the 212 food items were computed for each contaminant. For
231 the present work, 46 contaminants of interest among the 445 from the second French TDS were
232 selected by experts from the French national institute of agricultural research (INRA) on the basis to

233 present a potential risk for public health: acrylamide, 6 heavy metal compounds (aluminum, inorganic
234 arsenic, cadmium, mercury as inorganic and organic (methylmercury), and lead), non-dioxin-like
235 polychlorinated biphenyls (6 substances evaluated together), dioxin-like compounds (7 dioxins, 10
236 furans and 13 dioxin-like like polychlorinated biphenyls evaluated together), 12 mycotoxins including
237 5 aflatoxins, and 25 pesticides including 8 persistent organic pollutants.

238 Average prices of all foods declared as consumed by the INCA2 participants were estimated based on
239 the 2006 Kantar Worldpanel database, which provides the annual food expenditures of a representative
240 sample of 12,000 French households (Kantar Worldpanel, 2015), using a previously described
241 methodology to express the price of each food in euros per 100 g of edible portion (Darmon &
242 Drewnowski, 2015).

243 Environmental food metrics were provided by the environmental consultancy firm BIO by Deloitte
244 (formerly Greenext© Service, Paris, France), by using an original ‘hybrid method’ (Bertoluci, Masset,
245 Gomy, Mottet, & Darmon, 2016) combining input/output and life-cycle assessment (LCA). The
246 assessments included all steps from the production to the consumer, excluding transportation by
247 consumers from the retail centers to home, and took the different geographic sources of the products
248 into account. GHGE (in g of CO₂ eq), marine water eutrophication (in g of N eq) and air acidification
249 (in g of SO₂ eq) of foods were obtained for 395 generic foods selected from the most highly consumed
250 in the INCA2 dietary survey (foods with the highest percentage of consumers by food category).

251 3.2. Choice of the French ‘SUStable’ food list

252 The second French TDS study was the data source with the lowest number of foods. This limited the
253 ‘SUStable’ food list to the 212, i.e. the number of foods in the second French TDS study. Each
254 ‘SUStable’ food was categorized into 8 food groups, 27 subgroups and 55 food categories (**Table 2**)
255 using an expert evaluation, mainly based on the food’s nutritional profile and its animal-to-vegetal
256 ratio.

257 3.3. Data compilation into the French ‘SUStable’

258 The relationships between all data sources using an entity relationship diagram, based on the method
259 developed by Martin et al. (Martin, 1990) are presented in **Figure 2**. Average food prices and

260 environmental metrics were obtained for foods from the CIQUAL table. Links between 686 foods
261 from the CIQUAL table and the 212 foods from the French TDS databases were obtained from the
262 French food Agency (unpublished), each of the 212 ‘SUStable’ foods matching with one or several
263 foods of the 686 foods from the CIQUAL table. Nutrients (α -carotene, β -cryptoxanthine, amino acids)
264 and phytate contents collected from USDA or INFOODS databases were manually matched with the
265 686 foods from the CIQUAL table using the food label. Factors (protein digestibility and pro-vitamin
266 A carotenoid conversion factors) were obtained from scientific literature and allocated to the 686
267 foods from the CIQUAL table.

268 Food contaminant contents were directly assigned to the 212 ‘SUStable’ foods. For the other food
269 metrics (except the distribution of dietary intakes), values were estimated using either weighted means
270 or one to one relations. Because the 212 ‘SUStable’ foods did not represent the totality of dietary
271 intakes, the intakes of foods not included in the ‘SUStable’ list were reported on the ‘SUStable’ foods
272 as following: for each individual, the intake of foods not included was estimated by food category and
273 allocated to one ‘SUStable’ food within the category, proportionally to their amount declared as
274 consumed.

275 3.4. French ‘SUStable’ completion

276 Each metric compiled in the French ‘SUStable’ was expressed per 100g of edible food (except portion
277 sizes and distributions of dietary intakes). The metrics used for the nutritional adequacy domain of the
278 health dimension were energy (in kcal and kJ), macronutrients (carbohydrates, lipids, proteins,
279 including digestible protein estimated using protein digestibility), water, alcohol, fiber, starch, total
280 sugar, added and free sugar, 9 fatty acids, 13 minerals (including the distinction of heme and non-
281 heme iron), 18 vitamins (including β -carotene, α -carotene, β -cryptoxanthine and vitamin A expressed
282 in retinol equivalent using pro-vitamin A carotenoid conversion factors by type of foods), 12 amino
283 acids, including essential amino acids (with values not corrected and corrected by the protein
284 digestibility factor) and phytate contents. Proportions of animal, meat (beef, pork, sheep and goat,
285 poultry and other meat), fish, egg, dairy products (milk, cream, butter, cheese, labelled as from cow or
286 small ruminants), fruits and vegetables, legumes and cereals of each were also provided for each

287 'SUStable' food. For each selected contaminant, 3 values - according to optimistic, intermediate and
288 pessimistic scenarios of contamination- were compiled. For the cultural acceptability dimension, food
289 portion sizes were added to the database, as well as the distribution of the dietary intakes (min, P5,
290 P10, P25, P50, P75, P90, P95, max, including non-consumers or not) among French adults. Average
291 food prices and environmental data (GHGE, marine eutrophication, and acidification estimates) were
292 compiled to assess the economical and environmental dimensions respectively.

293 The French 'SUStable' database was finally constituted of 279 metrics, of which 48 were of type 'A',
294 187 of type 'B', 22 of type 'C' and 22 of type 'D'. Eventually, for the assessment of the nutritional
295 adequacy domain of the health dimension, 108 food metrics were collected, 138 food metrics (46*3
296 for the three scenarios) for the food safety domains of the health dimension, 1 food metric for the
297 economical affordability, 3 food metrics for the environmental friendliness and 29 food metrics for the
298 cultural acceptability, including 28 metrics related to the distribution of food consumption among
299 French adults. For each food metric, the P5, P25, P50, P75, and P95 in the French 'SUStable' are
300 presented by food group in Supplementary material (Table S1) (contaminant values are displayed only
301 under the intermediate scenario). For each food metric, the unit of measurement, food database sources
302 and type of metric ('A', 'B', 'C' 'D') are given as well in Table S1.

303 **4. Discussion**

304 A general methodology to compile several metrics of diet sustainability was developed and applied to
305 the French context. For the first time, a French 'SUStable' was built for 212 generic French foods, by
306 compiling 279 food metrics that will allow to estimate diet-related indicators for depicting the health,
307 economic, social and environmental dimensions of a sustainable diet.

308 The present paper describes the different steps to be followed to build a 'SUStable', for different
309 scenarios of matching. Such a database will allow to assess diet sustainability by different approaches
310 either directly at the food level (e.g., development of sustainability food indicators, correlation
311 between food metrics) or at the diet level by linking food metrics to dietary intakes (e.g., contribution
312 of food categories to diet-related indicators, construction of diet-related scores by comparing metrics
313 to reference values). The assessment of diet sustainability has been the topic of several studies until

314 now. For example, at the food level, Masset et al. (2014) compiled and explored a food database
315 providing information on nutrient content, food price and environmental indicators for 363 food items
316 to identify foods with the most sustainable profile (Masset, Soler, Vieux, & Darmon, 2014). At the
317 diet level, by combining multiple indicators, Harray et al. proposed a method to estimate an overall
318 index named ‘Healthy and Sustainable Diet Index’ in order to measure the healthiness and
319 sustainability of individual dietary behaviours (Harray et al., 2015). Using mathematical diet
320 optimisation, Perignon et al. (2016) tested the compatibility between different dimensions of
321 sustainability (Perignon et al., 2016). Also with mathematical optimisation, Wilson et al. (2013)
322 modeled diets according to different scenarios fulfilling a set of constraints on different dimension of
323 diet sustainability (Wilson, Nghiem, & Foster, 2013). Whatever the approach chosen, diet
324 sustainability assessment implies having a comprehensive database, compiling all the metrics
325 necessary to estimate the indicators of interest. In those studies, the authors underlined the compilation
326 of such data as a major limitation for thoroughly carrying out their works. The ‘SUStable’ table would
327 permit to take all dimensions of sustainability into account simultaneously. The French database
328 developed in the present work is the primary step to conduct further research on the sustainability of
329 diets in France.

330 Most previously published studies used dietary data at individual or national level which were then
331 matched with various food metrics (Perignon, Vieux, Soler, Masset, & Darmon, Under review.). The
332 lack of a homogeneous level of aggregation or a common food categorisation between data sources
333 calls for the development of methodologies to construct the required food databases. Limited by data
334 availability on New Zealand foods, Wilson et al. (2013) were compelled to collect data for 76 food
335 items from heterogeneous sources in order to perform diet modeling: nutrient content from a national
336 food composition table, food price from a national food price database and directly from supermarkets
337 and food waste and GHGE from UK databases (Wilson et al., 2013). In the Netherlands, Van Dooren
338 et al. (2015) compiled into a single database: Dutch dietary data from a national food consumption
339 survey, food composition from a national database, four environmental indicators calculated based on
340 a LCA methodology and food prices from the largest Dutch shop supermarket chain. The full database

341 was limited to 206 foods, which did not represent the totality of the dietary intakes. The uncovered
342 dietary intake quantities were taken into account by reporting them into a unique “miscellaneous” food
343 group (van Dooren, Tyszler, Kramer, & Aiking, 2015). In France, Vieux et al. (2012) reported the
344 uncovered dietary intake on a limited number of foods using a factor by food category (F. Vieux et al.,
345 2012; Florent Vieux et al., 2013). There is a need to promote connections between the data collected in
346 different research fields. For the first time, a general methodology is presently proposed to compile
347 from various data sources the food metrics required to assess several dimensions of diet sustainability.

348 One strength of this work was to assemble, for the first time, several factors needed to take into
349 account the bioavailability of some key nutrients, food contaminant contents, food prices, distribution
350 of dietary intakes, food portion sizes and environmental indicators into a single database. Another
351 strength is to propose a standardised methodology that can be applied to build ‘SUStable’ databases
352 for different geographical, socio-demographic and cultural contexts. Such tables have the vocation to
353 be dynamic: new metrics, or updated existing ones, can be easily added following the methodology.
354 Data sources used in the French case were particularly robust as dietary data, food prices and
355 contaminant data were provided by national surveys representative of French habits. Moreover,
356 environmental metrics were estimated by a recently published hybrid method allowing to accurately
357 estimate environmental values for foods representative of a given national market (Bertoluci et al.,
358 2016).

359 This work has limitations. First, the database driving the selection of the French ‘SUStable’ foods, i.e.
360 the database with the lowest number of foods, was associated to a survey (Second French TDS)
361 specifically designed to assess the dietary exposure to food contaminants. Although the foods selected
362 for this survey were chosen on the basis to be highly consumed (covering 86% of the total adult
363 dietary intakes and 84% of the total adult energy intake), the focus on the toxicological aspect for their
364 selection may have neglected potentially interesting foods and/or foods with precise characteristics
365 (e.g packaging) regarding other sustainability dimensions. Besides, the choice of a common list of
366 foods to compile information from various sources could lead to a loss of information. Indeed, food
367 characteristics present in original data sources (e.g. brand, type of storage, origin of the product...)

368 cannot be available for the ‘SUStable’ foods which are generic. By its nature, our work was highly
369 dependent on the availability of data for the choice of indicators of sustainability. For instance, it
370 would be beneficial to add other environmental indicators. Indirect land use changes, currently not
371 considered by LCA methodology, has been defined as a challenge (Soussana, 2014) but, to our
372 knowledge, no comprehensive data are currently available on this topic in France. Both land and water
373 use are currently put under great pressure for their availability and quality. It would therefore be
374 desirable to consider them into future databases. Thus, this French database is opened for updates and
375 constitutes a solid base for further developments.

376 **1. Conclusion**

377 A general methodology was proposed to compile food metrics related to all the dimensions of diet
378 sustainability into a unique database. This method can be considered as a standardised approach for
379 the construction of such database. Applied to the French context, a comprehensive database of 212
380 foods was created, compiling 279 metrics which have, until now, never been gathered. The
381 constitution of this database is the first step for studying the relationships within the complex
382 framework of diet sustainability. The ‘SUStable’ could be the input database for diet modelling to
383 understand and identify the dietary shifts required to meet several sustainability criteria or be used at
384 the food level to identify more sustainable foods.

385

386 **Acknowledgements:**

387 This study received a financial support from INRA (French National Institute for Agricultural
388 Research, DID'IT metaprogramme). R.G. was financially supported by MS-Nutrition and ANRT
389 (Agence Nationale de la Recherche et de la Technology). M.P was supported by the Daniel & Nina
390 Carasso Foundation under the Avasun project. T.B was financially supported by the doctoral school
391 GAIA, Montpellier University. The funders have no role in the design, analysis or writing of this
392 article. The authors are grateful to INCA2 and KANTAR data creators and depositors respectively
393 from ANSES and Kantar World Panel for sharing information. The authors would like to thanks the
394 environment consulting Bio by Deloitte for providing environmental data.

395 **Conflict of interest:**

396 R. Gazan has no conflict of interest.
397 T. Barré has no conflict of interest.
398 M. Maillot has no conflict of interest.
399 F. Vieux has no conflict of interest.
400 N. Darmon has no conflict of interest.
401 M. Perignon has no conflict of interest.

References

- AFSSA. (2009). *Etude Individuelle Nationale des Consommations Alimentaires 2 (INCA2).2006-2007 (Individual National Study of Food Consumption 2006-2007)*. Retrieved from <https://www.anses.fr/sites/default/files/documents/PASER-Ra-INCA2.pdf>
- Aggett, P. J. (2010). Population reference intakes and micronutrient bioavailability: a European perspective. *American Journal of Clinical Nutrition*, 91(5), 1433S–1437S. <http://doi.org/10.3945/ajcn.2010.28674C>
- Ahi, P., & Searcy, C. (2015). An analysis of metrics used to measure performance in green and sustainable supply chains. *Journal of Cleaner Production*, 86, 360–377. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.08.005>
- Arnich, N., Sirot, V., Rivière, G., Jean, J., Noël, L., Guérin, T., & Leblanc, J.-C. (2012). Dietary exposure to trace elements and health risk assessment in the 2nd French Total Diet Study. *Food and Chemical Toxicology : An International Journal Published for the British Industrial Biological Research Association*, 50(7), 2432–49. <http://doi.org/10.1016/j.fct.2012.04.016>
- Bertoluci, G., Masset, G., Gomy, C., Mottet, J., & Darmon, N. (2016). How to Build a Standardized Country-Specific Environmental Food Database for Nutritional Epidemiology Studies. *PLOS ONE*, 11(4), e0150617. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0150617>
- Burlingame, B. A., Dernini, S., & others. (2012). Sustainable diets and biodiversity: directions and solutions for policy, research and action. In *The International Scientific Symposium on Biodiversity and Sustainable Diets: United Against Hunger; 3-5 Nov 2010*. Rome, Italy: FAO. Retrieved from <http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US201300011257>
- Darmon, N., & Drewnowski, A. (2015). Contribution of food prices and diet cost to socioeconomic disparities in diet quality and health: a systematic review and analysis. *Nutrition Reviews*, 73(10), 643–660. <http://doi.org/10.1093/nutrit/nuv027>
- Dubuisson, C., Lioret, S., Touvier, M., Dufour, A., Calamassi-Tran, G., Volatier, J.-L., & Lafay, L. (2010). Trends in food and nutritional intakes of French adults from 1999 to 2007: results from the INCA surveys. *The British Journal of Nutrition*, 103(7), 1035–48. <http://doi.org/10.1017/S0007114509992625>
- Fanzo, J., Cogill, B., & Mattei, F. (2012). *Metrics of Sustainable Diets and Food Systems*. *Bioversity International*. Italy. Retrieved from [http://www.bioversityinternational.org/uploads/tx_news/GEMS/Food-EURO. \(1995\). GEMS/Food-EURO Second Workshop on Reliable Evaluation of Low-Level Contamination of Food. Kulmbach. Retrieved from ftp://ftp.ksph.kz/Chemistry_Food Safety/TotalDietStudies/Reliable.pdf](http://www.bioversityinternational.org/uploads/tx_news/GEMS/Food-EURO. (1995). GEMS/Food-EURO Second Workshop on Reliable Evaluation of Low-Level Contamination of Food. Kulmbach. Retrieved from ftp://ftp.ksph.kz/Chemistry_Food Safety/TotalDietStudies/Reliable.pdf)
- Gibson, R. S. (2007). The role of diet- and host-related factors in nutrient bioavailability and thus in nutrient-based dietary requirement estimates. *Food and Nutrition Bulletin*, 28(1 Suppl International), S77–100. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17521121>
- Goldberg, G. R., Black, A. E., Jebb, S. A., Cole, T. J., Murgatroyd, P. R., Coward, W. A., & Prentice, A. M. (1991). Critical evaluation of energy intake data using fundamental principles of energy physiology: 1. Derivation of cut-off limits to identify under-recording. *European Journal of Clinical Nutrition*, 45(12), 569–81. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/1810719>
- Harray, A., Boushey, C., Pollard, C., Delp, E., Ahmad, Z., Dhaliwal, S., ... Kerr, D. (2015). A Novel Dietary Assessment Method to Measure a Healthy and Sustainable Diet Using the Mobile Food Record: Protocol and Methodology. *Nutrients*, 7(7), 5375–95. <http://doi.org/10.3390/nu7075226>
- Horgan, G. W., Perrin, A., Whybrow, S., & Macdiarmid, J. I. (2016). Achieving dietary recommendations and reducing greenhouse gas emissions: modelling diets to minimise the change from current intakes. *International Journal of Behavioral Nutrition and Physical Activity*, 13(1), 46. <http://doi.org/10.1186/s12966-016-0370-1>
- Hunt, J. R. (2003). Bioavailability of iron, zinc, and other trace minerals from vegetarian diets. *The American Journal of Clinical Nutrition*, 78(3 Suppl), 633S–639S. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12936958>
- INFOODS. (2015). Logiciels. Retrieved from <http://www.fao.org/infoods/infoods/logiciels/fr/>
- Kantar Worldpanel. (2015). French household consumer panel. Retrieved from <http://www.kantarworldpanel.com/global/Sectors>

- Louie, J. C. Y., Moshtaghian, H., Boylan, S., Flood, V. M., Rangan, A. M., Barclay, A. W., ... Gill, T. P. (2015). A systematic methodology to estimate added sugar content of foods. *European Journal of Clinical Nutrition*, 69(2), 154–61. <http://doi.org/10.1038/ejcn.2014.256>
- Martin, J. (1990). *Information Engineering Book II: Planning and Analysis* (1st editio). Upper Saddle River, NJ, USA: Prentice-Hall.
- Masset, G., Soler, L. G., Vieux, F., & Darmon, N. (2014). Identifying sustainable foods: The relationship between environmental impact, nutritional quality, and prices of foods representative of the french diet. *Journal of the Academy of Nutrition and Dietetics*, 114(6), 862–869. <http://doi.org/10.1016/j.jand.2014.02.002>
- Masset, G., Vieux, F., Verger, E. O., Soler, L. G., Touazi, D., & Darmon, N. (2014). Reducing energy intake and energy density for a sustainable diet: A study based on self-selected diets in French adults. *American Journal of Clinical Nutrition*, 99(6), 1460–1469. <http://doi.org/10.3945/ajcn.113.077958>
- Millward, D. J., & Garnett, T. (2010). Plenary Lecture 3: Food and the planet: nutritional dilemmas of greenhouse gas emission reductions through reduced intakes of meat and dairy foods. *The Proceedings of the Nutrition Society*, 69(1), 103–18. <http://doi.org/10.1017/S0029665109991868>
- Monsivais, P., Scarborough, P., Lloyd, T., Mizdrak, A., Luben, R., Mulligan, A. A., ... Woodcock, J. (2015). Greater accordance with the Dietary Approaches to Stop Hypertension dietary pattern is associated with lower diet-related greenhouse gas production but higher dietary costs in the United Kingdom. *The American Journal of Clinical Nutrition*, 102(1), 138–45. <http://doi.org/10.3945/ajcn.114.090639>
- Perignon, M., Masset, G., Ferrari, G., Barré, T., Vieux, F., Maillot, M., ... Darmon, N. (2016). How low can dietary greenhouse gas emissions be reduced without impairing nutritional adequacy, affordability and acceptability of the diet? A modelling study to guide sustainable food choices. *Public Health Nutrition*, 6, 1–13. <http://doi.org/10.1017/S1368980016000653>
- Perignon, M., Vieux, F., Soler, L.-G., Masset, G., & Darmon, N. Evolution, not revolution, of food choices is needed to improve diet sustainability: a review of nutritional epidemiology studies exploring the environmental impact of diets. *Nutrition Reviews* (Under review).
- Siro, V., Volatier, J. L., Calamassi-Tran, G., Dubuisson, C., Ménard, C., Dufour, A., & Leblanc, J. C. (2009). *Core food of the French food supply: second Total Diet Study* (No. 26).
- Soussana, J.-F. (2014). Research priorities for sustainable agri-food systems and life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 73, 19–23. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.02.061>
- The French Information Center on Food Quality. (2013). French food composition table Ciquial 2013. Retrieved from <https://pro.anses.fr/tableciquial/>
- Thompson, F. E., & Byers, T. (1994). Dietary Assessment Resource Manual1. *The Journal of Nutrition*, 124(11 Supl), 2245S–2317S.
- U.S Department of Agriculture, A. R. S. (2012). USDA National Nutrient Database for Standard Reference, Release 25. Retrieved from <http://www.ars.usda.gov/ba/bhnrc/ndl>
- van Dooren, C., Tyszler, M., Kramer, G., & Aiking, H. (2015). Combining Low Price, Low Climate Impact and High Nutritional Value in One Shopping Basket through Diet Optimization by Linear Programming. *Sustainability*, 7(9), 12837–12855. <http://doi.org/10.3390/su70912837>
- Vieux, F., Darmon, N., Touazi, D., & Soler, L. G. (2012). Greenhouse gas emissions of self-selected individual diets in France: Changing the diet structure or consuming less? *Ecological Economics*, 75, 91–101. <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.01.003>
- Vieux, F., Soler, L.-G., Touazi, D., & Darmon, N. (2013). High nutritional quality is not associated with low greenhouse gas emissions in self-selected diets of French adults. *The American Journal of Clinical Nutrition*, 97(3), 569–83. <http://doi.org/10.3945/ajcn.112.035105>
- Wilson, N., Nghiem, N., & Foster, R. H. (2013). The Feasibility of Achieving Low-Sodium Intake in Diets That Are Also Nutritious, Low-Cost, and Have Familiar Meal Components. *PLoS ONE*, 8(3), e58539. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0058539>
- World Health Organization. (2015). *Guideline: Sugars intake for adults and children*. Geneva. Retrieved from http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/149782/1/9789241549028_eng.pdf

