



---

**Master 2 Santé publique – Parcours METEORES**

Promotion : **2024-2025**

Date du Jury : **11 et 12 Septembre 2025**

---

# **Les indicateurs composites : outils d'analyse des inégalités sociales et environnementales de santé en France métropolitaine**

---

**< Chloé FAVIER >**



---

## R e m e r c i e m e n t s

---

Je tiens tout d'abord à exprimer ma profonde gratitude à mes référents de stage, Mme Virginie CHASLES (Professeur de géographie) et M. Lény GRASSOT (PhD en géomatique), pour leur accompagnement, leurs précieux conseils et leur encadrement tout au long de ce stage. Leur disponibilité et leurs orientations ont été déterminantes dans mes prises de décisions au cours de ce travail.

Mes remerciements s'adressent également à l'équipe TESTI'Life du Département Prévention Cancer Environnement du Centre Léon Bérard, en particulier à Mme Astrid COSTE et Mme Juliette CHAUVIN pour leur accompagnement, leur enseignement et leur aide sur les outils statistiques et méthodologiques liés à l'étude du FDep, ainsi qu'à Mme Anabelle SUEUR pour son savoir et son expertise sur les différents sujets abordés.

Je souhaite aussi remercier les équipes des laboratoires Département Prévention Cancer Environnement du Centre Léon Bérard de Lyon et Environnement Ville Santé de Saint-Étienne, pour leur accueil chaleureux et bienveillant, qui m'a permis de travailler dans un cadre stimulant.

Mes remerciements vont également à Mme Cindy PADILLA, référente pédagogique, pour le temps qu'elle m'a consacré, son accompagnement et ses conseils dans la réflexion et la rédaction de ce mémoire.

Je remercie également M. Phillippe GLORENNEC et M. Pierre LE CANN, référents pédagogiques, pour leur accompagnement et leur soutien tout au long de cette année scolaire.

Enfin, j'exprime toute ma gratitude à ma famille et à mes amis, pour leur soutien et leur encouragement dans ce processus de réflexion et d'apprentissage tout au long de l'année.



---

## Sommaire

---

Introduction .....	1
1. Contexte.....	2
1.1 Les inégalités sociales de santé .....	2
1.1.1 Première approche de la santé : .....	2
1.1.2 Les déterminants de la santé : .....	2
1.1.3 Les inégalités sociales de santé :.....	4
1.2 Les inégalités environnementales.....	5
1.2.1 Deuxième approche de la santé :.....	5
1.2.2 Les expositions environnementales :.....	7
1.3 Indicateurs simples et indicateurs composites .....	11
2. Objectifs .....	12
2.1 Cadre du stage .....	12
2.2 Objectif général.....	13
2.3 Objectifs spécifiques.....	13
3. Revue de la littérature et <i>scoping review</i> des indicateurs sociaux et environnementaux	13
4. Choix des indicateurs .....	14
4.1 Justification du FDep .....	14
4.1.1 Présentation : .....	14
4.1.2 Justification : .....	15
4.2 CORINE Land Cover .....	15
4.2.1 Présentation : .....	15
4.2.2 Les indicateurs dérivés du CLC :.....	16
4.2.3 Justification : .....	17
4.3 Les incinérateurs d'ordures ménagères .....	17
4.3.1 Présentation : .....	17
4.3.2 Justification : .....	18
5. Méthodologie : création d'un indicateur composite et analyses comparatives .....	19
5.1 Création de l'indicateur composite d'espaces verts accessibles au public .....	19
5.1.1 Objectif : .....	19

5.1.2	Justification du choix de la base de données :	20
5.1.3	Choix des classes du CLC :	20
5.1.4	Construction de l'indicateur composite :	22
5.1.5	Création des quintiles :	23
5.1.6	Limites de l'indicateur composite d'espaces verts accessibles au public :	23
5.2	Méthodologie des analyses statistiques : ratios standardisés de mortalité (SMR) et régressions de Poisson	24
5.2.1	Indicateur composite de désavantage social :	24
5.2.2	Indicateur composite d'espaces verts accessibles au public :	28
5.2.3	Indicateur simple de défaveur environnementale, les usines d'incinérations d'ordures ménagères :	30
6.	Résultats	32
6.1	French Deprivation Index : FDep	33
6.1.1	Analyse par années :	33
6.1.2	Analyse par quintile :	34
6.2	Indicateur composite d'espaces verts accessibles au public	35
6.2.1	Analyse du score continu par années :	35
6.2.2	Analyse par quintiles : référence Q5 :	36
6.3	Défaveur environnementale : Les Usines d'Incineration d'Ordures Ménagères	37
6.3.1	Analyse binaire (présence d'UIOM) :	37
6.3.2	Analyse du taux d'intensité dioxine :	39
7.	Discussion	40
7.1	Mise en perspective des résultats avec la littérature	41
7.2	Limites	44
7.3	Perspective recommandation	47
7.4	Santé publique et environnement : Le rôle des indicateurs en Santé Publique	48
	Conclusion	50
	Bibliographie	51
	Liste des annexes	62