Table 1. Selected diet-related indicators for each dimension of diet sustainability, food metrics required and possible data sources for the French case

Sustainable dimension	Diet-related indicator^a	Food metrics	Data sources
Nutritional adequacy (sub-domain of the health dimension)	Diet quality	Energy and nutrient contents	National and foreign nutrient composition database or scientific literature
		Content of other substances (e.g. phytate)	National and foreign nutrient composition database or scientific literature
		Bio-conversion factors (protein digestibility factor, pro-vitamin A carotenoid conversion factors)	National and foreign nutrient composition database or scientific literature
		Proportion of ingredients of animal/vegetable origin	Standard recipes from national and foreign database, books or internet
Food safety (sub-domain of the health dimension)	Toxicological exposure	Contaminant content	Public or private databases
Cultural acceptability	Dietary pattern	Distribution of dietary intakes in the population	Dietary surveys (multiple 24-h recall, FFQ, dietary records)
		Portion sizes	Scientific literature, dietary surveys
Economical affordability	Diet cost	Prices	Food expenditure surveys, retailers' websites, supermarket
Environmental friendliness	Diet-related environmental impact	Greenhouse gas emission	Scientific literature, public or private databases
		Water eutrophication	Scientific literature, public or private databases
		Air acidification	Scientific literature, public or private databases

^a Diet-related indicators are quantitatively assessed by linking food metric(s) and dietary intakes

Table 1. Food categorization of the ‘SUStable’ foods

Food groups (N=8)	Food sub-groups (N=27)	Food categories (N=55)	Number of ‘SUStable’ foods
Fruits and vegetables (incl. oilseeds)	Vegetables, raw, cooked and soups	Cooked vegetables	15
		Raw vegetables	7
		Soups	3
	Fresh and processed fruits (excl. dried)	Fresh fruits	13
		Processed fruits	4
	Dried fruits and oilseeds	Dried fruits	1
Oilseeds		1	
Starches and grains	Refined starches	Bread	5
		Pasta, rice, semolina	4
		Wholemeal products	3
	Unrefined starches	Legumes	2
		Potatoes	3
	Breakfast cereals	Breakfast cereals	3
Meat, fish, eggs and alternatives	Meats	Offals	1
		Deli meat	8
		Red meat	6
		Poultry and game	4
		Eggs	2
	Fish	Lean fish	3
		Fatty fish	3
		Seafoods	4
	Plant protein products	Plant protein products	2
	Composite dishes	Animal-based dishes	Animal-based composite dishes
Salted tarts and fried specialities			2
Animal-based sandwich, burger, pizza			3
Plant-based dishes		Plant-based composite dishes	2
		Salty appetizer	2
		Stocks and soup broths	1
Dairy products and alternatives	Fluid milk	Plain milk	3
		Sweetened milk	1
	Yoghurt	Plain yoghurt	3
		Sweetened or flavored yoghurt	2
	Cheeses	Cheeses	8
	Dairy alternatives	Yoghurt substitutes	3

		Vegetable drinks	1
Sweetened products	Dairy desserts (cream)	Dairy desserts (cream)	4
	Cakes, pies, viennoiseries and related	Cakes, pies, custards, ice creams	10
		Viennoiseries	5
	Biscuits and sweets	Biscuits and cereals bars	4
		Sweets and chocolate	5
		Honey, jam, spreads	4
		Sugar	1
Water and drinks	Water	Tap water	1
		Mineral water	8
	Coffee, tea and infusions	Coffee, tea and infusions	3
	Fruit juices without added sugar	Fruit juices without added sugar	6
	Sweetened drinks	Sweetened drinks	5
	Alcoholic beverages	Alcoholic beverages	5
	Fats and seasonings	Animal fats	Butter
Cream			1
Vegetable fats		Vegetable fat	2
		Oil	5
		Margarine	2
Spices and aromatic plants		Spices	1
		Sauces	2

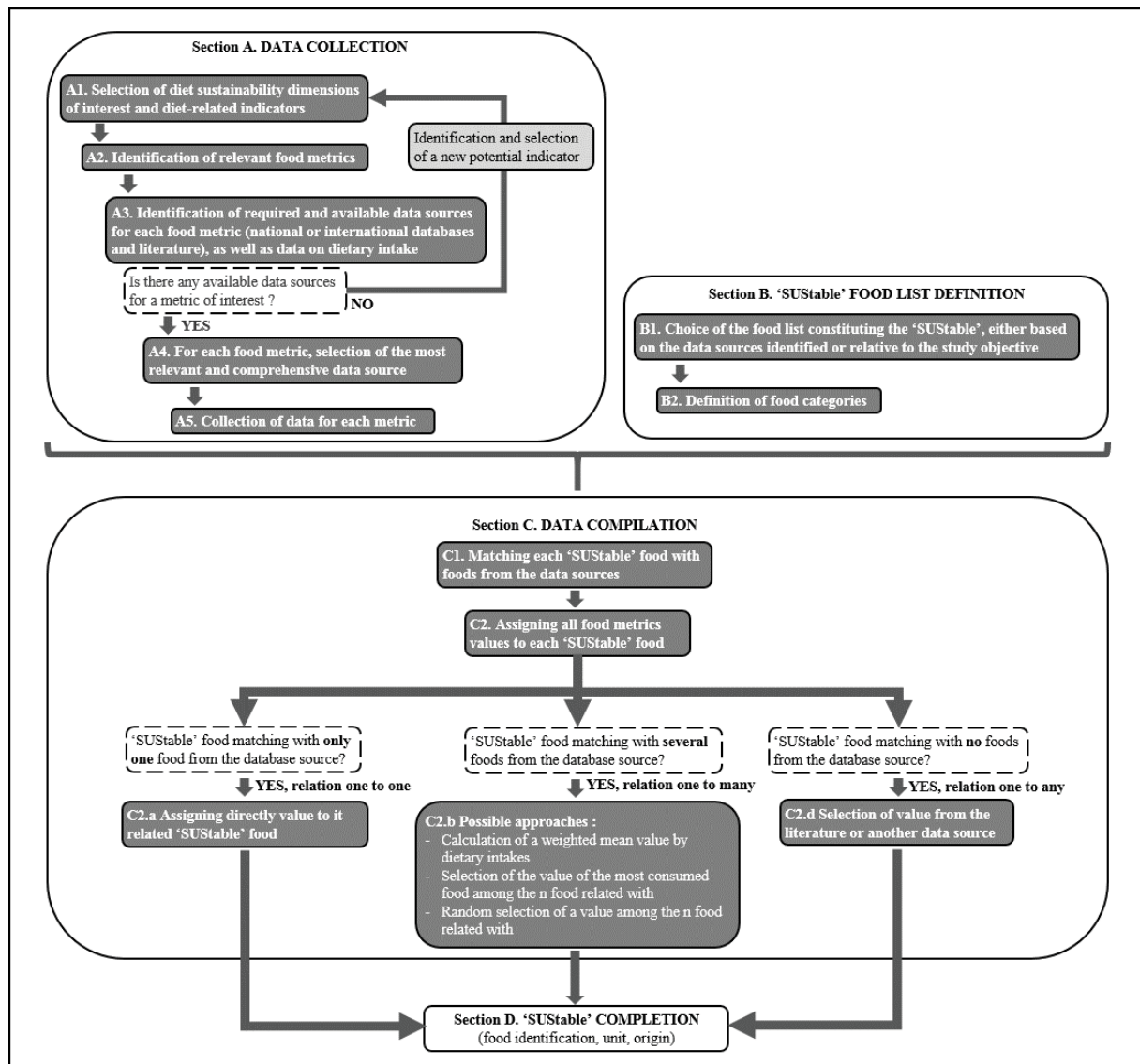


Figure 1. General methodology to compile food metrics describing diet sustainability dimensions into a single database

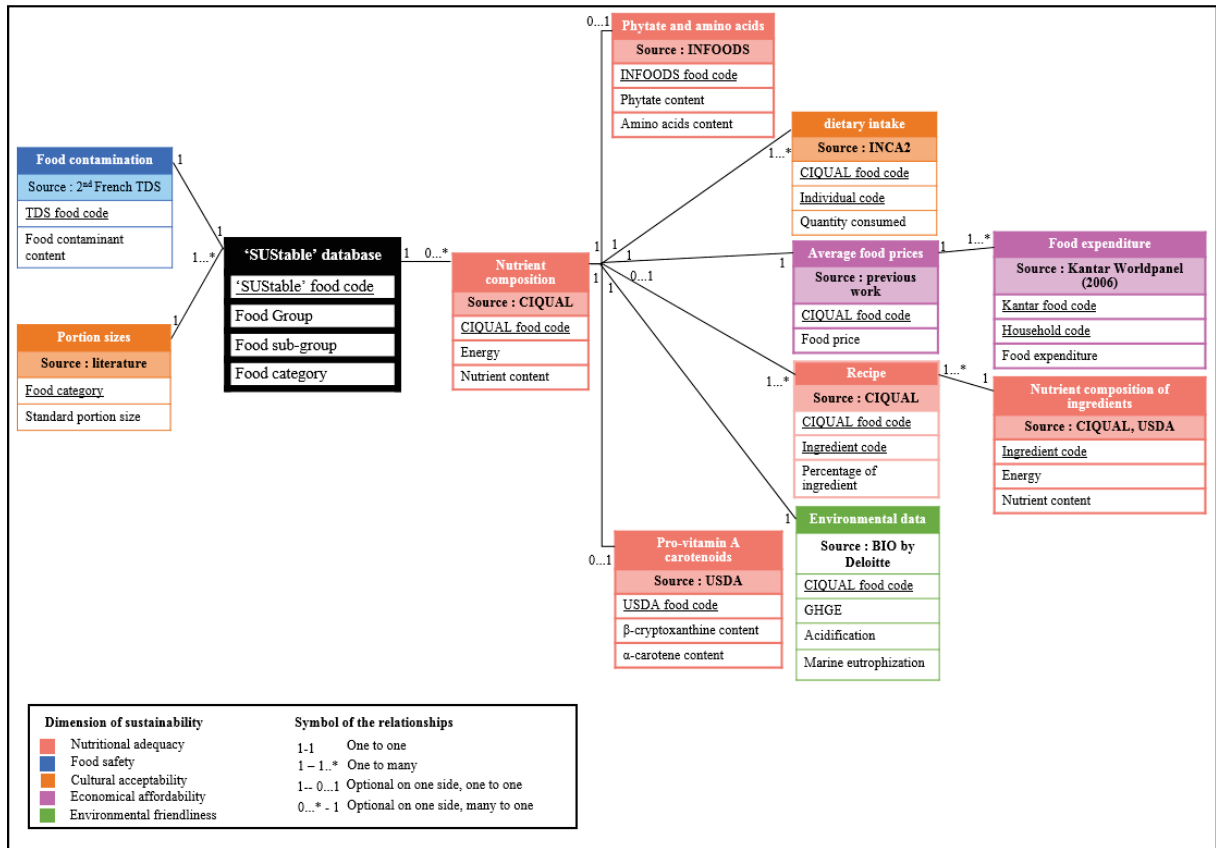


Figure 2. Entity relationship diagram of the data sources used to construct the French ‘SUStable’ database

IV. Discussion générale

L'alimentation durable se conçoit selon quatre dimensions que sont l'environnement, le socio-culturel, l'économie et la nutrition en lien avec la santé. L'objectif de cette thèse était de préciser la place de la nutrition parmi les autres dimensions de l'alimentation durable tout en progressant dans l'identification de choix alimentaires plus durables, en analysant notamment la part à donner aux produits animaux. L'originalité de ce travail est de prendre en compte ensemble les différentes dimensions de l'alimentation durable, susceptibles d'entrer en conflit lorsqu'il s'agit de choisir les aliments composant une ration alimentaire plus durable. Nous avons ainsi testé la compatibilité de ces différentes dimensions et proposé des rations plus durables en s'assurant de leur bonne qualité nutritionnelle malgré les changements alimentaires majeurs requis. Pour une alimentation considérée plus durable, la baisse anticipée de la consommation de produits animaux questionne la qualité des apports nutritionnels. Nous avons dans un premier temps modélisé par programmation linéaire (PL) des rations diminuant l'impact environnemental et respectant les recommandations nutritionnelles tout en tenant compte de l'acceptabilité sociale et économique, c'est à dire avec des changements au plus proche des habitudes alimentaires de la population des adultes vivant en France (**article 1**). Cet article a démontré la compatibilité théorique de ces différentes dimensions tout en révélant quelques limites méthodologiques que nous avons explorées dans les articles suivants : la compatibilité de l'adéquation nutritionnelle avec le moindre risque d'exposition à des substances à risque (**article 2**), la prise en compte de la biodisponibilité de certains nutriments clef dans la définition de l'adéquation nutritionnelle (**article 3**), et les liens de co-production de produits alimentaires au sein de filières. Hormis les risques toxicologiques, toutes ces limites ont par la suite été intégrées dans la modélisation de rations durables (**article 4**). Enfin la construction d'une base de données française (**article 5**) permettra dans le futur de poursuivre et d'approfondir l'approche holistique, multidimensionnelle, ici développée.

IV.1. Diminuer la part des produits animaux et de la viande de ruminants pour diminuer l'impact environnemental

L'urgence environnementale n'est plus à démontrer. La période de juin à août 2016 a été en moyenne au niveau mondial la plus chaude depuis 1880 (NOAA National Centers for Environmental Information 2016). L'augmentation de la température est mondiale, et d'autres variations récentes concernant l'augmentation du niveau de la mer ou l'activité cyclonique témoignent du changement climatique (Intergovernmental Panel on Climate Change 2007). Ce changement climatique affecte entre autres les écosystèmes, les cultures, et la santé humaine (Intergovernmental Panel on Climate Change 2007; Díaz et al. 2006; Watts et al. 2015; Myers et al. 2014). Parallèlement, d'autres phénomènes également majoritairement d'origine anthropique menacent l'environnement (eutrophisation etc.). Dans leur tentative d'en quantifier les ampleurs, Rockström *et al.* ont estimé

que les limites de la stabilité ont mondialement été dépassées en ce qui concerne le flux d'azote, le changement climatique et la perte de biodiversité (Rockström et al. 2009). Beaucoup de ces impacts sont dus à notre alimentation, et notamment à la proportion des produits animaux dans notre alimentation. Kahiluoto *et al.* estiment au niveau mondial que le flux d'azote est quatre fois trop élevé au regard des capacités de régulations de la Terre et que le passage à un régime végétarien permettrait de diminuer cet excès de moitié (Kahiluoto et al. 2014). Les objectifs nationaux, européens et internationaux en termes de réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES) tournent autour de -15-40% d'ici 2020-2030 (par rapport aux émissions enregistrées en 1990) (Agence de l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie 2015; Latvia and the European Commission 2015).

IV.1.1. Faut-il diminuer la consommation des produits animaux ?

La diminution de la part des produits animaux dans les rations des pays occidentaux a été identifiée comme le levier majeur de la réduction de l'impact environnemental d'origine alimentaire. Nous avons démontré qu'une réduction de 30% des émissions de GES était possible grâce à une réduction d'environ 50% de la consommation de viande, concomitante à une augmentation des fruits et légumes et des féculents, tout en maintenant identiques les quantités de poisson et produits laitiers (**articles 1 et 4**). La viande de ruminant et la charcuterie étaient dans ce cas diminuées de 60-80%. En substituant 50% des viandes et produits laitiers par des produits végétaux, Westhoek *et al.* à l'échelle de l'Europe et Scarborough *et al.* au Royaume-Uni ont trouvé des réductions des émissions de GES de 19-42% (Westhoek et al. 2014; Scarborough et al. 2012). Avec un objectif de réduction des GES de 25%, MacDiarmid *et al.* ont abouti à une ration anglaise diminuée de plus de moitié en viande (selon la teneur en viande des « meat dishes ») par rapport à la ration de départ, en favorisant le poulet et tout en maintenant la part des produits laitiers et des poissons (Macdiarmid et al. 2011). Dans un travail de modélisation par programmation non-linéaire (PNL), en réduisant les GES autour de 30%, Green *et al.* sont arrivés à des rations anglaises avec des quantités de viande rouge réduites de plus de 50%, des réductions de viande blanche autour de 50%, des quantités de poisson stables et des produits laitiers-œufs réduits de moitié (Green et al. 2015). Nos résultats sont cohérents avec ceux de la littérature : pour un objectif de 30% de réduction des émissions de GES, le poisson est maintenu, la viande est diminuée de moitié (avec une diminution plus marquée de la viande de ruminant), et les produits laitiers sont maintenus ou diminués de moitié, les féculents et fruits et légumes étant augmentés pour compenser les calories correspondantes. Ces diminutions des émissions de GES peuvent aller de pair avec des réductions de même ampleur des potentiels d'eutrophisation et d'acidification (**article 4**), et potentiellement de l'utilisation des terres (Temme et al. 2013). Il faut cependant noter que d'autres stratégies de réduction des impacts

environnementaux sont envisageables. En appliquant les recommandations australiennes qui préconisent une portion de viande rouge et une portion de source protéique alternative (du poulet /ex), Hendrie *et al.* sont parvenus à 25% de réduction des émissions de GES dans leur ration moyenne alternative sans diminution de la quantité de viande, mais en jouant principalement sur les aliments superflus (les « snacks » par exemple) (Hendrie et al. 2014). En dehors de cette dernière étude, les travaux portant sur les choix alimentaires durables préconisent bien une réduction inévitable des produits animaux dans les pays occidentaux.

IV.1.2. Les ruminants n'ont pas que des désavantages

Il a été avancé que pour produire 1 kg de protéines animales, 6 kg de protéines végétales ont dû être apportées par l'alimentation du bétail, et que produire 1 kg de protéines animales requière 100 fois plus d'eau que de produire 1 kg de céréales (Pimentel & Pimentel 2003). Au sein des espèces animales, des différences d'efficacité de conversion existent : produire 1 kg de poulet aux Etats-Unis requière environ 2 kg de céréales alors que 1 kg de bœuf va nécessiter 13 kg de céréales et 30 kg de fourrage (aliments fibreux de type herbe) (Pimentel & Pimentel 2003). Etant donné que les ruminants émettent par ailleurs de grandes quantités de méthane dues à leur système digestif, il en résulte que la viande de ruminant émet en général plus de deux fois plus de GES que la viande d'animaux monogastriques (sur une base pondérale ou protéique) (de Vries & de Boer 2010) ; une transition vers une proportion plus importante de viande de porc et de volaille est ainsi considérée comme un levier de réduction de l'impact environnemental de nos consommations alimentaires (Steinfeld & Gerber 2010; Hoolohan et al. 2013). Les ruminants ont cependant des atouts à faire valoir. Grâce à leur système digestif particulier, ils sont en mesure de digérer des matières fibreuses comme l'herbe, qui ne peut pas être consommée directement par les humains. Ils valorisent ainsi les surfaces en herbe (pâturages), notamment sur les terres où il est impossible ou non-rentable de cultiver autre chose. Partant de ce constat, Wilkinson a recalculé des valeurs d'efficacité de conversion de différentes espèces et systèmes de production anglais en rapportant le kg de protéine produite au kilogramme de protéine ingérée qui aurait été comestible directement par les humains (Wilkinson 2011). L'efficacité de bœufs issus de certains systèmes (vaches allaitantes de montagne par exemple) peut alors dépasser celle des porcs ou poulet qui ont pour base de leur alimentation les céréales (que l'homme pourrait directement consommer). La production de lait quant à elle présente des impacts environnementaux équivalents à ceux des viandes de monogastriques (sur une base protéique) (de Vries & de Boer 2010). Les pâtures sont susceptibles d'avoir un impact positif sur la biodiversité (Rook et al. 2004; Jerrentrup et al. 2014), ce qui explique, par exemple dans l'étude de Risku-Norja *et al.*, un plus faible score de biodiversité lié aux terres cultivées dans le cas du régime végétarien (Risku-Norja et al. 2008). Les prairies sont également capables de stocker du carbone dans

leur sol et représentent ainsi un levier potentiellement intéressant de stabilisation ou réduction des concentrations de carbone dans l'atmosphère (Soussana et al. 2007; Soussana et al. 2010; Metz et al. 2007; Smith 2014). Ces déductions de carbone ne sont cependant actuellement pas prises en compte dans les standards d'analyse de cycle de vie (ACV) des produits. Enfin, intégrés à des systèmes de productions qui ne les déconnectent pas des sols, les ruminants comme les monogastriques participent au recyclage des nutriments via leurs déjections (Janzen 2011). Si l'empreinte eau est supérieure pour le bœuf en comparaison des monogastriques (Gerbens-Leenes & Mekonnen 2013), De Vries *et al.*, dans leur revue comparant les impacts des diverses espèces, ne dégagent pas de tendance claire entre les espèces en ce qui concerne les potentiels d'acidification et d'eutrophisation (de Vries & de Boer 2010). Nous avons cependant mis en évidence la prépondérance des consommations de porc-volaille-œufs dans les consommations alimentaires françaises sur le potentiel d'eutrophisation (**article 4**).

IV.1.3. Le poisson peut-il être une alternative à la viande ?

Le maintien ou l'augmentation de la consommation de poisson ne va pas sans poser de problème. Environ 60% des stocks de poisson sont pleinement exploités et 30% sont surexploités (c'est-à-dire exploités à un niveau qui n'est pas durable sur le long terme, qui ne permet pas l'expansion des stocks mais fait courir des risques d'épuisement) au niveau mondial (FAO 2014). Garnett estime qu'il n'y a pas assez de poisson dans le monde pour permettre à chacun de se conformer aux recommandations anglaises en termes de consommation de poisson (Garnett 2014), et la hausse de la demande mondiale tend à accroître la compétition entre pays riches et pauvres et à augmenter la vulnérabilité des pays aux plus faibles ressources (Brunner et al. 2008). Par gramme de protéine, le poisson issu de la pêche au chalut demande environ 14 fois plus d'énergie fossile qu'une culture végétale (Reijnders & Soret 2003). L'aquaculture compte aujourd'hui pour 42% de la production mondiale de poisson (FAO 2014), mais comme les animaux terrestres, les espèces élevées doivent être nourries. Les espèces herbivores, omnivores ou carnivores ont les mêmes besoins en protéines, mais les herbivores (ou omnivores) valorisent mieux les produits d'origine végétale alors que les carnivores (comme le saumon) vont requérir la pêche d'autres espèces sauvages pour leur alimentation. Il est ainsi estimé que plus de 3 kg de poissons sauvages est nécessaire à la production d'un kg de saumon d'élevage, alors que la production de carpe peut n'en requérir que 0.75 kg par kg (Naylor et al. 2000). En général, les intrants de nature animale (concentrés à base de poisson par exemple) contribuent disproportionnellement aux impacts environnementaux estimés par ACV par rapport aux intrants végétaux, même si les impacts environnementaux de l'aquaculture varient grandement selon les espèces, systèmes et localités (Pelletier et al. 2009). Par kg de protéine, l'impact carbone du poisson est du même ordre de grandeur que celui du porc, même si le poisson

sauvage pêché présente une plus forte variabilité de valeurs ; et les valeurs d'utilisation des terres associées au poisson d'élevage sont environ inférieures de moitié à celles du porc (Nijdam et al. 2012). La production mondiale moyenne de saumon d'élevage peut ainsi s'avérer moins intense en GES que certains systèmes porcins ou bovins et plus intense que certains systèmes avicoles, mais demeure environ 30% plus intense que la pêche (Pelletier et al. 2009). Les moules, qui ne requièrent pas d'apports alimentaires extérieurs et peuvent être récoltées à un faible coût énergétique, se démarquent quant à elles par un faible impact carbone (Nijdam et al. 2012).

Les poissons, sources quasi-exclusives d'acides gras n-3 à longue chaîne (AGLCn-3) de notre alimentation, ne sont pas capables de synthétiser *de novo* ces molécules. Les plus petits poissons tiennent leurs AGLCn-3 de la consommation de microalgues qui les synthétisent, et les plus gros poissons (y compris ceux issus de l'aquaculture), plus hauts dans la chaîne trophique, les tiennent principalement de la consommation de petits poissons (Gladyshev et al. 2013). La part mondiale de la production de poisson issue de l'aquaculture augmente fortement depuis les années 80 (FAO 2014). En 2003, il était estimé que le secteur de l'aquaculture avait consommé 20-25 Mt de poisson (en tant qu'alimentation animale) pour produire en retour autour de 30 Mt de poisson pour la consommation humaine (FAO 2006b). La compétition pour la pêche des petits poissons s'accroît donc entre alimentation animale et humaine (Metian 2009) et le niveau trophique (niveau dans la chaîne alimentaire) des prises diminue au niveau mondial, ce qui ne représente pas une tendance durable (Pauly 1998). Comme l'illustrent les quantités stables ou augmentées de poisson dans nos rations modélisées (**articles 1, 2 et 4**), cette source d'AGLCn-3 est aujourd'hui nutritionnellement indispensable. Des améliorations au sein de la filière de l'aquaculture peuvent être apportées en améliorant la durabilité de l'alimentation destinée aux élevages et/ou en faisant en sorte que les poissons d'élevage soient mieux adaptés à une alimentation plus végétale (Le Boucher et al. 2012; Miller et al. 2008). Dans le futur, la consommation humaine directe de microalgues pourrait permettre de profiter des bénéfices santé des AGLCn-3 de manière plus durable (Martins et al. 2013), tout en évitant les risques toxicologiques associés à la consommation de poisson (**article 2**). La supplémentation en vitamine D, dont le poisson est la principale source alimentaire, permettrait également de relâcher la tension existant entre couverture des besoins et exposition aux contaminants alimentaires (**article 2**) (Sirot et al. 2012).

IV.1.4. Exploiter des données issues d'ACV conséquentielles représenterait un progrès dans l'estimation des impacts environnementaux

Les proportions d'aliments que nous proposons dans nos rations durables ont été calculées à partir de données environnementales valables en France au moment où elles ont été calculées, en tenant compte du marché intérieur et international (Bertoluci et al. 2016). Cependant, si la demande

suivait ces exemples de rations, il en résulterait des changements de prix des denrées, des modifications des systèmes de culture et de leur répartition, des échanges, des règles d'allocation des impacts entre produits etc. (c'est ce qu'on appelle l'ACV conséquentielle). Les valeurs d'impact à attribuer aux aliments changeraient donc, et les mêmes modèles appliqués à ces nouvelles valeurs seraient susceptibles d'aboutir à de nouvelles rations « durables ». Et ainsi de suite. Nous pouvons illustrer ceci par l'exemple du lait et de la viande mis en évidence dans l'**article 4**. Les valeurs d'impact carbone des viandes bovines reflètent la moyenne nationale française, mais si nous passions à une consommation exclusive de viande « laitière », la valeur devrait être ajustée afin de ne considérer que les valeurs issues de la filière laitière. L'application d'ACV conséquentielle à nos modèles constituerait donc théoriquement une grande avancée, mais impliquerait alors une complexité méthodologique que nous n'avons pas encore abordée.

IV.2. Diminuer les produits animaux et adéquation nutritionnelle

Dans l'**article 1** les modélisations ont révélé que les changements alimentaires requis pour réduire les émissions de GES de l'ordre de 30% ne dégraderaient pas la qualité nutritionnelle de la ration par rapport à celle de la ration moyenne observée. Cependant, au-delà de 30% de réduction des émissions de GES, la qualité nutritionnelle des rations serait progressivement mise à mal, sauf si des contraintes sont introduites pour garantir le respect des recommandations nutritionnelles. En présence de ces contraintes, les écarts aux consommations moyennes observées des grands groupes alimentaires nécessaires pour réduire les émissions de GES de 30% seraient marginaux (**article 1**). De plus, le respect de ces recommandations n'entraînerait pas de risque toxicologique majeur, l'exposition aux contaminants ne dépassant pas les valeurs toxicologiques de référence (**article 2**). La compatibilité entre nutriments, contaminants et environnement semblerait donc acquise. Cependant, même à -30% de réduction des émissions de GES et en imposant le respect des recommandations nutritionnelles, l'adéquation nutritionnelle n'était en fait pas garantie. En effet, dans l'**article 4**, le calcul des quantités de quatre nutriments clef (fer, zinc, protéines et vitamine A) réellement biodisponibles dans ces rations a révélé que les changements alimentaires en question étaient susceptibles de ne pas satisfaire les besoins en fer, particulièrement chez les femmes. La diminution des quantités de viande entraîne la diminution des apports en fer héminique, et l'augmentation des produits végétaux entraîne potentiellement dans le même temps l'augmentation d'inhibiteurs de l'absorption du fer (**article 4**). Si ce constat était intuitivement prédictible, au moins qualitativement, nous avons montré que la seule considération de la part animale des apports protéiques ou énergétiques n'aurait pas suffi à cerner les variations de biodisponibilité associées aux variations des consommations alimentaires (**article 3**), et que les interactions entre activateurs et inhibiteurs de l'absorption du fer devaient être prises en compte. La « végétalisation » de

l'alimentation soulève également des questions quant aux apports en protéines, zinc, calcium, vitamines B2 and B12 (Millward & Garnett 2010). Aux niveaux considérés de réduction de l'impact environnemental, nous n'avons pas identifié de risque d'inadéquation concernant ces nutriments, bien que le respect des niveaux d'apports dérivés des apports nutritionnels conseillés (ANC, censés couvrir les apports de 97,5% de la population) puisse être considéré comme une contrainte fort exigeante. Nous n'avons considéré dans nos travaux que l'adéquation des apports nutritionnels aux recommandations, mais l'effet santé de l'alimentation passe également par d'autres composants bioactifs comme les antioxydants (Hu & Cassano 2000), les flavonoïdes (Mink et al. 2007), les glucosinolates (Johnson 2002) ou autres phytonutriments (Dillard & German 2000). Des interactions entre aliments ou nutriments peuvent entrer en jeu et l'approche purement « nutriments » peut s'avérer réductrice. Les modes d'actions des antioxydants peuvent ainsi être différents lorsqu'ils agissent en synergie avec d'autres ou isolément (Fardet & Rock 2014). Si les bénéfices santé d'apports accrus en fruits et légumes sont reconnus (Liu 2003; Hung et al. 2004; Kang et al. 2005) et que nos résultats encouragent leur consommation (**articles 1, 2 et 4**), les bénéfices d'une consommation accrue de lait sont controversés (Norat et al. 2007), notamment vis-à-vis du cancer de la prostate (Park et al. 2007). Nos modèles gagneraient donc à inclure des effets santé allant au-delà des apports nutritionnels. Ainsi, des relations doses dépendantes (ou effets seuils) entre quantités d'aliments ou nutriments et pathologies pourraient être intégrées, en s'inspirant des modèles prédictifs utilisés en épidémiologie (Scarborough et al. 2011; Irz et al. 2015; Smed et al. 2016).

IV.3. Adopter des régimes combinant les diverses exigences de l'alimentation durable

Nous avons au cours de nos travaux tenté d'intégrer au mieux la dimension socio-culturelle en basant nos recherches sur des données de consommation françaises observées et en minimisant les écarts à ces consommations moyennes dans nos modèles. Au sein de nos fonctions « objectif », nous normalisons les écarts (aux aliments et aux groupes d'aliments) en les rapportant aux consommations observées (**articles 1, 2 et 4**). Ce faisant, nous appliquons implicitement l'hypothèse que le désagrément engendré par la modification des quantités d'aliments de la ration du consommateur était proportionnel à la quantité observée (augmenter de 2 g une quantité initiale de 200 g est moins « gênant » qu'augmenter de 2 g une quantité initiale de 10 g). Les écarts positifs ou négatifs étaient pris en compte dans nos travaux, mais une autre approche peut consister à considérer les augmentations de quantités d'aliments consommés comme neutres, et seulement les diminutions comme perte de bien-être (Maillot, Vieux, et al. 2010). Considérant les écarts aux aliments mais également aux groupes ou familles alimentaires, nous considérons que les consommateurs identifiaient ces mêmes groupes ou familles et préféraient maintenir leur structure

alimentaire selon cette classification. De tels choix de fonction objectif favorisaient donc les substitutions intra-groupe ou –famille (par exemple, remplacer la viande par du poisson était préférable à remplacer de la viande par des fruits). Les déclinaisons possibles de l'expression de la fonction objective sont infinies. Par exemple, les écarts relatifs peuvent être mis au carré (Srinivasan et al. 2006) : la perte d'utilité (ou le désagrément) va ainsi s'accroître exponentiellement à partir du doublement des quantités. Étant donné que les préférences alimentaires sont aussi déterminées par des facteurs économiques, ces derniers peuvent aussi être intégrés à la fonction objectif. Green *et al.* dans leurs travaux de programmation non-linéaire ont ainsi considéré que la perte de bien-être due à un écart concernant un groupe d'aliments était proportionnelle à la part des dépenses attribuable à ce groupe et inversement proportionnelle à l'élasticité des prix de la demande pour ce groupe (Green et al. 2015). Cette approche demande évidemment d'avoir les données économiques associées. Ces différentes approches peuvent être mises en place au niveau des rations moyennes, mais les préférences individuelles étant variables et pouvant être profondément ancrées, elles sont d'autant plus pertinentes appliquées aux rations individuelles (Maillot, Vieux, et al. 2010). La modélisation individuelle permet également d'être plus fin en ce qui concerne l'inclusion ou non de certains aliments dans le répertoire alimentaire de chacun.

L'adoption de régimes contenant moins de produits animaux peut se heurter à des barrières d'ordre psycho-socio-culturelles. Si les consommateurs peuvent se dire conscients des enjeux environnementaux actuels, ils ne font pas le lien (ou l'évaluent mal) avec la consommation de viande ou de produits animaux (Pohjolainen et al. 2016; Vanhonacker et al. 2013; Macdiarmid et al. 2015). La viande étant un produit symboliquement chargé, culturellement ancré et apprécié sur le plan gustatif, les consommateurs ne sont pas forcément prêts à sacrifier le plaisir de sa consommation pour des raisons environnementales, éthiques ou autres (Font-I-Furnols & Guerrero 2014; Macdiarmid et al. 2015). Les hommes sont notamment moins enclins à diminuer leur consommation de viande, ceci pouvant être rapproché de la perception sociale de la masculinité (Tobler et al. 2011; de Boer et al. 2014). La dissonance entre la reconnaissance d'un devoir personnel qui inciterait à diminuer sa consommation de viande et le comportement observé fait appel au phénomène de désengagement moral, qui peut se manifester par des réponses de type « ça ne dépend pas de moi », « ce n'est pas si mauvais » etc. (Graça et al. 2014). Étant donné le poids des valeurs sociales et personnelles dans le choix de consommer de la viande et que certains consommateurs l'envisagent plus aisément dans un intérêt santé, il semblerait efficace de cibler la perception de ces produits et les bénéfices santé ou la diversité alimentaire plutôt que de se concentrer sur leur caractère impactant sur l'environnement (Tobler et al. 2011; de Boer et al. 2014; Macdiarmid et al. 2015). Des incitations financières pourraient également être mises en place, comme la taxation différenciée des

aliments selon leur impact carbone (Edjabou & Smed 2013). De Boer *et al.* ont noté que certains consommateurs pouvaient être attirés par le fait de manger moins de viande, mais de meilleure qualité (de Boer *et al.* 2014), et dans le cadre d'une diminution de la consommation de viande, Westhoek *et al.* ont suggéré que si les consommateurs européens se tournent vers des produits à plus haute valeur ajoutée, le secteur pourrait amoindrir les retombées économiques néfastes qui l'attendent (Westhoek *et al.* 2014). L'incitation de cette stratégie du « moins mais meilleur » pourrait donc être une piste de transition vers des rations moins carnées. Nous avons développé le cas de la viande, mais des questions similaires se posent, peut-être de manière moins aigüe, pour les autres aliments identifiés comme devant augmenter ou diminuer dans nos rations alimentaires. Nos études portaient sur les choix alimentaires possibles parmi les aliments actuellement disponibles, mais l'introduction de nouveaux aliments relativement « durables », comme les insectes ou la viande artificielle est également envisageable bien qu'elle ne soit pas sans poser des questions d'acceptabilité (Verbeke *et al.* 2015; Vanhonacker *et al.* 2013). Les protéines végétales présentant nombre d'avantages du point de vue de la durabilité et un fort potentiel de développement, leur intégration (sous forme de concentrés de protéines par exemple) dans certains plats préparés ou même dans certaines préparations carnées (haché, saucisses) peut être un moyen d'augmenter leur contribution à notre alimentation sans se heurter à trop de réticences de la part des consommateurs (Chardigny & Walrand 2016; Smil 2002). L'amélioration ou l'innovation autour de produits végétaux communément acceptés (comme les pâtes) peuvent également aider dans la construction de régimes plus durables, sans avoir à bousculer les habitudes alimentaires (Laleg, Cassan, *et al.* 2016; Laleg, Barron, *et al.* 2016).

Les achats alimentaires sont guidés par différents déterminants (le goût, la praticité, le contexte d'achat), parmi lesquels le prix occupe une place importante, surtout pour les foyers à faibles revenus (Furst *et al.* 1996; Glanz *et al.* 1998; Burns *et al.* 2013). Nos résultats tendent à montrer sur le cas français qu'une alimentation plus durable peut être moins coûteuse que la ration moyenne française (**articles 1 et 4**), notamment grâce à la diminution des quantités de viande (données non montrées), ce groupe étant parmi les plus impactant et les plus chers (Masset *et al.* 2015). Il serait intéressant d'évaluer si une alimentation plus durable peut être atteinte sous une contrainte budgétaire serrée. Il a en effet été montré que les foyers à plus faibles revenus consomment une alimentation de moins bonne qualité et qu'une alimentation de meilleure qualité nutritionnelle tend à coûter plus cher (Darmon & Drewnowski 2015).

L'intégration de considérations environnementales aux recommandations alimentaires pourrait favoriser l'adoption de régimes plus durables. Nous avons vu dans l'introduction que le respect des recommandations alimentaires de différents pays entraîne plutôt une diminution de

l'impact environnemental par rapport aux rations moyennes actuelles, mais pas systématiquement. Les consommations moyennes estimées de viande-poisson-œuf (hors plats préparés) des hommes (191 g/j) et femmes (139 g/j) français sont en accord avec le Plan National Nutrition Santé (PNNS) qui préconise d'en consommer 1 à 2 fois par jour (une portion de viande équivalant à 100 g)(Institut national de prévention et d'éducation pour la santé 2013). Une diminution de 50% de la viande nous placerait en deçà de ces recommandations pour les femmes (86 g/j). La pyramide méditerranéenne préconise une consommation de viande-poisson-œuf plutôt autour d'une portion par jour (dont plus d'un quart de poisson) (Bach-Faig et al. 2011). Le nouveau régime nordique (NND) préconise autour de 235 g/j (dont un tiers de produits de la mer), ce qui est proche du régime danois moyen (Saxe 2014). Ces deux derniers modèles alimentaires sont cependant plus précis sur les types de viandes et favorisent le poisson, les œufs et la viande blanche et défavorisent la viande rouge incluant la viande de bœuf. Historiquement, le cloisonnement des disciplines de la nutrition et de l'environnement a conduit à la diffusion de recommandations séparées, pouvant engendrer de la confusion chez les consommateurs. Par ailleurs, la pression de certains lobbies (du secteur de la viande par exemple) a contribué à la non-introduction de notion de durabilité lors de l'élaboration des recommandations alimentaires dans plusieurs pays (Jelsøe 2015). Récemment, alors que le comité consultatif sur les recommandations alimentaires américaines avait consacré à la notion de durabilité un chapitre de son rapport de 2015, concluant notamment que « un modèle alimentaire plus riche en produits végétaux [...] est meilleur pour la promotion de la santé et associé à un plus faible impact environnemental » (Dietary Guidelines Advisory Committee 2015), ces considérations n'ont pas été incluses dans les recommandations finales 2015-2020 (U.S. Department of Health and Human Services and U.S. Department of Agriculture 2015). Ce point avait d'ailleurs fait l'objet d'un vif débat (Merrigan et al. 2015). Cependant la tendance à intégrer la durabilité dans les recommandations alimentaires est au cœur de l'actualité depuis quelques années. Le ministère de l'agriculture des Pays-Bas a par exemple commandé en 2010 au Conseil de la santé néerlandais un rapport formulant des recommandations qualitatives pour une alimentation qui soit saine et durable en termes d'environnement et de biodiversité (Health Council of the Netherlands 2011). Le rapport en question donnait ainsi comme recommandation « gagnant-gagnant » (santé-écologie) un régime se basant moins sur les produits animaux et plus sur les produits végétaux. Cette recommandation fut intégrée aux recommandations néerlandaises 2015 (FAO 2015). Les pays Nordiques, qui se penchent sur ces questions depuis les années 1990, ont insisté sur les aspects de durabilité dans leurs dernières recommandations (Nordic Council of Ministers 2014). Le cas des recommandations brésiliennes 2014 peut enfin être cité ici : elles se veulent « personnellement, culturellement, socialement, économiquement et environnementalement » durables et peuvent être résumées par la promotion

des aliments naturels et peu transformés et l'évitement des aliments très transformés (Monteiro et al. 2015).

V. Conclusion et perspectives

L'alimentation durable a été approchée par ses quatre dimensions (environnement, socio-culturel, économie et nutrition) au travers de l'exemple français. Des modèles de programmation linéaire et non-linéaire ont permis de concevoir des rations alimentaires plus durables. Ces rations présentent des quantités plus faibles de viande (surtout de viande de ruminant), et plus importantes de fruits et légumes, et de féculents. Ces changements reflètent notamment le plus fort impact des produits animaux sur l'environnement ainsi que les apports élevés en graisses saturées dans la population française alors que les apports en fibres sont insuffisants. Ces choix n'augmentent pas le coût de l'alimentation. Ces tendances générales doivent cependant être précisées par des choix alimentaires plus fins au niveau des aliments lorsque la toxicologie et la biodisponibilité sont prises en compte.