---

## Liste des sigles utilisés

---

ACP : Analyse en composante principale

AVC : Accident Vasculaire Cérébral

BPCO : Broncho-Pneumopathie Chronique Obstructive

CLC : CORINE Land Cover

CépiDc : Centre d'épidémiologie sur les causes médicales de décès

COV : Composés Organiques Volatils

DDS : Déterminants De la Santé

DPCE : Département Prévention Cancer Environnement

FDep : French Deprivation Index

FEDI : French European Deprivation Index

HAP : hydrocarbures aromatiques polycycliques

ICPE : Installation Classée pour la Protection de l'Environnement

IGN : Institut National de l'Information Géographique et forestière

INSEE : Institut National de la Statistique et des Études Économiques

ISS : Inégalités sanitaire et sociale

NDVI : Normalized Difference Vegetation Index

OCDE : Organisation de Coopération et de Développement Économiques

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

PFCA : Acides Perfluorocarboxyliques

PM : Particulate Matter

PNSE : Plan National de Santé Environnement

POP : Polluants Organiques Persistants

SIRR : Standardized Incidence Relative Ratio

SMR : Standardized Mortality Ratio

UIOM : Usine d'Incinération d'Ordures Ménagères

## Introduction

La santé d'une personne est influencée par de nombreux facteurs, appelés déterminants de la santé. Bien qu'ils soient souvent étudiés séparément, ces déterminants interagissent de manière complexe et cumulative tout au long de la vie. Parmi eux, les déterminants sociaux et environnementaux tiennent une place importante, en raison de leurs effets aussi bien psychologiques que physiques sur les populations.

Par ailleurs, ces interactions et ces impacts peuvent être source d'inégalités sociales et environnementales de santé. Dans le champ de la recherche en santé publique, ces inégalités sont de plus en plus reconnues comme des injustices majeures pour la population, révélant des disparités territoriales profondes et persistantes. Celles-ci ne se limitent pas seulement aux différences de conditions de vie, mais traduisent des mécanismes structurels d'exclusion, d'exposition différenciée aux nuisances, ou encore d'accès inégal aux ressources bénéfiques pour la santé. Bien que ces dimensions aient longtemps été analysées séparément, une approche combinée apparaît aujourd'hui essentielle pour mieux comprendre les dynamiques territoriales de la santé. C'est donc dans cette perspective que s'inscrit ce mémoire, en proposant une lecture croisée des inégalités sociales et environnementales à travers des indicateurs simples et composites, mobilisés à l'échelle des communes sur la métropole française.

Ces indicateurs constituent des outils méthodologiques permettant de caractériser les territoires selon leurs niveaux de défaveur sociale ou environnementale. Ce travail mobilise trois indicateurs :

- Le FDep, un indicateur composite de désavantage social,
- Les usines d'incinération d'ordures ménagères (UIOM), utilisées comme indicateur simple de défaveur environnementale,
- Un indicateur composite de végétalisation, basé sur l'accessibilité aux espaces verts publics, mobilisé comme proxy de bénéfice environnemental.

L'objectif est d'analyser conjointement et séparément ces dimensions, afin de mieux comprendre leur distribution dans les communes, leur éventuelle corrélation, et leur capacité à caractériser les différences spatio-temporelles de mortalité standardisée, utilisée comme proxy de santé. Ce mémoire s'articule autour de cinq axes principaux, allant du cadre théorique à l'analyse des résultats, pour proposer une approche croisée des inégalités socio-environnementales de santé.

# 1. Contexte

## 1.1 Les inégalités sociales de santé

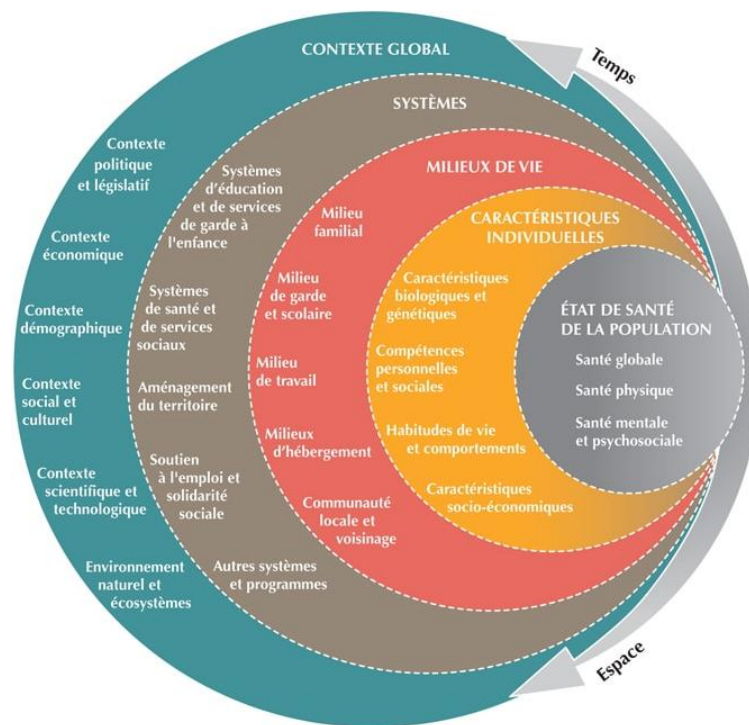
### 1.1.1 Première approche de la santé :