Les modèles développés dans cette thèse ont apporté un certain nombre de réponses quant à la compatibilité des dimensions de la durabilité mais également quant à la faisabilité technique d'études holistiques. Ils ouvrent la voie à diverses améliorations et développement méthodologiques. L'étoffement des variables de composition alimentaire pourrait élargir la prise en compte des effets santé de l'alimentation, en permettant d'évaluer les apports en composés bioactifs jusqu'ici non pris en compte, comme les polyphénols ou autres antioxydants. Les polyphénols font par exemple l'objet d'une grande base de données alimentaire développée par l'INRA en collaboration avec d'autres instituts et industriels (<http://phenol-explorer.eu/>), et une correspondance avec nos données de composition pourrait être envisageable. D'autres possibilités permettant d'affiner l'approche santé mais malheureusement limitées pour le moment par le manque de données accessibles et/ou de relations quantifiées incluent la prise en compte des effets cocktails des contaminants et les effets des systèmes de détoxification. Les substances chimiques présentes dans les aliments peuvent avoir des effets différents lorsqu'ils sont considérés isolément ou en interaction avec d'autres (Pohl et al. 2009; Takakura et al. 2013). Alors que les valeurs toxicologiques de référence sont calculées à partir d'études animales menées sur des substances isolées, l'alimentation apporte des mélanges de contaminants, dont le danger sur la santé est à ce jour mal caractérisé. Par ailleurs, certains composés alimentaires influencent les processus de détoxification et peuvent ainsi favoriser l'élimination des toxines (Hodges et al. 2015). Il a par exemple été montré chez des enfants Inuits que la consommation de tomate était associée à de plus faibles niveaux sanguins de mercure, sans que les mécanismes soient bien élucidés (Gagné et al. 2013). Ces effets sont pour l'heure insuffisamment caractérisés pour être intégrés à nos modèles. Concernant la dimension environnementale, l'incorporation de données portant sur les différents modes de culture (agriculture biologique/conventionnelle) ou systèmes de production (élevages hors-sols/vaches à l'herbe) permettrait d'intégrer d'autres leviers de la réduction des impacts. La

dimension économique gagnerait également à être mieux intégrée, que ce soit au niveau de l'acceptabilité sociale (possibilité d'inclure des notions d'élasticité des prix) ou du système économique au sens large (conséquences sur l'emploi...). Ceci nécessiterait la collaboration avec plusieurs autres disciplines scientifiques.

Une perspective plus rapidement applicable du développement de ces modèles consiste en leur application à l'échelle individuelle. Concevoir des rations individuelles permettrait de mieux prendre en compte les habitudes alimentaires des consommateurs et leurs déséquilibres nutritionnels. Ce genre d'application pourrait aboutir à la formulation de conseils diététiques personnalisés et adaptés aux besoins et priorités de chacun. De plus, les risques d'ordre toxicologiques, qu'ils passent par l'ingestion de grandes quantités de nutriments ou de contaminants peuvent difficilement être pris en compte par l'approche populationnelle, qui gomme les consommations extrêmes en aliments précis. Ce sont justement ces consommations qui peuvent être à risque, comme l'illustre le cas de l'exposition au diméthoate chez les gros consommateurs de cerises (ANSES 2011). L'étude de groupes de consommateurs partageant des habitudes alimentaires similaires ou étant particulièrement à risque (femmes enceintes...) pourrait également être intéressante, comme l'ont mise en œuvre Gazan *et al* (Gazan et al. 2016).

Du côté de l'offre alimentaire, l'approche de modélisation multidimensionnelle, et notamment les avancées de la prise en compte de la dimension nutrition telles que développées dans nos modèles, peuvent trouver des applications dans l'industrie agro-alimentaire en vue d'optimiser la conception de produits plus durables. La mise en évidence des « points chauds » et points de blocage de la compatibilité entre les dimensions de la durabilité peut permettre aux acteurs des différentes filières de travailler sur leurs atouts et faiblesses respectives pour participer à une alimentation plus durable.

Les résultats et modèles présentés ici pourraient aider lors de l'élaboration des recommandations alimentaires, déclinables à l'échelle de sous-populations, incluant plus de dimensions de la durabilité, comme cela est mis en œuvre actuellement dans divers pays. Des objectifs chiffrés en lien avec les engagements environnementaux nationaux pourraient y être intégrés. Au-delà de la définition de ces objectifs, des politiques, publiques et privées, de promotion de la santé intégrant les outils et la démarche du marketing social pourraient être co-construites avec plusieurs acteurs de la société civile et des partenaires clef comme l'INPES et l'ADEME pour faire en sorte que les choix alimentaires durables soient les choix les plus faciles et les plus attractifs.

VI. Références bibliographiques

- Abid, Z., Cross, A.J. & Sinha, R., 2014. Meat, dairy, and cancer. *American Journal of Clinical Nutrition*, 100(Supplement_1), p.386S–393S.
- Agence de l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie, 2015. *Chiffres clés climat air énergie 2014*, ADEME, Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie.
- Alexandratos, N., 2006. The Mediterranean diet in a world context. *Public health nutrition*, 9(1A), pp.111–7.
- Allen, L.H., 2003. Interventions for micronutrient deficiency control in developing countries: past, present and future. *The Journal of nutrition*, 133(11 Suppl 2), p.3875S–3878S.
- Allen, M.W. & Baines, S., 2002. Manipulating the symbolic meaning of meat to encourage greater acceptance of fruits and vegetables and less proclivity for red and white meat. *Appetite*, 38(2), pp.118–30.
- ANSES, 2011. *Etude de l'alimentation totale française 2 (EAT2), Tome 2*, Maison-Alfort.
- Antonijevic, B. et al., 2007. Simulated impact of a fish based shift in the population n-3 fatty acids intake on exposure to dioxins and dioxin-like compounds. *Food and chemical toxicology : an international journal published for the British Industrial Biological Research Association*, 45(11), pp.2279–86.
- Appleby, P.N. et al., 2016. Mortality in vegetarians and comparable nonvegetarians in the United Kingdom. *The American journal of clinical nutrition*, 103(1), pp.218–30.
- Armah, S.M. et al., 2013. A complete diet-based algorithm for predicting nonheme iron absorption in adults. *The Journal of nutrition*, 143(7), pp.1136–40.
- Aston, L.M., Smith, J.N. & Powles, J.W., 2012. Impact of a reduced red and processed meat dietary pattern on disease risks and greenhouse gas emissions in the UK: a modelling study. *BMJ open*, 2(5), p.e001072-.
- Auestad, N. & Fulgoni, V.L., 2015. What current literature tells us about sustainable diets: emerging research linking dietary patterns, environmental sustainability, and economics. *Advances in nutrition (Bethesda, Md.)*, 6(1), pp.19–36.
- Ax, E. et al., 2015. Circulating levels of environmental contaminants are associated with dietary patterns in older adults. *Environment international*, 75, pp.93–102.
- Bach-Faig, A. et al., 2011. Mediterranean diet pyramid today. Science and cultural updates. *Public health nutrition*, 14(12A), pp.2274–84.
- Barański, M. et al., 2014. Higher antioxidant and lower cadmium concentrations and lower incidence of pesticide residues in organically grown crops: a systematic literature review and meta-analyses. *The British journal of nutrition*, 112(5), pp.1–18.
- Baroni, L. et al., 2007. Evaluating the environmental impact of various dietary patterns combined with different food production systems. *European journal of clinical nutrition*, 61(2), pp.279–86.
- Barré, T. et al., 2013. Évaluation des potentiels de réduction de l'impact carbone de différents scénarios alimentaires prenant en compte la biodisponibilité de certains nutriments. *Cahiers de Nutrition et de Diététique*, 48, pp.S50–S51.
- Beard, J.L. et al., 2007. Iron absorption prediction equations lack agreement and underestimate iron absorption. *The Journal of nutrition*, 137(7), pp.1741–6.
- Bender, A., 1992. *Meat and meat products in human nutrition in developing countries*, Rome.

- Bennett, E.M., Carpenter, S.R. & Caraco, N.F., 2001. Human Impact on Erodeable Phosphorus and Eutrophication: A Global Perspective. *BioScience*, 51(3), p.227.
- Berners-Lee, M. et al., 2012. The relative greenhouse gas impacts of realistic dietary choices. *Energy Policy*, 43, pp.184–190.
- Bertoluci, G. et al., 2016. How to Build a Standardized Country-Specific Environmental Food Database for Nutritional Epidemiology Studies D. A. Lightfoot, ed. *PLOS ONE*, 11(4), p.e0150617.
- Biesbroek, S. et al., 2014. Reducing our environmental footprint and improving our health: greenhouse gas emission and land use of usual diet and mortality in EPIC-NL: a prospective cohort study. *Environmental health : a global access science source*, 13(1), p.27.
- Boeglin, N. & Veuliet, D., 2005. *Note de synthèse externe - Introduction à l'Analyse de Cycle de Vie (ACV)*,
- de Boer, I.J., 2003. Environmental impact assessment of conventional and organic milk production. *Livestock Production Science*, 80(1–2), pp.69–77.
- de Boer, J., Schösler, H. & Aiking, H., 2014. “Meatless days” or “less but better”? Exploring strategies to adapt Western meat consumption to health and sustainability challenges. *Appetite*, 76, pp.120–128.
- Le Boucher, R. et al., 2012. Selection for adaptation to dietary shifts: towards sustainable breeding of carnivorous fish. *PLoS one*, 7(9), p.e44898.
- Bouwman, A.F., Beusen, A.H.W. & Billen, G., 2009. Human alteration of the global nitrogen and phosphorus soil balances for the period 1970-2050. *Global Biogeochemical Cycles*, 23(4), p.n/a-n/a.
- Bouwman, L. et al., 2013. Exploring global changes in nitrogen and phosphorus cycles in agriculture induced by livestock production over the 1900-2050 period. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110(52), pp.20882–7.
- Bradman, A. et al., 2015. Effect of Organic Diet Intervention on Pesticide Exposures in Young Children Living in Low-Income Urban and Agricultural Communities. *Environmental health perspectives*.
- Briend, A. et al., 2003. Linear programming: a mathematical tool for analyzing and optimizing children’s diets during the complementary feeding period. *Journal of pediatric gastroenterology and nutrition*, 36(1), pp.12–22.
- Briend, A. & Darmon, N., 2000. Determining limiting nutrients by linear programming: A new approach to predict insufficient intakes from complementary foods. *Pediatrics*, 106(5), pp.1288–9.
- Briggs, A.D.M. et al., 2013. Assessing the impact on chronic disease of incorporating the societal cost of greenhouse gases into the price of food: an econometric and comparative risk assessment modelling study. *BMJ Open*, 3(10), p.e003543.
- Brown, E., Dury, S. & Holdsworth, M., 2009. Motivations of consumers that use local, organic fruit and vegetable box schemes in Central England and Southern France. *Appetite*, 53(2), pp.183–8.
- Brown, K.H., 1991. The importance of dietary quality versus quantity for weanlings in less developed countries: a framework for discussion. *Food and Nutrition Bulletin (UNU)*, 13(2), pp.86–94.
- Brunner, E.J. et al., 2008. Fish, human health and marine ecosystem health: policies in collision. *International Journal of Epidemiology*, 38(1), pp.93–100.
- Bryngelsson, D. et al., 2016. How can the EU climate targets be met? A combined analysis of

- technological and demand-side changes in food and agriculture. *Food Policy*, 59, pp.152–164.
- Burns, C., Cook, K. & Mavoja, H., 2013. Role of expendable income and price in food choice by low income families. *Appetite*, 71, pp.209–217.
- Butler, G. et al., 2008. Fatty acid and fat-soluble antioxidant concentrations in milk from high- and low-input conventional and organic systems: seasonal variation. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 88(8), pp.1431–1441.
- Carlsson-Kanyama, A., 1998. Climate change and dietary choices — how can emissions of greenhouse gases from food consumption be reduced? *Food Policy*, 23(3–4), pp.277–293.
- Carlsson-Kanyama, A., Ekström, M.P. & Shanahan, H., 2003. Food and life cycle energy inputs: consequences of diet and ways to increase efficiency. *Ecological Economics*, 44(2), pp.293–307.
- Chardigny, J.-M. & Walrand, S., 2016. Plant protein for food: opportunities and bottlenecks. *Oilseeds & fats Crops and Lipids*, 23(4), p.D404.
- Cleveland, L.E. et al., 1993. Method for identifying differences between existing food intake patterns and patterns that meet nutrition recommendations. *Journal of the American Dietetic Association*, 93(5), pp.556–60, 563.
- Coley, D.A., Goodliffe, E. & Macdiarmid, J., 1998. The embodied energy of food: the role of diet. *Energy Policy*, 26(6), pp.455–459.
- Commission mondiale sur l'environnement et le développement, 1987. *Notre avenir à tous*, Oslo.
- Le Conseil de l'Union Européenne, 2007. *Règlement (CE) n° 834/2007 du 28 Juin 2007 sur la production biologique et l'étiquetage des produits biologiques et abrogeant le règlement (CEE) n° 2092/91*, Luxembourg.
- Dantzig, G.B., 1990. The Diet Problem. *Interfaces*, 20(4), pp.43–47.
- Darmon, N. & Drewnowski, A., 2015. Contribution of food prices and diet cost to socioeconomic disparities in diet quality and health: a systematic review and analysis. *Nutrition reviews*.
- Darmon, N., Ferguson, E. & Briend, A., 2002. Linear and nonlinear programming to optimize the nutrient density of a population's diet: an example based on diets of preschool children in rural Malawi. *The American journal of clinical nutrition*, 75(2), pp.245–53.
- Darmon, N., Ferguson, E.L. & Briend, A., 2002. A cost constraint alone has adverse effects on food selection and nutrient density: an analysis of human diets by linear programming. *The Journal of nutrition*, 132(12), pp.3764–71.
- Dernini, S. et al., 2013. Developing a methodological approach for assessing the sustainability of diets: The Mediterranean diet as a case study. *New Medit*, 12(3), pp.28–36.
- Dernini, S. & Berry, E.M., 2015. Mediterranean Diet: From a Healthy Diet to a Sustainable Dietary Pattern. *Frontiers in Nutrition*, 2.
- Diaz, R.J. & Rosenberg, R., 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science (New York, N.Y.)*, 321(5891), pp.926–9.
- Díaz, S. et al., 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS biology*, 4(8), p.e277.
- Dietary Guidelines Advisory Committee, 2015. *Scientific Report of the 2015 Dietary Guidelines Advisory Committee*,
- Dillard, C.J. & German, J.B., 2000. Phytochemicals: nutraceuticals and human health. *Journal of the*

- Science of Food and Agriculture*, 80(12), pp.1744–1756.
- van Dooren, C. et al., 2015. Combining Low Price, Low Climate Impact and High Nutritional Value in One Shopping Basket through Diet Optimization by Linear Programming. *Sustainability*, 7(9), pp.12837–12855.
- van Dooren, C. et al., 2014. Exploring dietary guidelines based on ecological and nutritional values: A comparison of six dietary patterns. *Food Policy*, 44, pp.36–46.
- Drewnowski, A. et al., 2015. Energy and nutrient density of foods in relation to their carbon footprint. *The American journal of clinical nutrition*, 101(1), pp.184–91.
- Drouillet-Pinard, P. et al., 2011. Realistic approach of pesticide residues and French consumer exposure within fruit & vegetable intake. *Journal of environmental science and health. Part. B, Pesticides, food contaminants, and agricultural wastes*, 46(1), pp.84–91.
- Earles, J.M. & Halog, A., 2011. Consequential life cycle assessment: a review. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(5), pp.445–453.
- Edjabou, L.D. & Smed, S., 2013. The effect of using consumption taxes on foods to promote climate friendly diets – The case of Denmark. *Food Policy*, 39, pp.84–96.
- Edwards-Jones, G. et al., 2008. Testing the assertion that “local food is best”: the challenges of an evidence-based approach. *Trends in Food Science & Technology*, 19(5), pp.265–274.
- Fagerli, R.A. & Wandel, M., 1999. Gender differences in opinions and practices with regard to a “healthy diet”. *Appetite*, 32(2), pp.171–90.
- FAO, 2015. Food-based dietary guidelines - Netherlands. Available at: <http://www.fao.org/nutrition/education/food-based-dietary-guidelines/regions/countries/netherlands/en/> [Accessed September 23, 2016].
- FAO, 2006a. *Livestock’s long shadow. Environmental issues and options*, Rome.
- FAO, 2014. *The state of world fisheries and aquaculture 2014*, Rome.
- FAO, 2006b. *Use of fishery resources as feed inputs to aquaculture development: trends and policy implications*, Rome.
- FAO/WHO, 1998. *Preparation and use of food-based dietary guidelines. WHO Technical Report Series 880*, World Health Organization.
- FAO & CIHEAM, 2015. *Mediterranean food consumption patterns. Diet, environment, society, economy and health*, Rome.
- Fardet, A. & Rock, E., 2014. Toward a new philosophy of preventive nutrition: from a reductionist to a holistic paradigm to improve nutritional recommendations. *Advances in nutrition (Bethesda, Md.)*, 5(4), pp.430–46.
- Fischler, C., 1988. Food, self and identity. *Social Science Information*, 27(2), pp.275–292.
- Foley, J.A. et al., 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478(7369), pp.337–42.
- Font-I-Furnols, M. & Guerrero, L., 2014. Consumer preference, behavior and perception about meat and meat products: an overview. *Meat science*, 98(3), pp.361–71.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2011. *Dietary protein quality evaluation in human nutrition*, Auckland.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2010. *Proceedings of the*

International scientific symposium - Biodiversity and sustainable diets united against hunger, Rome.

- Foytik, J. et al., 1975. Very low-cost nutritious diet plans designed by linear programming. *Journal of Nutrition Education*, 13(2), pp.63–66.
- Fraser, G.E., 2009. Vegetarian diets: what do we know of their effects on common chronic diseases? *The American journal of clinical nutrition*, 89(5), p.1607S–1612S.
- Friel, S. et al., 2009. Public health benefits of strategies to reduce greenhouse-gas emissions: food and agriculture. *Lancet (London, England)*, 374(9706), pp.2016–25.
- Fung, T.T. et al., 2004. Dietary patterns, meat intake, and the risk of type 2 diabetes in women. *Archives of internal medicine*, 164(20), pp.2235–40.
- Fung, T.T. et al., 2001. Dietary patterns and the risk of coronary heart disease in women. *Archives of internal medicine*, 161(15), pp.1857–62.
- Furst, T. et al., 1996. Food Choice: A Conceptual Model of the Process. *Appetite*, 26(3), pp.247–266.
- Gagné, D. et al., 2013. Consumption of tomato products is associated with lower blood mercury levels in Inuit preschool children. *Food and chemical toxicology : an international journal published for the British Industrial Biological Research Association*, 51, pp.404–10.
- Galloway, J.N., 2001. Acidification of the world: natural and anthropogenic. *Water, Air, and Soil Pollution*, 130(1–4), pp.17–24.
- Gamburzew, A. et al., 2016. In-store marketing of inexpensive foods with good nutritional quality in disadvantaged neighborhoods: increased awareness, understanding, and purchasing. *The international journal of behavioral nutrition and physical activity*, 13(1), p.104.
- Garnett, T., 2009. Livestock-related greenhouse gas emissions: impacts and options for policy makers. *Environmental Science & Policy*, 12(4), pp.491–503.
- Garnett, T., 2014. *What is a sustainable healthy diet? A discussion paper.*
- Garnett, T., 2011. Where are the best opportunities for reducing greenhouse gas emissions in the food system (including the food chain)? *Food Policy*, 36, pp.S23–S32.
- Gazan, R. et al., 2016. Dietary patterns in the French adult population: a study from the second French national cross-sectional dietary survey (INCA2) (2006-2007). *The British journal of nutrition*, 116(2), pp.300–15.
- Gerbens-Leenes, P.W. & Mekonnen, M.M., 2013. The water footprint of poultry, pork and beef: A comparative study in different countries and production systems. *Water Resources and Industry*, 1, pp.25–36.
- Gerber, P.. et al., 2013. *Tackling climate change through livestock*, Rome.
- Gibson, R.S., 2007. The role of diet- and host-related factors in nutrient bioavailability and thus in nutrient-based dietary requirement estimates. *Food and nutrition bulletin*, 28(1 Suppl International), pp.S77-100.
- Gladyshev, M.I., Sushchik, N.N. & Makhutova, O.N., 2013. Production of EPA and DHA in aquatic ecosystems and their transfer to the land. *Prostaglandins & Other Lipid Mediators*, 107, pp.117–126.
- Glanz, K. et al., 1998. Why Americans Eat What They Do: Taste, Nutrition, Cost, Convenience, and Weight Control Concerns as Influences on Food Consumption. *Journal of the American Dietetic*

- Association*, 98(10), pp.1118–1126.
- Graça, J., Calheiros, M.M. & Oliveira, A., 2014. Moral Disengagement in Harmful but Cherished Food Practices? An Exploration into the Case of Meat. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 27(5), pp.749–765.
- Green, R. et al., 2015. The potential to reduce greenhouse gas emissions in the UK through healthy and realistic dietary change. *Climatic Change*, 129(1–2), pp.253–265.
- Grillenberger, M. et al., 2006. Intake of micronutrients high in animal-source foods is associated with better growth in rural Kenyan school children. *The British journal of nutrition*, 95(2), pp.379–90.
- Hallberg, L., Hultén, L. & Gramatkovski, E., 1997. Iron absorption from the whole diet in men: how effective is the regulation of iron absorption? *The American journal of clinical nutrition*, 66(2), pp.347–56.
- Hallberg, L. & Hulthén, L., 2000. Prediction of dietary iron absorption: an algorithm for calculating absorption and bioavailability of dietary iron. *The American journal of clinical nutrition*, 71(5), pp.1147–60.
- Hallström, E., Röös, E. & Börjesson, P., 2014. Sustainable meat consumption: A quantitative analysis of nutritional intake, greenhouse gas emissions and land use from a Swedish perspective. *Food Policy*, 47, pp.81–90.
- Hambidge, K.M. et al., 2010. Zinc bioavailability and homeostasis. *The American journal of clinical nutrition*, 91(5), p.1478S–1483S.
- Haskell, M.J., 2012. The challenge to reach nutritional adequacy for vitamin A: β -carotene bioavailability and conversion--evidence in humans. *The American journal of clinical nutrition*, 96(5), p.1193S–203S.
- Health Council of the Netherlands, 2011. *Guidelines for a healthy diet: the ecological perspective*, The Hague.
- Heller, M.C. & Keoleian, G.A., 2014. Greenhouse Gas Emission Estimates of U.S. Dietary Choices and Food Loss. *Journal of Industrial Ecology*, 19(3), pp.391–401.
- Heller, M.C., Keoleian, G.A. & Willett, W.C., 2013. Toward a life cycle-based, diet-level framework for food environmental impact and nutritional quality assessment: a critical review. *Environmental science & technology*, 47(22), pp.12632–47.
- Hendrie, G. et al., 2014. Greenhouse Gas Emissions and the Australian Diet—Comparing Dietary Recommendations with Average Intakes. *Nutrients*, 6(1), pp.289–303.
- Heys, M. et al., 2010. Is childhood meat eating associated with better later adulthood cognition in a developing population? *European Journal of Epidemiology*, 25(7), pp.507–516.
- Hodges, R.E. et al., 2015. Modulation of Metabolic Detoxification Pathways Using Foods and Food-Derived Components: A Scientific Review with Clinical Application. *Journal of nutrition and metabolism*, 2015, p.760689.
- Hoekstra, A.Y. et al., 2011. *Water Footprint Assessment Manual - The Global Standard*, London: Earthscan.
- Hoolohan, C. et al., 2013. Mitigating the greenhouse gas emissions embodied in food through realistic consumer choices. *Energy Policy*, 63, pp.1065–1074.
- Horgan, G.W. et al., 2016. Achieving dietary recommendations and reducing greenhouse gas emissions: modelling diets to minimise the change from current intakes. *International Journal of*

- Behavioral Nutrition and Physical Activity*, 13(1), p.46.
- Hu, F.B. et al., 2000. Prospective study of major dietary patterns and risk of coronary heart disease in men. *The American journal of clinical nutrition*, 72(4), pp.912–21.
- Hu, G. & Cassano, P.A., 2000. Antioxidant nutrients and pulmonary function: the Third National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES III). *American journal of epidemiology*, 151(10), pp.975–81.
- Huang, T. et al., 2012. Cardiovascular disease mortality and cancer incidence in vegetarians: a meta-analysis and systematic review. *Annals of nutrition & metabolism*, 60(4), pp.233–40.
- Huber, M. et al., 2011. Organic food and impact on human health: Assessing the status quo and prospects of research. *NJAS - Wageningen Journal of Life Sciences*, 58(3–4), pp.103–109.
- Hung, H.-C. et al., 2004. Fruit and vegetable intake and risk of major chronic disease. *Journal of the National Cancer Institute*, 96(21), pp.1577–84.
- Hunt, J.R., 2003. Bioavailability of iron, zinc, and other trace minerals from vegetarian diets. *The American journal of clinical nutrition*, 78(3 Suppl), p.633S–639S.
- Hurrell, R. & Egli, I., 2010. Iron bioavailability and dietary reference values. *The American journal of clinical nutrition*, 91(5), p.1461S–1467S.
- Institut national de prévention et d'éducation pour la santé, 2013. Les 9 repères. , p.1. Available at: <http://www.mangerbouger.fr/bien-manger/que-veut-dire-bien-manger-127/les-9-reperes/> [Accessed January 1, 2013].
- Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007. *Climate Change 2007: Synthesis Report*, Geneva.
- International Organization for Standardization, 2006a. *ISO 14040:2006 - Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework*, Geneva.
- International Organization for Standardization, 2006b. *ISO 14044:2006 - Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines*, Geneva.
- Irz, X. et al., 2015. Economic assessment of nutritional recommendations. *Journal of health economics*, 39, pp.188–210.
- Janzen, H.H., 2011. What place for livestock on a re-greening earth? *Animal Feed Science and Technology*, 166–167, pp.783–796.
- Jelsøe, E., 2015. Dietary guidelines : Nutritional health communication versus sustainable food policy.
- Jensen, J., Saxe, H. & Denver, S., 2015. Cost-Effectiveness of a New Nordic Diet as a Strategy for Health Promotion. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12(7), pp.7370–7391.
- Jerrentrup, J.S. et al., 2014. Grazing intensity affects insect diversity via sward structure and heterogeneity in a long-term experiment A. McKenzie, ed. *Journal of Applied Ecology*, 51(4), pp.968–977.
- Johnson, I.T., 2002. Glucosinolates in the human diet. Bioavailability and implications for health. *Phytochemistry Reviews*, 1(2), pp.183–188.
- Joint WHO/FAO Expert Consultation, 2003. Diet, nutrition and the prevention of chronic diseases. *World Health Organization technical report series*, 916, p.i–viii, 1-149, backcover.
- Kahiluoto, H. et al., 2014. Taking planetary nutrient boundaries seriously: Can we feed the people?

- Global Food Security*, 3(1), pp.16–21.
- Kang, J.H., Ascherio, A. & Grodstein, F., 2005. Fruit and vegetable consumption and cognitive decline in aging women. *Annals of Neurology*, 57(5), pp.713–720.
- Katz, J.M. et al., 2012. Comparison of acrylamide intake from Western and guideline based diets using probabilistic techniques and linear programming. *Food and chemical toxicology : an international journal published for the British Industrial Biological Research Association*, 50(3–4), pp.877–83.
- Kesse-Guyot, E. et al., 2013. Profiles of Organic Food Consumers in a Large Sample of French Adults: Results from the Nutrinet-Sante Cohort Study T. Alquier, ed. *PLoS ONE*, 8(10), p.e76998.
- Key, T.J. et al., 2006. Health effects of vegetarian and vegan diets. *Proceedings of the Nutrition Society*, 65(1), pp.35–41.
- Laleg, K., Barron, C., et al., 2016. Protein enriched pasta: structure and digestibility of its protein network. *Food & function*, 7(2), pp.1196–207.
- Laleg, K., Cassan, D., et al., 2016. Structural, Culinary, Nutritional and Anti-Nutritional Properties of High Protein, Gluten Free, 100% Legume Pasta. *PLoS one*, 11(9), p.e0160721.
- Lambin, E.F., Geist, H.J. & Lepers, E., 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources*, 28(1), pp.205–241.
- Lambin, E.F. & Meyfroidt, P., 2011. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108(9), pp.3465–72.
- Lang, T., 2002. Local sustainability in a sea of globalization? The case of food policy. In *Planning Sustainability*. Routledge, p. 240.
- Latvia and the European Commission, 2015. *Intended Nationally Determined Contribution of the EU and its Member States*, Riga.
- Lim, S.S. et al., 2012. A comparative risk assessment of burden of disease and injury attributable to 67 risk factors and risk factor clusters in 21 regions, 1990-2010: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2010. *Lancet*, 380(9859), pp.2224–60.
- Liu, R.H., 2003. Health benefits of fruit and vegetables are from additive and synergistic combinations of phytochemicals. *The American journal of clinical nutrition*, 78(3 Suppl), p.517S–520S.
- Lonnerdal, B., 2000. Dietary factors influencing zinc absorption. *J. Nutr.*, 130(5), p.1378S–1383.
- Macdiarmid, J. et al., 2011. *Livewell: A balance of healthy and sustainable food choices*,
- Macdiarmid, J.I., 2013. Is a healthy diet an environmentally sustainable diet? *The Proceedings of the Nutrition Society*, 72(1), pp.13–20.
- Macdiarmid, J.I. et al., 2012. Sustainable diets for the future: Can we contribute to reducing greenhouse gas emissions by eating a healthy diet? *The American journal of clinical nutrition*, 96(3), pp.632–9.
- Macdiarmid, J.I., Douglas, F. & Campbell, J., 2015. Eating like there's no tomorrow: public awareness of the environmental impact of food and reluctance to eating less meat as part of a sustainable diet. *Appetite*, 96, pp.487–493.
- Maillot, M., Vieux, F., et al., 2010. Individual diet modeling translates nutrient recommendations into realistic and individual-specific food choices. *The American journal of clinical nutrition*, 91(2),

pp.421–30.

- Maillot, M. et al., 2008. Nutrient profiling can help identify foods of good nutritional quality for their price: a validation study with linear programming. *The Journal of nutrition*, 138(6), pp.1107–13.
- Maillot, M. et al., 2011. The shortest way to reach nutritional goals is to adopt Mediterranean food choices: evidence from computer-generated personalized diets. *The American journal of clinical nutrition*, 94(4), pp.1127–37.
- Maillot, M. et al., 2009. To meet nutrient recommendations, most French adults need to expand their habitual food repertoire. *The Journal of nutrition*, 139(9), pp.1721–7.
- Maillot, M., Darmon, N. & Drewnowski, A., 2010. Are the lowest-cost healthful food plans culturally and socially acceptable? *Public health nutrition*, 13(8), pp.1178–85.
- Maillot, M., Monsivais, P. & Drewnowski, A., 2013. Food pattern modeling shows that the 2010 Dietary Guidelines for sodium and potassium cannot be met simultaneously. *Nutrition research (New York, N.Y.)*, 33(3), pp.188–94.
- Martins, D.A. et al., 2013. Alternative sources of n-3 long-chain polyunsaturated fatty acids in marine microalgae. *Marine drugs*, 11(7), pp.2259–81.
- Masset, G., Soler, L.-G., et al., 2014. Identifying sustainable foods: the relationship between environmental impact, nutritional quality, and prices of foods representative of the French diet. *Journal of the Academy of Nutrition and Dietetics*, 114(6), pp.862–9.
- Masset, G., Vieux, F., et al., 2014. Reducing energy intake and energy density for a sustainable diet: a study based on self-selected diets in French adults. *The American journal of clinical nutrition*, 99(6), pp.1460–9.
- Masset, G., Vieux, F. & Darmon, N., 2015. Which functional unit to identify sustainable foods? *Public Health Nutrition*, 18(13), pp.2488–2497.
- McEvoy, C.T., Temple, N. & Woodside, J. V., 2012. Vegetarian diets, low-meat diets and health: a review. *Public health nutrition*, 15(12), pp.2287–94.
- McMichael, A.J. et al., 2007. Food, livestock production, energy, climate change, and health. *Lancet*, 370(9594), pp.1253–63.
- Meier, T. & Christen, O., 2013. Environmental Impacts of Dietary Recommendations and Dietary Styles: Germany As an Example. *Environmental Science & Technology*, 47(2), pp.877–888.
- Merrigan, K. et al., 2015. Designing a sustainable diet. *Science (New York, N.Y.)*, 350(6257), pp.165–6.
- Metian, A.G.J.T.M., 2009. Fishing for Feed or Fishing for Food: Increasing Global Competition for Small Pelagic Forage Fish. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 38(6), pp.294–302.
- Metz, B. et al., 2007. *Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007*, Cambridge/New York: Cambridge University Press.
- Michaelidou, N. & Hassan, L.M., 2008. The role of health consciousness, food safety concern and ethical identity on attitudes and intentions towards organic food. *International Journal of Consumer Studies*, 32(2), pp.163–170.
- Miller, L. V, Krebs, N.F. & Hambidge, K.M., 2007. A mathematical model of zinc absorption in humans as a function of dietary zinc and phytate. *The Journal of nutrition*, 137(1), pp.135–41.
- Miller, L. V, Krebs, N.F. & Hambidge, K.M., 2012. Mathematical model of zinc absorption: effects of

- dietary calcium, protein and iron on zinc absorption. *The British journal of nutrition*, pp.1–6.
- Miller, M.R. et al., 2008. n-3 Oil sources for use in aquaculture – alternatives to the unsustainable harvest of wild fish. *Nutrition Research Reviews*, 21(2), p.85.
- Millward, D.J. & Garnett, T., 2010. Food and the planet: nutritional dilemmas of greenhouse gas emission reductions through reduced intakes of meat and dairy foods. *The Proceedings of the Nutrition Society*, 69(1), pp.103–18.
- Milner, J. et al., 2015. Health effects of adopting low greenhouse gas emission diets in the UK. *BMJ open*, 5(4), p.e007364.
- Mink, P.J. et al., 2007. Flavonoid intake and cardiovascular disease mortality: a prospective study in postmenopausal women. *The American journal of clinical nutrition*, 85(3), pp.895–909.
- Mithril, C. et al., 2012. Guidelines for the New Nordic Diet. *Public Health Nutrition*, 15(10), pp.1941–1947.
- Monsivais, P. et al., 2015. Greater accordance with the Dietary Approaches to Stop Hypertension dietary pattern is associated with lower diet-related greenhouse gas production but higher dietary costs in the United Kingdom. *The American journal of clinical nutrition*, 102(1), pp.138–45.
- Monteiro, C.A. et al., 2015. Dietary guidelines to nourish humanity and the planet in the twenty-first century. A blueprint from Brazil. *Public health nutrition*, pp.1–12.
- Myers, S.S. et al., 2014. Increasing CO₂ threatens human nutrition. *Nature*, 510(7503), pp.139–42.
- Nations Unies, 2015. *Accord de Paris*, Paris.
- Naylor, R.L. et al., 2000. Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature*, 405(6790), pp.1017–24.
- Nemecek, T. et al., 2011. Life cycle assessment of Swiss farming systems: I. Integrated and organic farming. *Agricultural Systems*, 104(3), pp.217–232.
- Neumann, C., Harris, D.M. & Rogers, L.M., 2002. Contribution of animal source foods in improving diet quality and function in children in the developing world. *Nutrition Research*, 22(1–2), pp.193–220.
- Nijdam, D., Rood, T. & Westhoek, H., 2012. The price of protein: Review of land use and carbon footprints from life cycle assessments of animal food products and their substitutes. *Food Policy*, 37(6), pp.760–770.
- NOAA National Centers for Environmental Information, 2016. *State of the Climate: Global Analysis for August 2016*,
- Norat, T. et al., 2007. Diet, serum insulin-like growth factor-I and IGF-binding protein-3 in European women. *European Journal of Clinical Nutrition*, 61(1), pp.91–98.
- Nordic Council of Ministers, 2014. *Nordic Nutrition Recommendations 2012*,
- Oates, L. et al., 2014. Reduction in urinary organophosphate pesticide metabolites in adults after a week-long organic diet. *Environmental research*, 132, pp.105–11.
- Oates, L. & Cohen, M., 2011. Assessing diet as a modifiable risk factor for pesticide exposure. *International journal of environmental research and public health*, 8(6), pp.1792–804.
- Oberleas, D. & Harland, B.F., 1981. Phytate content of foods: effect on dietary zinc bioavailability. *Journal of the American Dietetic Association*, 79(4), pp.433–6.

- Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), 2010. *Biodiversité et régimes alimentaires durables unis contre la faim - Rapport final*, Rome.
- Organisation des Nations Unies pour l'éducation la science et la culture, 2013. La diète méditerranéenne - patrimoine immatériel. , p.1. Available at: <http://www.unesco.org/culture/ich/fr/RL/la-diete-mediterraneenne-00884> [Accessed September 20, 2016].
- Park, Y. et al., 2007. Calcium, dairy foods, and risk of incident and fatal prostate cancer: the NIH-AARP Diet and Health Study. *American journal of epidemiology*, 166(11), pp.1270–9.
- Pauly, D., 1998. Fishing Down Marine Food Webs. *Science*, 279(5352), pp.860–863.
- Pawłowski, L., 1997. Acidification: its impact on the environment and mitigation strategies. *Ecological Engineering*, 8(4), pp.271–288.
- Pelletier, N. et al., 2009. Not all salmon are created equal: life cycle assessment (LCA) of global salmon farming systems. *Environmental science & technology*, 43(23), pp.8730–6.
- Perignon, M. et al., 2016. Evolution, not revolution, of food choices is needed to improve diet sustainability: a review of nutritional epidemiology studies exploring the environmental impact of diets. *Nutrition Reviews* (in press).
- Piazza, J. et al., 2015. Rationalizing meat consumption. The 4Ns. *Appetite*, 91, pp.114–28.
- Pimentel, D. & Pimentel, M., 2003. Sustainability of meat-based and plant-based diets and the environment. *The American journal of clinical nutrition*, 78(3 Suppl), p.660S–663S.
- Pohjolainen, P. et al., 2016. Consumer consciousness on meat and the environment - exploring differences. *Appetite*.
- Pohl, H.R. et al., 2009. Binary weight-of-evidence evaluations of chemical interactions—15 years of experience. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 54(3), pp.264–271.
- Pretty, J.N. et al., 2005. Farm costs and food miles: An assessment of the full cost of the UK weekly food basket. *Food Policy*, 30(1), pp.1–19.
- Reijnders, L. & Soret, S., 2003. Quantification of the environmental impact of different dietary protein choices. *The American journal of clinical nutrition*, 78(3 Suppl), p.664S–668S.
- Risku-Norja, H., Hietala, R. & Virtanen, H., 2008. Localisation of primary food production in Finland: production potential and environmental impacts of food consumption patterns. *Agricultural and Food Science*, 17(2), pp.127–145.
- Risku-Norja, H., Kurppa, S. & Helenius, J., 2009. Dietary choices and greenhouse gas emissions – assessment of impact of vegetarian and organic options at national scale. *Progress in Industrial Ecology, An International Journal*, 6(4), p.340.
- Rockström, J. et al., 2009. A safe operating space for humanity. *Nature*, 461(7263), pp.472–5.
- Rook, A.J. et al., 2004. Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures – a review. *Biological Conservation*, 119(2), pp.137–150.
- Röös, E. et al., 2013. Can carbon footprint serve as an indicator of the environmental impact of meat production? *Ecological Indicators*, 24, pp.573–581.
- Röös, E. et al., 2015. Evaluating the sustainability of diets—combining environmental and nutritional aspects. *Environmental Science & Policy*, 47, pp.157–166.

- Röös, E. et al., 2016. Limiting livestock production to pasture and by-products in a search for sustainable diets. *Food Policy*, 58, pp.1–13.
- Sáez-Almendros, S. et al., 2013. Environmental footprints of Mediterranean versus Western dietary patterns: beyond the health benefits of the Mediterranean diet. *Environmental health : a global access science source*, 12, p.118.
- Saxe, H., 2014. The New Nordic Diet is an effective tool in environmental protection: it reduces the associated socioeconomic cost of diets. *The American journal of clinical nutrition*, 99(5), pp.1117–25.
- Saxe, H., Larsen, T.M. & Mogensen, L., 2013. The global warming potential of two healthy Nordic diets compared with the average Danish diet. *Climatic Change*, 116(2), pp.249–262.
- Scarborough, P. et al., 2014. Dietary greenhouse gas emissions of meat-eaters, fish-eaters, vegetarians and vegans in the UK. *Climatic change*, 125(2), pp.179–192.
- Scarborough, P. et al., 2011. Differences in coronary heart disease, stroke and cancer mortality rates between England, Wales, Scotland and Northern Ireland: the role of diet and nutrition. *BMJ open*, 1(1), p.e000263.
- Scarborough, P. et al., 2012. Modelling the health impact of environmentally sustainable dietary scenarios in the UK. *European journal of clinical nutrition*, 66(6), pp.710–5.
- Schösler, H., de Boer, J. & Boersema, J.J., 2012. Can we cut out the meat of the dish? Constructing consumer-oriented pathways towards meat substitution. *Appetite*, 58(1), pp.39–47.
- Sim, S. et al., 2006. The relative importance of transport in determining an appropriate sustainability strategy for food sourcing. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(6), pp.422–431.
- Sioen, I. et al., 2008. Fish consumption is a safe solution to increase the intake of long-chain n-3 fatty acids. *Public health nutrition*, 11(11), pp.1107–16.
- Sirieix, L., Alessandrin, A. & Persillet, V., 2006. Motivations and values: a means-end chain study of French consumers. In *Sociological Perspectives of Organic Agriculture*. CABI publishing, p. 320.
- Sirieix, L. & Schaer, B., 1999. Consumers attitudes towards organic and regional foods: a study covering two regions of Germany and France. *Proceedings of the 67th EAAE SEminar*, pp.425–428.
- Siro, V., Leblanc, J.-C. & Margaritis, I., 2012. A risk-benefit analysis approach to seafood intake to determine optimal consumption. *The British journal of nutrition*, 107(12), pp.1812–22.
- Smed, S. et al., 2016. The effects of the Danish saturated fat tax on food and nutrient intake and modelled health outcomes: an econometric and comparative risk assessment evaluation. *European Journal of Clinical Nutrition*, 70(6), pp.681–686.
- Smil, V., 2000. *Feeding the world : a challenge for the twenty-first century*, MIT Press.
- Smil, V., 2002. Worldwide transformation of diets, burdens of meat production and opportunities for novel food proteins. *Enzyme and Microbial Technology*, 30(3), pp.305–311.
- Smith, P., 2014. Do grasslands act as a perpetual sink for carbon? *Global Change Biology*, 20(9), pp.2708–2711.
- Smith, V.E., 1959. Linear Programming Models for the Determination of Palatable Human Diets. *Journal of Farm Economics*, 41(2), p.272.

- Smith Taillie, L. & Jaacks, L.M., 2015. Toward a Just, Nutritious, and Sustainable Food System: The False Dichotomy of Localism versus Supercenterism. *The Journal of nutrition*, 145(7), pp.1380–5.
- Smith-Spangler, C. et al., 2012. Are organic foods safer or healthier than conventional alternatives? A systematic review. *Annals of internal medicine*, 157(5), pp.348–66.
- Sonesson, U. et al., 2016. Protein quality as functional unit – A methodological framework for inclusion in life cycle assessment of food. *Journal of Cleaner Production*.
- Soret, S. et al., 2014. Climate change mitigation and health effects of varied dietary patterns in real-life settings throughout North America. *The American journal of clinical nutrition*, p.490S–5S.
- Soussana, J.F. et al., 2007. Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 121(1), pp.121–134.
- Soussana, J.F., Tallec, T. & Blanfort, V., 2010. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *animal*, 4(3), pp.334–350.
- Srinivasan, C.S., Irz, X. & Shankar, B., 2006. An assessment of the potential consumption impacts of WHO dietary norms in OECD countries. *Food Policy*, 31(1), pp.53–77.
- Stehfest, E. et al., 2009. Climate benefits of changing diet. *Climatic Change*, 95(1–2), pp.83–102.
- Steinfeld, H. & Gerber, P., 2010. Livestock production and the global environment: consume less or produce better? *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(43), pp.18237–8.
- Stigler, G.J., 1945. The Cost of Subsistence. *Journal of Farm Economics*, 27(2), p.303.
- Sustain, 2011. *The Food Miles Report - the dangers of long-distance food transport*,
- Takakura, N. et al., 2013. In vitro combined cytotoxic effects of pesticide cocktails simultaneously found in the French diet. *Food and chemical toxicology : an international journal published for the British Industrial Biological Research Association*, 52, pp.153–62.
- Temme, E.H.M., Toxopeus, I.B., et al., 2015. Greenhouse gas emission of diets in the Netherlands and associations with food, energy and macronutrient intakes. *Public health nutrition*, 18(13), pp.2433–45.
- Temme, E.H.M., Bakker, H.M.E., et al., 2015. How may a shift towards a more sustainable food consumption pattern affect nutrient intakes of Dutch children? *Public health nutrition*, 18(13), pp.2468–78.
- Temme, E.H.M. et al., 2013. Replacement of meat and dairy by plant-derived foods: estimated effects on land use, iron and SFA intakes in young Dutch adult females. *Public health nutrition*, 16(10), pp.1900–7.
- Tilman, D. & Clark, M., 2014. Global diets link environmental sustainability and human health. *Nature*, 515(7528), pp.518–522.
- Tobler, C., Visschers, V.H.M. & Siegrist, M., 2011. Eating green. Consumers' willingness to adopt ecological food consumption behaviors. *Appetite*, 57(3), pp.674–82.
- Tom, M.S., Fischbeck, P.S. & Hendrickson, C.T., 2016. Energy use, blue water footprint, and greenhouse gas emissions for current food consumption patterns and dietary recommendations in the US. *Environment Systems and Decisions*, 36(1), pp.92–103.
- Tukker, A. et al., 2011. Environmental impacts of changes to healthier diets in Europe. *Ecological*

- Economics*, 70(10), pp.1776–1788.
- Tuomisto, H.L. et al., 2012. Does organic farming reduce environmental impacts?--a meta-analysis of European research. *Journal of environmental management*, 112, pp.309–20.
- U.S. Department of Health and Human Services and U.S. Department of Agriculture, 2015. *2015–2020 Dietary Guidelines for Americans. 8th Edition*,
- United Nations, Sustainable Development. Available at: <http://www.un.org/en/ga/president/65/issues/sustdev.shtml> [Accessed August 23, 2016].
- United Nations Framework Convention on Climate Change, 1995. Global Warming Potentials. Available at: http://unfccc.int/ghg_data/items/3825.php [Accessed September 6, 2016].
- United Nations Framework Convention on Climate Change, 2014. Le Protocole de Kyoto. Available at: http://unfccc.int/portal_francofone/essential_background/kyoto_protocol/items/3274.php [Accessed September 6, 2016].
- Vanham, D., Hoekstra, A.Y. & Bidoglio, G., 2013. Potential water saving through changes in European diets. *Environment International*, 61, pp.45–56.
- Vanham, D., Mekonnen, M.M. & Hoekstra, A.Y., 2013. The water footprint of the EU for different diets. *Ecological Indicators*, 32(null), pp.1–8.
- Vanhonacker, F. et al., 2013. Flemish consumer attitudes towards more sustainable food choices. *Appetite*, 62, pp.7–16.
- Verbeke, W. et al., 2015. “Would you eat cultured meat?”: Consumers’ reactions and attitude formation in Belgium, Portugal and the United Kingdom. *Meat science*, 102, pp.49–58.
- Verger, P. et al., 2008. Balancing the risk of dioxins and polychlorinated biphenyls (PCBs) and the benefit of long-chain polyunsaturated fatty acids of the n-3 variety for French fish consumers in western coastal areas. *Food additives & contaminants. Part A, Chemistry, analysis, control, exposure & risk assessment*, 25(6), pp.765–71.
- Vieux, F. et al., 2012. Greenhouse gas emissions of self-selected individual diets in France: Changing the diet structure or consuming less? *Ecological Economics*, 75(null), pp.91–101.
- Vieux, F. et al., 2013. High nutritional quality is not associated with low greenhouse gas emissions in self-selected diets of French adults. *The American journal of clinical nutrition*, 97(3), pp.569–83.
- Vitousek, P.M. et al., 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*, 7(3), pp.737–750.
- de Vries, M. & de Boer, I.J.M., 2010. Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*, 128(1), pp.1–11.
- Watts, N. et al., 2015. Health and climate change: policy responses to protect public health. *The Lancet*.
- Weber, C.L. & Matthews, H.S., 2008. Food-Miles and the Relative Climate Impacts of Food Choices in the United States. *Environmental Science & Technology*, 42(10), pp.3508–3513.
- West, C.E., Eilander, A. & van Lieshout, M., 2002. Consequences of revised estimates of carotenoid bioefficacy for dietary control of vitamin A deficiency in developing countries. *The Journal of nutrition*, 132(9 Suppl), p.2920S–2926S.
- Westhoek, H. et al., 2014. Food choices, health and environment: Effects of cutting Europe’s meat and dairy intake. *Global Environmental Change*, 26, pp.196–205.

- WHO/FAO, 2004. *Vitamin and mineral requirements in human nutrition - Second edition*,
- WHO/FAO/UNU, 2002. *Protein and amino acid requirements in human nutrition: Report of a joint FAO/WHO/UNU expert consultation*, Geneva.
- WHO Regional Office for Europe, 2003. *Food based dietary guidelines in the WHO European Region*, Copenhagen.
- Wilkinson, J.M., 2011. Re-defining efficiency of feed use by livestock. *Animal : an international journal of animal bioscience*, 5(7), pp.1014–22.
- Willett, W.C. et al., 1995. Mediterranean diet pyramid: a cultural model for healthy eating. *The American journal of clinical nutrition*, 61(6 Suppl), p.1402S–1406S.
- Wilson, N. et al., 2013. Foods and dietary patterns that are healthy, low-cost, and environmentally sustainable: a case study of optimization modeling for New Zealand. *PloS one*, 8(3), p.e59648.
- World Cancer Research Fund/American Institute for Cancer Research, 2007. *Food, nutrition, physical activity, and the prevention of cancer: a global perspective*, Washington DC.
- Wright, M. et al., 2005. The interior-point revolution in optimization: History, recent developments, and lasting consequences. *Bulletin of the American Mathematical Society*, 42(1), pp.39–56.
- Xue, X. & Landis, A.E., 2010. Eutrophication Potential of Food Consumption Patterns. *Environmental Science & Technology*, 44(16), pp.6450–6456.
- Young, V.R. & Pellett, P.L., 1994. Plant proteins in relation to human protein and amino acid nutrition. *The American journal of clinical nutrition*, 59(5 Suppl), p.1203S–1212S.
- zu Ermgassen, E.K.H.J. et al., 2016. Reducing the land use of EU pork production: where there's swill, there's a way. *Food Policy*, 58, pp.35–48.

VII. Annexes

VII.1. Annexe 1 : Informations complémentaires de l'article 1

Online Supplementary Material

Supplemental methods

Aggregation of dietary data

Food consumption data were available across 1,342 food items declared in the INCA2 survey. GHGE data were available for 402 food items selected among those most consumed by INCA2 participants. The consumption data of each food not included in the 402 foods list was reported on a one-to-one basis on the closest food among the 402 food items identified using a nutritional Euclidean distance method. The 1,342 foods were first categorized into 46 food families according to similarities in nutritional and food consumption habits. The nutritional Euclidean distance was then calculated between foods within each of the 46 food categories using the SAS PROC DISTANCE procedure, on the basis of their energy, water, protein, fiber, alcohol, sodium, calcium, iron, zinc, vitamin A, vitamin E, vitamin C, fats and SFA contents. Energy and nutrient intakes calculated with the original database of 1,342 foods and with the aggregated database of 402 foods are given in **Supplemental Table 1**. The mean intakes calculated from the original and aggregated databases were closely correlated for most nutrients, thus confirming the validity of the Euclidean distance method to report individual food intakes.

Supplemental Tables and Figures

Supplemental Table 1. Mean nutrient (%RDA) and energy (kcal) intakes of French adults (n = 1,918) calculated from original and aggregated food databases

	Original database (1342 foods)	Aggregated database (402 foods)	Pearson correlation coefficients ¹
Energy intake (kcal)	2124	2128	0.99
Nutrient intakes (%RDA)			
Proteins	160.3	161	0.99
Fats	188	189.1	0.98
Carbohydrates	86.2	87	0.99
Free sugars	90.9	95.7	0.98
SFA	144.2	145	0.98
Cholesterol	112	114.3	0.96
Linolenic acid	94	124.5	0.70
Linoleic acid	198.2	212.2	0.93
PUFA	93.7	103	0.92
Fiber	62.2	62.2	0.99
Vitamin B1	101.8	103.1	0.78
Vitamin B2	111.6	115.6	0.94
Vitamin B3	154.8	156.4	0.87
Vitamin B5	106.6	112.6	0.94
Vitamin B6	105.8	106.8	0.93
Vitamin B12	383.9	436.3	0.83
Vitamin B9	92.3	89.3	0.95
Vitamin A	168.1	169.3	0.89
Vitamin D	88.6	121.6	0.61
Vitamin E	105.7	107.8	0.92
Vitamin C	86.1	87.7	0.96
Sodium	210.3	217.7	0.96
Magnesium	83.3	82.6	0.92
Phosphorus	170	171.3	0.97
Potassium	98.8	97.9	0.99
Calcium	115.2	119.8	0.97
Iron	110.8	113.3	0.98
Copper	128.6	133.7	0.89
Zinc	96.1	93.8	0.96
Selenium	181	186.4	0.92
Iodine	88.6	87.4	0.93

¹Pearson correlations between intakes calculated from the original and aggregated databases in n = 1,918 adults. PUFA: polyunsaturated fatty acids; SFA: saturated fatty acids

Supplemental Table 2. Nutrient levels in the observed diet and the FREE, MACRO and ADEQ modeled diets at different levels of GHGE reduction, for men

Nutrients	OBSERVED DIET	FREE										MACRO										ADEQ									
		% GHGE reduction										% GHGE reduction										% GHGE reduction									
		0	10	20	30	40	50	60	70	80	min	0	10	20	30	40	50	60	70	min	0	10	20	30	40	50	60	70	min		
Proteins	156	156	152	156	147	130	114	98	86	73	68	164	162	158	147	131	114	100	100	100	154	157	145	136	118	102	100	100	100		
Carbohydrates	83	83	85	91	94	97	102	106	114	125	115	100	100	100	100	100	102	105	113	112	100	100	100	100	100	100	102	105	106		
Fats	175	175	175	176	174	175	173	169	156	139	168	146	146	152	160	168	173	172	155	158	147	147	151	160	172	175	175	173	170		
Linoleic acid	189	189	196	199	200	199	227	247	266	353	388	186	187	194	224	198	227	247	312	387	208	208	208	209	214	248	322	360	350		
Linolenic acid	112	112	113	114	114	115	180	106	95	126	157	109	109	111	115	113	180	106	116	156	113	113	112	109	111	134	126	153	174		
EPA+DHA	147	147	158	159	154	140	132	111	42	14	9	145	149	156	154	140	132	112	139	90	236	233	233	230	233	228	257	253	311		
PUFA	91	91	95	96	96	95	112	113	120	158	175	90	90	93	106	94	112	114	142	176	100	100	100	100	102	118	149	167	165		
Calcium	111	111	114	118	117	116	108	101	74	55	61	110	112	114	118	112	108	101	76	60	116	117	114	100	100	102	100	100	100		
Copper	92	92	92	85	85	82	80	79	75	68	74	90	90	87	86	81	80	79	76	75	108	128	127	126	115	105	101	100	100		
Iron	162	162	160	158	152	141	132	142	163	151	186	167	166	165	155	142	132	141	168	191	165	162	175	193	207	217	228	266	339		
Fiber	69	69	71	74	74	77	76	74	79	74	62	75	75	75	75	77	76	73	79	68	100	100	100	100	100	100	100	100	108		
Iodine	96	96	100	103	103	92	84	87	92	77	45	94	97	102	103	91	84	87	97	77	104	100	105	107	115	114	112	106	119		
Magnesium	85	85	83	73	70	66	62	63	60	55	80	83	82	73	70	66	62	63	64	87	104	102	100	100	100	100	101	102	143		
Phosphorus	195	195	195	195	189	173	156	134	108	91	96	196	196	193	186	170	156	136	123	125	209	213	208	200	190	177	167	166	176		
Potassium	109	109	106	93	89	83	76	69	57	47	39	106	106	91	87	82	76	69	60	47	139	134	125	119	107	105	100	100	100		
Selenium	178	178	181	191	205	201	190	181	166	150	174	183	184	189	200	196	190	182	192	346	180	189	189	218	210	199	191	197	199		
Vitamin A	159	159	167	165	151	127	119	72	52	28	9	145	148	152	152	125	119	72	52	14	150	164	167	167	145	114	141	108	133		
Vitamin B1	106	106	107	109	109	98	79	70	64	54	46	108	109	106	102	99	79	71	66	59	118	138	134	130	102	100	100	100	100		
Vitamin B2	124	124	127	119	115	98	86	74	52	38	37	124	126	123	115	98	86	75	54	42	137	135	129	117	105	100	100	100	100		
Vitamin B3	161	161	149	139	126	108	87	75	67	59	63	164	161	144	122	108	87	77	72	106	165	168	159	165	153	139	141	143	138		
Vitamin B12	502	502	480	474	455	401	379	314	86	33	30	502	497	477	454	399	379	317	201	154	345	385	365	532	498	299	277	267	234		
Vitamin B5	128	128	134	120	115	96	87	73	63	53	45	129	131	125	115	97	87	73	64	53	149	145	139	126	116	108	112	100	100		
Vitamin B6	110	110	105	97	92	83	71	62	58	55	39	106	106	99	89	83	71	63	59	46	134	135	133	137	128	122	110	111	114		
Vitamin B9	91	91	95	94	94	85	78	69	60	47	39	96	97	96	93	86	78	68	62	46	100	100	100	100	100	100	100	100	114		
Vitamin C	87	87	87	84	84	72	67	52	37	35	17	83	83	81	81	70	67	48	40	17	100	100	100	100	100	100	100	100	100		
Vitamin D	76	76	84	83	79	70	61	49	21	10	12	72	74	80	79	68	61	49	43	20	100	100	100	100	100	100	100	100	100		
Vitamin E	111	111	114	114	135	146	182	203	237	286	227	97	98	107	114	141	182	202	232	220	111	111	118	156	176	200	253	291	215		
Zinc	100	100	91	92	88	79	69	61	60	54	69	102	99	91	87	78	69	62	68	76	100	100	100	100	100	100	100	100	133		
Cholesterol ¹	130	130	158	157	140	94	77	46	27	6	4	120	129	147	138	92	77	48	33	15	100	100	100	100	100	74	38	17	13		
Free sugars ¹	85	85	85	85	103	101	101	115	104	177	236	118	118	112	114	101	101	111	102	173	100	100	100	100	100	100	100	100	100		
Sodium ¹	136	136	142	155	155	155	148	140	142	136	89	162	162	165	162	160	148	143	150	133	100	100	100	100	100	100	100	100	100		
SFA ¹	135	135	134	135	114	110	98	104	87	68	89	107	106	107	109	104	98	106	88	74	100	100	100	100	100	100	100	89	88		

Results are percentage of RDA unless stated; ¹percentage of upper limit; minFREE: maximal GHGE reduction (81.9%) achievable under the constraints of the FREE scenario; minMACRO: maximal GHGE reduction (79.9%) achievable under the constraints of the MACRO scenario; minADEQ: maximal GHGE reduction (74.0%) achievable under the constraints of the ADEQ scenario; PUFA: polyunsaturated fatty acids; SFA: saturated fatty acids

Supplemental Figure legends

Supplemental Figure 1. Mean adequacy ratio, mean excess ratio, solid energy density, diet cost and departure from the observed diet at different levels of dietary GHGE reduction in the mean observed diet (■) and the FREE (▲), MACRO (■) and ADEQ (●) modeled diets, for men.

GHGE: greenhouse gas emission; minFREE: maximal GHGE reduction (81.9%) achievable under the constraints of the FREE scenario; minMACRO: maximal GHGE reduction (79.9%) achievable under the constraints of the MACRO scenario; minADEQ: maximal GHGE reduction (74.0%) achievable under the constraints of the ADEQ scenario

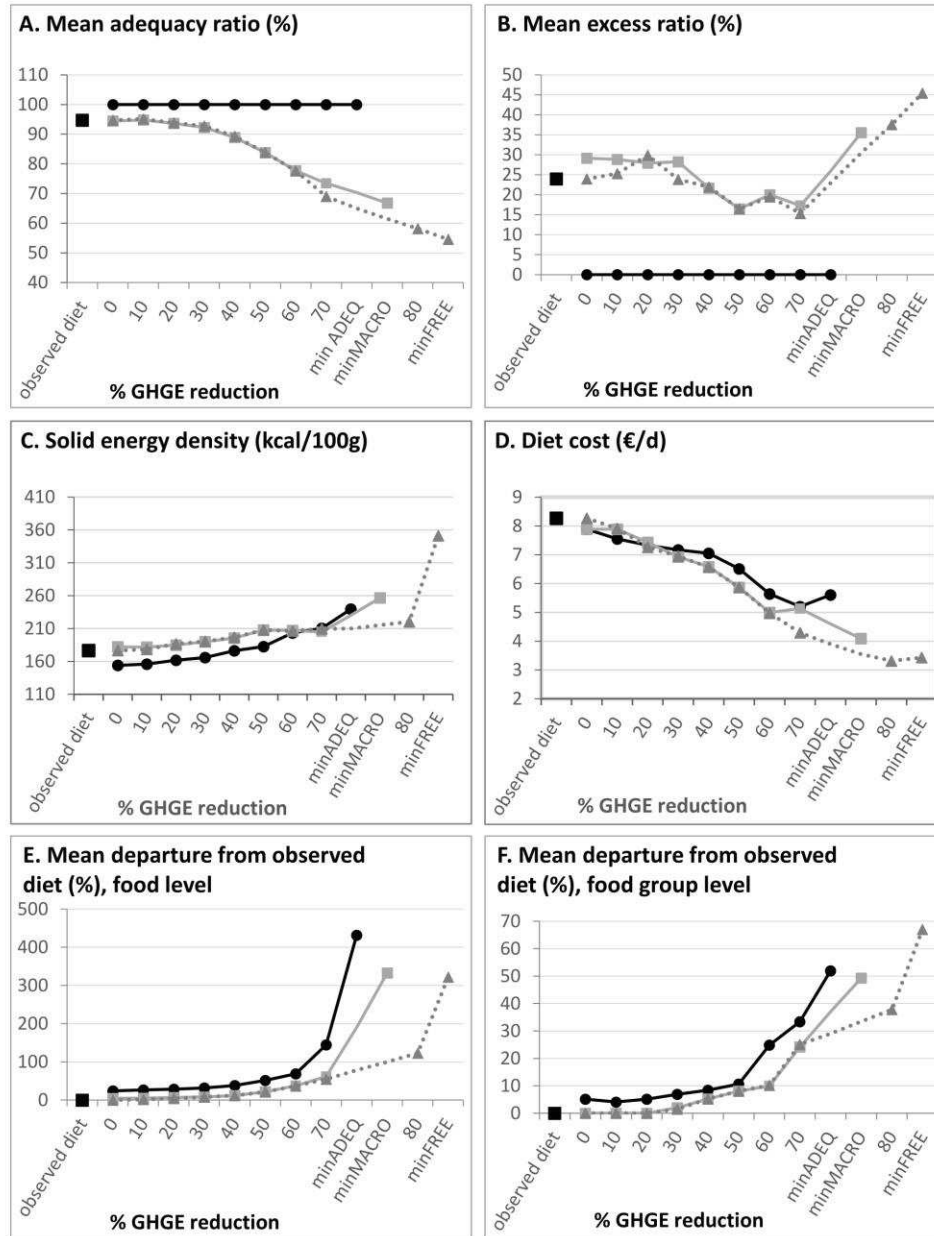
Supplemental Figure 2. Food group quantities (g/d) at different levels of dietary GHGE reduction in the mean observed diet, FREE (A), MACRO (B) and ADEQ (C) modeled diets for men.

FV: fruits and vegetables; GHGE: greenhouse gas emission; HFSS: foods high in fat/sugar/salt; MFE: meat/fish/eggs; minFREE: maximal GHGE reduction (81.9%) achievable under the constraints of the FREE scenario; minMACRO: maximal GHGE reduction (79.9%) achievable under the constraints of the MACRO scenario; minADEQ: maximal GHGE reduction (74.0%) achievable under the constraints of the ADEQ scenario

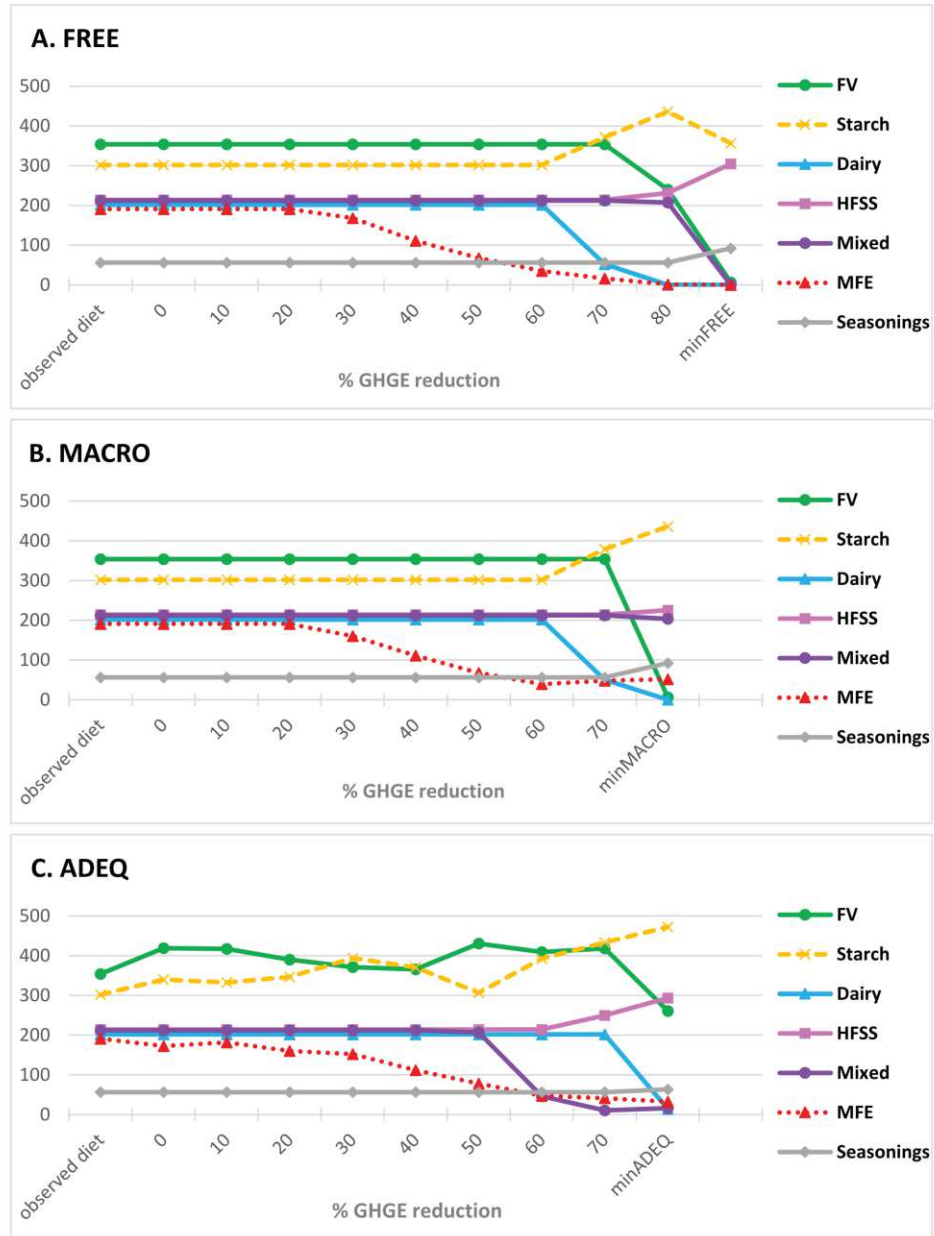
Supplemental Figure 3. Departure from sub-group quantities in the observed diet (%) for the ADEQ scenario at different levels of dietary GHGE reduction, for men.

GHGE: greenhouse gas emission; HFSS: foods high in fat/sugar/salt; min: maximal GHGE reduction (74.0%) achievable under the constraints of the ADEQ scenario.

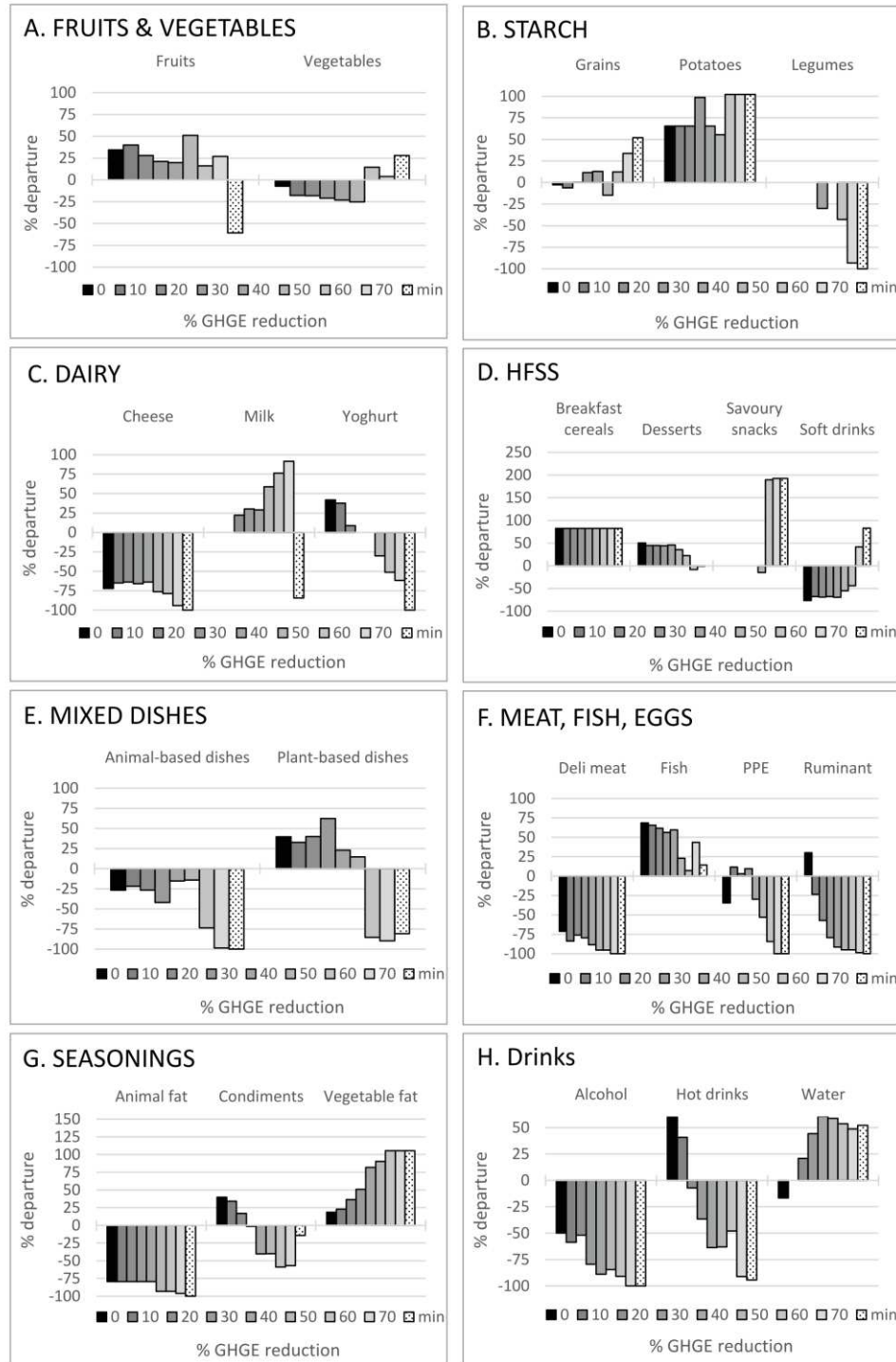
Supplemental Figure 1.



Supplemental Figure 2.



Supplemental Figure 3.



VII.2. Annexe 2 : Informations complémentaires de l'article 2

Online Supporting Material

Online Supporting Material

Supplemental Table 1: Toxicological reference values for contaminants and number of non-detected and non-quantified values along the food samples from the EAT2 study

Contaminant	TRV	Type of reference value	ND/NQ information			
			Total number of ND	Total number of NQ	Total number of quantified	Number of different items counting at least one quantified value
Aluminum	2 mg/(kgBW-wk)	PTWI (1)	207	256	854	185
Cadmium	25 µg/(kgBW-mo)	PTMI (2)	125	156	1038	188
Methylmercury ¹	1.3 µg/(kgBW-wk)	TWI (3)	1195	55	69	16
Inorganic mercury	4 µg/(kgBW-wk)	PTWI (4)				
Inorganic arsenic ²	3 µg/(kgBW-d)	BMDL _{0.5} for incidence of lung cancer (5)	190	277	852	188
Lead ³	0.63 µg/(kgBW-d)	BMDL ₁₀ for prevalence of chronic kidney disease (6)	260	450	609	172
Dioxin-like compounds ⁴	2 pg/(kgBW-d)	TDI (7)	1-321	.	253-582	66-77

Online Supporting Material

Non dioxin-like PCBs ⁵	10 ng/(kgBW-d)	TDI (8)	0 (except PCB 28: 3)	.	583 (except PCB 28: 580)	77
Deoxynivalenol + its 15- and 3-acetyl-derivatives	1 µg/(kgBW-d)	PMTDI (5)	122/296/298	42/2/1	135/1/0	41/1/0
T-2 + HT-2 toxins	100 ng/(kgBW-d)	TDI (9)	276/245	21/34	0	0
Nivalenol	1.2 µg/(kgBW-d)	TDI (10)	240	24	32	14
Aflatoxins (AFB1, AFB2, AFG1, AFG2, AFM1) ⁶ (\$)	1 ng/(kgBW-d)	Arbitrary reference dose of 1 ng/(kgBW-d) for the purposes of reporting results	246 (AFB1, AFG2)/ 247 (AFB2, AFG1)/ 196 (AFM1)	0	0 (except AFB1 and AFG2: 1)	0 (except AFB1 and AFG2: 1)
Ochratoxin A	112 ng/(kgBW-wk)	PTWI (11)	392	25	2	2
Patulin	0.4 µg/(kgBW-d)	PMTDI (12)	79	3	0	0
Zearalenone	0.25 µg/(kgBW-d)	TDI (13)	339	124	2	2
Fumonisin B1 + Fumonisin B2 ⁷	2 µg/(kgBW-d)	PMTDI (1)	29/22	16/8	7/1	6/1
Aldrin + dieldrin (\$)	100 ng/(kgBW-d)	PTDI (14)	1181/1193	0	0	0
Chlordane (\$)	0.0005 mg/(kgBW-d)	PTDI (14)	410	0	0	0
DDT 2-4 + DDT 4-4 ⁸ (\$)	0.01 mg/(kgBW-d)	PTDI (15)	980	0	0	0

Endrin (\$)	0.0002 mg/(kgBW d)	PTDI (14)	980	0	0	0
Heptachlor (\$)	0.0001 mg/(kgBW d)	TDI (16)	980	0	0	0
Hexachlorobenzene	0.17 µg/(kgBW d)	TDI (17)	1177	4	0	0
Hexachlorocyclohexane ⁹ (\$)	0.6 µg/(kgBW d)	ADI (18)	184	0	0	0
Lindane	0.005 mg/(kgBW d)	ADI (19)	1190	2	1	1
Camphchlor (\$)	0.033 µg/(kgBW d)	Reference dose (20)	510	0	0	0
Carbetamide (\$)	0.06 mg/(kgBW d)	ADI (21)	494	0	0	0
Chlorothalonil	0.015 mg/(kgBW d)	ADI (22)	1183	3	7	3
Chlorpyrifos ethyl and chlorpyrifos methyl	0.001 mg/(kgBW d)	ADI (23)	1151/1165	28/17	14/11	5/7
Deltamethrin (\$)	0.01 g/(kgBW d)	ADI (24)	1193	0	0	0
Dimethoate	0.001 mg/(kgBW d)	ADI (25)	1174	0	3	2
Diquat (\$)	0.002 mg/(kgBW d)	ADI (26)	131	0	0	0

Dithiocarbamates ¹⁰ (\$)	0.007 mg/(kgBW d)	ADI (27)	562	0	0	0
Fenpropimorph (\$)	0.003 mg/(kgBW d)	ADI (28)	527	0	0	0
Folpet	0.1 mg/(kgBW d)	ADI (29)	1192	0	1	1
Imazalil	0.025 mg/(kgBW d)	ADI (30)	1045	5	7	6
Iprodione	0.06 mg/(kgBW d)	ADI (31)	1145	2	46	12
Malathion	0.03 mg/(kgBW d)	ADI (32)	1191	2	0	0
Methomyl	0.0025 mg/(kgBW d)	ADI (33)	785	2	0	0
Phosmet	0.01 mg/(kgBW d)	ADI (34)	1184	2	7	3
Triallate (\$)	0.025 mg/(kgBW d)	ADI (35)	510	0	0	0

¹ According to the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (4), methylmercury exposure was assessed through seafood. 100% of mercury was considered as organic in seafood, and 0% in other food groups. ² Quantitative assessment of tolerable intake of organic arsenic is not possible due to a lack of data (5). Partitioning between organic and inorganic arsenic in foodstuffs was assessed through two different studies: one for seafood (36) and one for other food groups (37). ³ It is impossible to establish a health-protective PTWI (2). We used the lower of the BMDLs derived from blood level and reported in the European Food Safety Agency's opinion, *i.e.* BMDL₁₀ for prevalence of chronic kidney disease. ⁴ Quantities of [2,3,7,8-TCDD; 1,2,3,7,8-PCDD; 1,2,3,4,7,8-HCDD; 1,2,3,6,7,8-HCDD; 1,2,3,7,8,9-HCDD; 1,2,3,4,6,7,8-HCDD; OCDD] ; [2,3,7,8-TCDF; 1,2,3,7,8-PCDF; 2,3,4,7,8-PCDF; 1,2,3,4,7,8-HCDF; 1,2,3,6,7,8-HCDF; 2,3,4,6,7,8-HCDF; 1,2,3,7,8,9-HCDF; 1,2,3,4,6,7,8-HCDF; 1,2,3,4,7,8,9-HCDF; OCDF] ; [PCB77; PCB81; PCB126; PCB169; PCB105; PCB114; PCB118; PCB123; PCB156; PCB157; PCB167; PCB189]

are expressed as World Health Organization Toxic Equivalency Factors (38), which were updated in 2005 (39).⁵ PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153 and PCB 180 evaluated together as a sum.⁶ Tolerable intake cannot be established for aflatoxins (40,11). We propose an arbitrary reference dose of 1 ng/(kgBW·d) for the purposes of reporting results, given that even such a low dose is known to contribute to risk of liver cancer (41).⁷ The value is given for FB1+FB2+FB3. We did not have FB3 contamination data.⁸ Our DDT contamination data only included DDT 2-4 and DDT 4-4, but other DDT-related compounds such as dichlorodiphenyldichloroethylene should theoretically be added for exposure assessment (42).⁹ HCH was considered here as the sum of alpha, beta and delta isomers. Among them, the lowest ADI—the one selected—is the beta isomer. Gamma isomer (lindane) is considered separately.¹⁰ Priority dithiocarbamates have not been dosed individually but globally. The ADI taken into account is the lowest one (propineb).

\$ indicates contaminants that are unconstrained in NUTOX models. Mean bodyweights calculated from individual bodyweights taken from the INCA2 study (women: 62.7 kg, men: 76.3 kg) were multiplied by the values stated above and expressed on a daily basis for the models. ADI, Acceptable Daily Intake. BMDL, Benchmark Dose Level; BW, Body Weight; DDT, dichlorodiphenyltrichloroethane; EAT2, Second French total diet study; HCDD, hexachlorodibenzo-p-dioxin; HCDF, hexachlorodibenzofuran; ND, Non-Detected; NQ, Non-Quantified; OCDD, octachlorodibenzodioxin; OCDF, octachlorodibenzofuran; PCB, polychlorinated biphenyl; PCDD, polychlorinated dibenzodioxins; PCDF, polychlorinated dibenzofuran; (P)(M)TD(M), (Provisional)(Maximum) Tolerable Daily (Monthly) Intake; TCDD, tetrachlorodibenzo-p-dioxin; TCDF, tetrachlorodibenzofuran.

Supplemental Appendix: Validation of the method of food consumption data reporting

The validity of the method of reporting from 1342 to 204 food items is assessable from the nutritional standpoint by comparing the mean nutrient intakes according to both versions of consumption data. The small differences between the two intake estimations reported in Supplemental Table 2 are considered an indicator of the reliability of the reporting method to express initial food consumption data in a reduced repertoire. The least accurate nutrient intakes assessed through the 204 food items were for vitamin B-12, vitamin A, calcium and iodine.

Supplemental Table 2: Mean nutrient intakes in the INCA2 study according to original database (1342 foods) and aggregated database (204 food items)¹

Nutrient	Expressed as	Women (n=1142)		Men (n=776)	
		Original database	Aggregated database	Original database	Aggregated database
Total energy	kcal	1920	1900	2580	2550
Proteins	% lower constraint	157	156	159	159
Carbohydrates	% lower constraint	95.7	96.3	97.8	98.5
Total fat	% upper constraint	96.6	95.9	93.1	91.9
α -linolenic acid	% lower constraint	49.1	48.5	45.6	44.8
Linoleic acid	% lower constraint	131	131	120	119
EPA plus DHA	% lower constraint	47.6	46.0	55.9	53.7
Saturated fatty acids	% upper constraint	122	120	120	118
Free sugars	% upper constraint	103	103	92.9	91.3
Sodium	% upper constraint	115	121	134	140
Cholesterol	Mg	293	298	382	381
Alcohol	G	5.68	5.26	21.2	19.5
Fiber	% lower constraint	67.7	65.5	82.1	80.4
Vitamin A	% lower constraint	179	195	156	179
Thiamin	% lower constraint	101	96.6	103	105
Riboflavin	% lower constraint	106	102	118	119
Niacin	% lower constraint	152	156	158	165
Vitamin B-12	% lower constraint	216	237	279	308
Pantothenic acid	% lower constraint	94.0	93.5	121	123
Vitamin B-6	% lower constraint	104	103	108	110
Folates	% lower constraint	90.9	89.7	94.1	95.5
Ascorbic acid	% lower constraint	87.6	84.9	84.6	83.8
Vitamin D	% lower constraint	50.7	49.3	56.4	56.0
Vitamin E	% lower constraint	102	101	110	109
Zinc	% lower constraint	90.7	90.1	102	102
Selenium	% lower constraint	157	159	147	154
Potassium	% lower constraint	88.5	88.4	110	110
Phosphorus	% lower constraint	150	147	192	192
Magnesium	% lower constraint	81.2	78.6	85.9	84.7
Iodine	% lower constraint	81.4	74.6	96.8	90.5
Iron	% lower constraint	67.7	64.1	158	153
Copper	% lower constraint	97.5	100	89.2	95.5
Calcium	% lower constraint	93.6	86.0	109	104
Water	% lower constraint	109	109	95.5	95.7

¹The values of the constraints can be found in Table 1. INCA2, Second individual and national study on food consumption.

Supplemental Table 3
Supplemental Table 3: Mean dietary contaminant exposures from women's observed (OBS) and modeled (NUT and NUTOX) diets according to the three scenarios for substituting non-detected and non-quantified values (n= 500)¹.

Contaminant family	Contaminant	Lower (% TRV)			Middle (% TRV)			Upper (%TRV)		
		OBS	NUT	NUTOX	OBS	NUT	NUTOX	OBS	NUT	NUTOX
Heavy metals	Aluminum	17 ± 3.1 [*]	27 ± 6.0 [*]	17 ± 2.9 [*]	18 ± 3.0	28 ± 5.9	17 ± 2.2	19 ± 3.0 [*]	29 ± 6.0 [*]	18 ± 2.1 [*]
	Inorganic arsenic	5.2 ± 0.88 [*]	6.0 ± 1.0 [*]	5.1 ± 0.69 [*]	6.0 ± 0.75	6.9 ± 0.86	5.6 ± 0.66	6.8 ± 0.63 [*]	7.8 ± 0.71 [*]	6.5 ± 0.58 [*]
	Cadmium	22 ± 1.2 [*]	30 ± 2.6 [*]	22 ± 1.3 [*]	23 ± 1.1	31 ± 2.6	22 ± 1.2	23 ± 1.1 [*]	31 ± 2.6 [*]	23 ± 1.2 [*]
	Inorganic mercury	1.3 ± 0.92 [*]	1.6 ± 1.0 [*]	1.9 ± 0.72 [*]	19 ± 0.92	21 ± 1.0	19 ± 0.75	37 ± 0.91 [*]	39 ± 1.0 [*]	36 ± 1.1 [*]
	Methylmercury	22 ± 3.8 [*]	16 ± 4.8 [*]	20 ± 4.6 [*]	22 ± 3.8	17 ± 4.6	21 ± 4.4	22 ± 3.8 [*]	17 ± 4.4 [*]	21 ± 4.4
	Lead	33 ± 7.4 [*]	46 ± 7.1 [*]	32 ± 4.8 [*]	39 ± 7.0	52 ± 6.8	37 ± 4.5	44 ± 6.6 [*]	58 ± 6.5 [*]	43 ± 4.3 [*]
Dioxins and PCBs	Dioxin-like compounds	25 ± 1.9 [*]	40 ± 6.1 [*]	21 ± 2.5 [*]	25 ± 1.9	40 ± 6.1	22 ± 2.6	26 ± 2.0 [*]	41 ± 6.1 [*]	22 ± 2.5 [*]
	Non dioxin-like PCBs	26 ± 4.0 [*]	57 ± 14 [*]	26 ± 4.1	26 ± 4.0	57 ± 14	26 ± 4.1	26 ± 4.0 [*]	57 ± 14 [*]	26 ± 4.1
Mycotoxins	Deoxynivalenol and derivatives	37 ± 4.9 [*]	33 ± 3.8 [*]	30 ± 3.9	39 ± 4.9	35 ± 3.8	30 ± 3.5	41 ± 4.9 [*]	37 ± 3.8 [*]	34 ± 3.8 [*]
	Fumonisin B1 plus B2	0.34 ± 0.14 [*]	0.43 ± 0.14 [*]	0.42 ± 0.15 [*]	0.86 ± 0.22	1.0 ± 0.14	1.0 ± 0.16	1.4 ± 0.33 [*]	1.6 ± 0.16 [*]	1.5 ± 0.20 [*]
	Nivalenol	1.7 ± 0.64 [*]	1.4 ± 0.37 [*]	1.2 ± 0.50 [*]	2.4 ± 0.58	2.1 ± 0.30	1.8 ± 0.51	3.0 ± 0.52 [*]	2.8 ± 0.26 [*]	2.4 ± 0.49 [*]
	Ochratoxin A	1.5 ± 0.72 [*]	1.6 ± 0.48 [*]	1.9 ± 0.62 [*]	6.5 ± 0.87	7.4 ± 0.63	6.5 ± 0.82	12 ± 1.0 [*]	13 ± 0.86 [*]	11 ± 0.92 [*]
	Patulin	0.15 ± 0.25 [*]	0.17 ± 0.30 [*]	0.13 ± 0.46 [*]	2.8 ± 0.43	3.7 ± 0.51	3.0 ± 0.68	5.4 ± 0.62 [*]	7.2 ± 0.73 [*]	5.2 ± 0.54 [*]

	T2 plus HT2 toxins	8.3 ± 0.86 [*]	9.7 ± 1.3 [*]	6.6 ± 0.98 [*]	31 ± 1.4	34 ± 2.2	25 ± 2.1	53 ± 2.0 [*]	58 ± 3.1 [*]	44 ± 3.6 [*]
	Zearalenone	2.4 ± 0.11 [*]	2.5 ± 0.16 [*]	2.1 ± 0.18 [*]	6.7 ± 0.16	7.2 ± 0.24	5.8 ± 0.47	11 ± 0.21 [*]	12 ± 0.33 [*]	9.4 ± 0.57 [*]
	Aflatoxin B1 [#]	0.23 ± 0.25 [*]	0.23 ± 0.25 [*]	1.2 ± 1.5 [*]	11 ± 0.23	12 ± 0.23	11 ± 1.4	22 ± 0.21 [*]	24 ± 0.21 [*]	22 ± 1.9 [*]
	Aflatoxin B2 [#]	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	11 ± 0.0 ^a	12 ± 0.0 ^a	10 ± 0.76	22 ± 0.0 ^a	24 ± 0.0 ^a	21 ± 1.5 [*]
	Aflatoxin G1 [#]	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	11 ± 0.0 ^a	12 ± 0.0 ^a	10 ± 0.76	22 ± 0.0 ^a	24 ± 0.0 ^a	21 ± 1.5 [*]
	Aflatoxin G2 [#]	0.19 ± 0.17 [*]	0.19 ± 0.17 [*]	0.94 ± 1.0 [*]	11 ± 0.15	12 ± 0.15	11 ± 1.2	22 ± 0.13 [*]	24 ± 0.13 [*]	22 ± 1.7 [*]
	Aflatoxin M1 [#]	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	1.5 ± 0.039	1.4 ± 0.0095	1.3 ± 0.13	2.9 ± 0.078 [*]	2.7 ± 0.019 [*]	2.7 ± 0.25 [*]
POP-pesticides	Aldrin plus Dieldrin [#]	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	130 ± 0.69	140 ± 0.25	110 ± 8.2	260 ± 1.4 [*]	280 ± 0.48 [*]	230 ± 15 [*]
	Chlordane [#]	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	6.2 ± 0.059	10 ± 0.059	8.2 ± 0.68	13 ± 0.12 [*]	20 ± 0.12 [*]	16 ± 1.0 [*]
	DDT [#]	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	1.1 ± 0.0059	1.5 ± 0.0059	1.2 ± 0.062	2.3 ± 0.012 [*]	3.1 ± 0.012 [*]	2.5 ± 0.078 [*]
	Endrin [#]	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	27 ± 0.15	36 ± 0.15	28 ± 1.5	54 ± 0.30 [*]	71 ± 0.30 [*]	56 ± 1.9 [*]
	Heptachlor [#]	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	80 ± 0.29	99 ± 0.29	75 ± 5.3	160 ± 0.60 [*]	200 ± 0.60 [*]	150 ± 8.3 [*]
	Hexachloro-benzene	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	28 ± 0.25	31 ± 0.084	26 ± 1.6	57 ± 0.50 [*]	63 ± 0.17 [*]	52 ± 2.7 [*]
	Hexachloro-cyclohexane [#]	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	5.4 ± 0.0 ^a	6.2 ± 0.0 ^a	4.6 ± 0.57	11 ± 0.0 ^a	13 ± 0.0 ^a	9.6 ± 1.0 [*]
	Lindane	0.0094 ± 0.045 [*]	0.012 ± 0.060 [*]	0.013 ± 0.075 [*]	1.7 ± 0.050	2.2 ± 0.059	1.8 ± 0.098	3.4 ± 0.066 [*]	4.3 ± 0.060 [*]	3.7 ± 0.15 [*]
Non-POP pesticides	Campechlor [#]	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	15 ± 0.0 ^a	15 ± 0.0 ^a	15 ± 0.61	31 ± 0.0 ^a	29 ± 0.0 ^a	29 ± 1.1 [*]

	Carbetamide [#]	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	0.0084 ± 0.0 ^a	0.0080 ± 0.0 ^a	0.0080 ± 0.00034	0.017 ± 0.0 ^a	0.016 ± 0.0 ^a	0.016 ± 0.00059 ^a
	Chlorothalonil	0.014 ± 0.025 [*]	0.014 ± 0.024 [*]	0.035 ± 0.072 [*]	0.39 ± 0.058	0.39 ± 0.027	0.34 ± 0.056	0.76 ± 0.11 [*]	0.77 ± 0.038 [*]	0.67 ± 0.084 [*]
	Chlorpyrifos ethyl	1.4 ± 1.5 [*]	1.5 ± 1.6 [*]	2.0 ± 1.9 [*]	7.4 ± 1.5	9.0 ± 1.7	7.0 ± 1.6	14 ± 1.6 [*]	16 ± 1.7 [*]	13 ± 1.6 [*]
	Chlorpyrifos methyl	0.21 ± 0.12 [*]	0.48 ± 0.40 [*]	0.53 ± 0.41 [*]	6.4 ± 0.15	8.1 ± 0.41	6.4 ± 0.16	13 ± 0.21 [*]	16 ± 0.42 [*]	13 ± 0.23 [*]
	Deltamethrin [#]	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	1.4 ± 0.063	1.5 ± 0.018	1.3 ± 0.068	2.9 ± 0.13 [*]	2.9 ± 0.036 [*]	2.5 ± 0.11 [*]
	Dimethoate	0.83 ± 0.26 [*]	0.83 ± 0.26 [*]	0.83 ± 0.26 [*]	9.5 ± 0.85	10 ± 0.35	8.5 ± 0.83	18 ± 1.6 [*]	20 ± 0.57 [*]	16 ± 1.4 [*]
	Diquat [#]	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	0.25 ± 0.0 ^a	0.25 ± 0.0 ^a	0.26 ± 0.021	0.50 ± 0.0 ^a	0.49 ± 0.0 ^a	0.52 ± 0.038 [*]
	Dithio-carbamates [#]	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	7.7 ± 1.1	11 ± 1.59	11 ± 1.7	15 ± 2.3 [*]	22 ± 3.2 [*]	22 ± 3.2 [*]
	Fenpropimorph [#]	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	1.1 ± 0.0098	1.8 ± 0.0098	1.5 ± 0.11	2.2 ± 0.020 [*]	3.5 ± 0.020 [*]	3.0 ± 0.17 [*]
	Folpet	0.0015 ± 0.0052 [*]	0.0080 ± 0.028 [*]	0.0069 ± 0.025 [*]	0.14 ± 0.010	0.15 ± 0.028	0.13 ± 0.024	0.28 ± 0.017 [*]	0.30 ± 0.029 [*]	0.25 ± 0.029 [*]
	Imazalil	0.41 ± 0.58 [*]	0.25 ± 0.19 [*]	0.39 ± 0.49 [*]	1.8 ± 0.58	2.1 ± 0.18	2.3 ± 0.68	3.2 ± 0.57 [*]	4.0 ± 0.18 [*]	3.9 ± 0.44 [*]
	Iprodione	0.40 ± 0.43 [*]	1.0 ± 1.3 [*]	0.66 ± 0.94	0.58 ± 0.43	1.2 ± 1.3	0.68 ± 0.84	0.78 ± 0.43 [*]	1.4 ± 1.3 [*]	0.84 ± 0.82 [*]
	Malathion	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	0.29 ± 0.0032	0.30 ± 0.0016	0.24 ± 0.016	0.58 ± 0.0064 [*]	0.60 ± 0.0032 [*]	0.49 ± 0.029 [*]
	Methomyl	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	0.71 ± 0.018	0.69 ± 0.016	0.73 ± 0.038	1.4 ± 0.035 [*]	1.4 ± 0.032 [*]	1.4 ± 0.065 [*]
	Phosmet	0.050 ± 0.065 [*]	0.091 ± 0.13 [*]	0.91 ± 0.14 [*]	1.0 ± 0.057	1.1 ± 0.11	0.94 ± 0.13	2.0 ± 0.057 [*]	2.2 ± 0.10 [*]	1.8 ± 0.15 [*]
	Triallate [#]	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	0.0 ± 0.0 ^a	0.013 ± 0.0 ^a	0.012 ± 0.0 ^a	0.012 ± 0.00049	0.025 ± 0.0 ^a	0.024 ± 0.0 ^a	0.024 ± 0.00087 [*]

¹Values are means ± SDs. Lower scenario is the most optimistic while upper scenario is the most pessimistic. Results are given for women's diets only. lower, lower scenario; middle, middle scenario; NUT, modeled diet respecting nutritional constraints; NUTOX, modeled diet respecting both nutritional and toxicological constraints; OBS, observed diet; PCB, polychlorinated biphenyl; POP, persistent organic pollutant; upper, upper scenario.

Mean contaminant exposures were compared for each contaminant between middle vs. lower and middle vs. upper scenarios (OBS vs. OBS, NUT vs. NUT and NUTOX vs. NUTOX, paired *t*-tests, *n*=500 repetitions).

^{*} indicates significantly different from middle at *p*<0.05.

^a indicates a null SD (*t*-test cannot be performed). Non-null SD may occur in middle and upper scenarios in OBS diets for 100% ND contaminants that had food items for which a few samples were unanalyzed for those contaminants (substituted by 0) instead of reported as ND. Using the Benjamini-Hochberg procedure at a false discovery rate of 5%, no "false positive" was detected among significant *t*-tests among food contaminants.

[#] indicates unconstrained contaminants in NUTOX models.

Supplemental references

1. FAO/WHO. Evaluation of certain food additives and contaminants (seventy-fourth report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives). WHO Technical Report Series nr 966. 2011.
2. FAO/WHO. Evaluation of certain food additives and contaminants (seventy-third report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives). WHO Technical Report Series nr 960. 2011.
3. EFSA. Scientific opinion on the risk for public health related to the presence of mercury and methylmercury in food. EFSA J. 2012;10.
4. FAO/WHO. Seventy-second meeting. Rome, 16–25 February 2010. Summary and conclusions. 2010.
5. FAO/WHO. Evaluation of certain food additives and contaminants (seventy-second report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives). WHO Technical Report Series nr 959. 2011.
6. EFSA. Scientific opinion on lead in food. EFSA J. 2010;8.
7. Scientific Committee on Food/European Commission. Opinion of the Scientific Committee on Food on the risk assessment of dioxins and dioxin-like PCBs in food. 2001.
8. AFSSA (current ANSES). Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments relatif à l'établissement de teneurs maximales pertinentes en polychlorobiphényles qui ne sont pas de type dioxine (PCB « non dioxin-like », PCB-NDL) dans divers aliments. 2007.

9. EFSA. Scientific opinion on the risks for animal and public health related to the presence of T-2 and HT-2 toxin in food and feed. EFSA J. 2011;9.
10. EFSA. Scientific opinion on risks for animal and public health related to the presence of nivalenol in food and feed. EFSA J. 2013;11.
11. FAO/WHO. Evaluation of certain food additives and contaminants (sixty-eighth report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives). WHO Technical Report Series nr 947. 2007.
12. FAO/WHO. Evaluation of certain food additives and contaminants (forty-fourth report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives). WHO Technical Report Series nr 859. 1995.
13. EFSA. Scientific opinion on the risks for public health related to the presence of zearalenone in food. EFSA J. 2011;9.
14. FAO/WHO. Pesticide residues in food - 1994. Report of the Joint Meeting of the FAO Panel of Experts on Pesticide Residues in Food and the Environment and the WHO Expert Group on Pesticide Residues. Rome; 1994.
15. FAO/WHO. Pesticide residues in food 2000 : DDT [Internet]. 2000 [cited 2015 Feb 4]. Available from:
<http://www.inchem.org/documents/jmpr/jmpmono/v00pr03.htm>
16. UNEP/ILO/WHO. Concise International Chemical Assessment Document 70 - Heptachlor. 2006.
17. UNEP/ILO/WHO. Environment Health Criteria 195 - Hexachlorobenzene. 1997.
18. ATSDR. Toxicological profile for alpha-, beta-, gamma-, and delta-hexachlorocyclohexane. Atlanta, GA, USA; 2005.

19. FAO/WHO. Pesticide residues in food - 2002. Report of the Joint Meeting of the FAO Panel of Experts on Pesticide Residues in Food and the Environment and the WHO Expert Group on Pesticide Residues. Rome; 2002.
20. ATSDR. Technical support document for a toxaphene reference dose (RfD) as a basis for fish consumption screening values (FCSVs). Atlanta, GA, USA; 2009.
21. EFSA. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance carbetamide. EFSA J. 2010;8.
22. European Commission. Review report for the active substance chlorothalonil, finalised in the Standing Committee on the food chain and animal health at its meeting on 15 February 2005 in view of the inclusion of chlorothalonil in Annex I of Directive 91/414/EEC. SANCO/4343/200. 2006.
23. EFSA. Conclusion on the peer review of the pesticide human health risk assessment of the active substance chlorpyrifos. EFSA J. 2014;12.
24. European Commission. Review report for the active substance deltamethrin, finalised in the Standing Committee on the food chain and animal health at its meeting on 18 October 2002 in view of the inclusion of deltamethrin in Annex I of Directive 91/414/EEC. 6504/VI/99-final. 2002.
25. EFSA. Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance dimethoate. EFSA Scientific Report. 2006 Jul.
26. European Commission. Review report for the active substance diquat, finalised in the Standing Committee on plant health at its meeting on 12 December 2000 in view of the inclusion of diquat in Annex I of Directive 91/414/EEC.

- 1688/VI/97-final. 2001.
27. European Commission. Review report for the active substance propineb finalised in the Standing Committee on the food chain and animal health at its meeting on 3 December 2002 in view of the inclusion of propineb in Annex I of Directive 91/414/EEC. SANCO/7574/VI/97-final. 2003.
 28. EFSA. Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance fenpropimorph. EFSA Scientific Report. 2008 Jul.
 29. EFSA. Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance folpet. EFSA Scientific Report. 2009 Aug.
 30. EFSA. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance imazalil. EFSA J. 2010;8.
 31. FAO/WHO. Pesticide residues in food - 1995. Report of the Joint Meeting of the FAO Panel of Experts on Pesticide Residues in Food and the Environment and WHO Toxicological and Environmental Core Assessment. 1995.
 32. European Commission. Review report for the active substance malathion, finalised in the Standing Committee on the food chain and animal health at its meeting on 22 January 2010 in view of the inclusion of malathion in Annex I of Directive 91/414/EEC. SANCO/10668/2009-final. 2010.
 33. EFSA. Conclusion on pesticide peer review regarding the risk assessment of the active substance methomyl. EFSA Scientific Report. 2009 Apr.
 34. EFSA. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance phosmet. EFSA J. 2011;9.
 35. EFSA. Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment

- of the active substance tri-allyl. EFSA Sci Rep. 2009;181, 1-100.
36. Sirot V, Guérin T, Volatier J-L, Leblanc J-C. Dietary exposure and biomarkers of arsenic in consumers of fish and shellfish from France. *Sci Total Environ.* 2009;407:1875–85.
 37. Yost LJ, Tao S-H, Egan SK, Barraj LM, Smith KM, Tsuji JS, Lowney YW, Schoof RA, Rachman NJ. Estimation of dietary intake of inorganic arsenic in U.S. children. *Hum Ecol Risk Assess An Int J.* Taylor & Francis Group; 2004;10:473–83.
 38. Van den Berg M, Birnbaum L, Bosveld AT, Brunström B, Cook P, Feeley M, Giesy JP, Hanberg A, Hasegawa R, Kennedy SW, et al. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environ Health Perspect.* 1998;106:775–92.
 39. Van den Berg M, Birnbaum LS, Denison M, De Vito M, Farland W, Feeley M, Fiedler H, Hakansson H, Hanberg A, Haws L, et al. The 2005 World Health Organization reevaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. *Toxicol Sci.* 2006;93:223–41.
 40. EFSA. Opinion of the scientific panel on contaminants in the food chain on a request from the Commission related to the potential increase of consumer health risk by a possible increase of the existing maximum levels for aflatoxins in almonds, hazelnuts and pistachios and derived products. *EFSA J.* 2007;446:1–127.
 41. Scientific Committee on Food/European Commission. Opinion on aflatoxins, ochratoxin A and patulin (Reports of the Scientific Committee for food, thirty-fifth series). 1996.

42. EFSA. Opinion of the scientific panel on contaminants in the food chain related to DDT as an undesirable substance in animal feed. EFSA J. 2006;433 :1-69.

Résumé

Les choix alimentaires constituent un des leviers majeurs dans la réalisation d'objectifs d'amélioration portant sur chacune des dimensions de l'alimentation durable, en particulier pour i) réduire l'impact environnemental de l'alimentation, ii) atteindre l'adéquation nutritionnelle, iii) de façon culturellement acceptable et iv) économiquement abordable.

L'objectif de cette thèse était de préciser les relations entre la nutrition, trop souvent négligée, et les autres dimensions de la durabilité de l'alimentation, tout en progressant dans l'identification de choix alimentaires plus durables.

Aborder la dimension nutrition par la seule considération du respect des apports nutritionnels conseillés semble réducteur. Une adéquation nutritionnelle complète doit intégrer la notion de biodisponibilité des nutriments ainsi que les aspects toxicologiques de l'alimentation. Les produits animaux ayant des profils toxicologiques différents des produits végétaux et des biodisponibilités meilleures pour certains nutriments, ils ont reçu une attention particulière tout au long de ce travail. Les travaux ici présentés ont fait appel à plusieurs approches : modélisation de rations alimentaires, épidémiologie descriptive et construction de base de données.

Dans le contexte français de consommations alimentaires diversifiées, quatre résultats principaux ont été obtenus. Premièrement, il est possible de réduire l'impact environnemental alimentaire de 30% tout en respectant les recommandations nutritionnelles et sans augmenter le coût de la ration quotidienne. Les principaux changements alimentaires identifiés dans ce contexte sont la réduction de la viande (notamment de ruminant), l'augmentation des fruits et légumes et des féculents. Deuxièmement, il a été mis en évidence l'importance de préciser les recommandations alimentaires en vue de prendre en compte les expositions aux contaminants alimentaires. Il a ensuite été confirmé qu'une réduction des quantités de viande consommées est nécessaire, même lorsque la biodisponibilité de plusieurs nutriments clef est prise en compte. Cependant, le fer a été identifié comme devant faire l'objet d'une attention particulière pour les femmes. Enfin, une base de données multidimensionnelle qui permettra de poursuivre et élargir l'étude des choix alimentaires durables a été mise au point.

Dans la mesure où la nutrition est abordée dans sa complexité et en lien avec toutes les autres dimensions de la durabilité, cette thèse présente une avancée dans la réflexion sur les pistes à suivre et les écueils à éviter afin de tendre vers une alimentation plus durable.

Abstract

Dietary choices are one of the main levers to reach sustainability objectives related to each of the sustainable diets' dimensions in order to i) reduce the environmental impact of the diet, ii) reach nutritional adequacy iii) while being culturally acceptable and iv) economically affordable.

The objective of this thesis was to clarify the relationships between nutrition, a dimension too often overlooked, and other dimensions of diet sustainability, while moving toward the identification of more sustainable food choices.

Approaching nutrition dimension through the sole consideration of the fulfillment of recommended dietary allowances seems reductive. Actually, nutritional adequacy must integrate the concept of nutrient bioavailability and toxicological issues. Animal-source foods having different toxicological profiles than plant-source foods and presenting a better bioavailability for some nutrients, they received throughout this work a special focus. The studies presented here used different methodologies: diet modelling, descriptive epidemiology and database conception.

In the French context of diversified diets, four main results have been obtained. First, it is possible to reduce the dietary environmental impact of 30% while meeting nutritional recommendations and without increasing the daily diet cost. The main dietary changes identified to reach those goals are a decrease of meat quantities (especially ruminant meat), an increase of fruit and vegetables and starches. Secondly, the importance of refining dietary guidelines to maintain food contaminant exposure at an acceptable level has been highlighted. Then, it has been confirmed that a reduction of meat consumption is necessary, even when the bioavailability of several key nutrients is accounted for. However, iron has been identified as deserving special attention for women. Lastly, a multidimensional database was created, which will enable to enlarge and deepen the study of sustainable dietary choices.

Because nutrition has been here treated in its complexity and in relation with all other sustainability dimensions, this thesis represents a step forward in the reflection of the directions to take and the drawbacks to avoid in order to move towards more sustainable diets.