La santé renvoie à « un état de complet bien-être physique, mental et social et ne consistant pas seulement en une absence de maladie ou d'infirmité » (OMS, 1946). Cette définition, datant de 1946, introduit une conception globale et multidimensionnelle de la santé. Elle prend en compte, en plus des aspects physiques, les dimensions sociales et psychiques de l'être humain. La dimension sociale fait référence aux conditions de vie, au statut socio-économique, ainsi qu'à la possibilité d'agir sur son environnement. Ici, la santé ne se limite plus à la seule absence de maladie, mais devient indissociable de l'environnement dans lequel les individus évoluent.

### 1.1.2 Les déterminants de la santé :

La santé résulte d'interactions complexes et interdépendantes, pouvant engendrer d'importantes inégalités. Afin de comprendre et de mettre en évidence ces interactions, nous pouvons nous appuyer sur les déterminants sociaux de la santé. Ceux-ci sont définis comme « les circonstances dans lesquelles les individus naissent, grandissent, vivent, travaillent et vieillissent, ainsi que les systèmes mis en place pour faire face à la maladie ». Ils résultent de dynamiques politiques, sociales ou encore économiques (DREES & Santé Publique France, 2017).

Une synthèse du cadre conceptuel de la santé et de ses déterminants, réalisée par la Direction générale de la santé publique du ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec, sera utilisée afin d'illustrer ces propos. Cette synthèse aborde un modèle clair, multidimensionnel et structuré des déterminants de la santé, notamment grâce à un schéma regroupant visuellement les différentes interactions de ces déterminants. Cette « carte de la santé et de ses déterminants » intègre plusieurs champs, tels que « les caractéristiques individuelles, les milieux de vie, les systèmes ou encore le contexte global ».



**Figure 1 :** Carte de la santé et de ses déterminants (Ministère de la santé et des services sociaux et al., 2012)

Ce schéma met en évidence deux dimensions importantes : le temps et l'espace. En effet, les déterminants de la santé évoluent dans le temps et varient selon les contextes territoriaux. En perpétuelle interaction, ces déterminants peuvent impacter positivement ou négativement le bien-être et la santé de la population. Les différents cercles représentent des niveaux de proximité variables vis-à-vis de l'individu, ici représenté par « l'état de santé de la population ». Les « caractéristiques individuelles » (génétique, comportements, compétences) sont les plus proches de la personne, tandis que le « contexte global » (politique, environnement, économie) est plus éloigné. Cette distance représente la capacité de l'individu à pouvoir interagir directement sur ces facteurs. Cette perspective reflète une conception générale de la santé, fondée sur l'interaction et l'interdépendance des multiples groupes de déterminants.

Toutefois, chaque déterminant reste dépendant des autres. En effet, chacun occupe une place importante dans le développement et l'état de santé individuel. Il est nécessaire d'adopter une approche interdisciplinaire pour comprendre les déterminants sanitaires et sociaux.

Les caractéristiques individuelles comprennent de nombreux facteurs relevant de la sphère sociale tels que les compétences personnelles, ou encore les caractéristiques socio-économiques. Cependant d'autres déterminants regroupent des facteurs sociaux, mais également environnementaux. Le milieu de vie est défini comme les où l'individu sera amené à interagir tout au long de sa vie. Ils comportent plusieurs distinctions, telles que le

milieu familial (jouant un rôle sur le développement cognitif et social) le milieu de garde (pouvant impacter les aspects sociaux et environnementaux de l'individu) et d'autres milieux. Ces différents espaces de socialisation et d'exposition mettent en avant l'interdépendance des déterminants sociaux et environnementaux. Concernant la catégorie des systèmes, celle-ci correspond aux principaux systèmes administrés par l'État et ses partenaires (systèmes éducatifs, de sanitaire, et de programme). Cette catégorie reflète l'articulation entre environnement et social à travers l'intervention de systèmes éducatifs et de prise en charge, et du bâtiment et l'environnement extérieurs, notamment liée à l'aménagement du territoire. Et enfin, la dernière catégorie correspond au contexte global, regroupant un ensemble de facteurs structurels tels que les contextes politique et législatif, économique, démographique ou encore social et culturel, soulignant l'interaction des facteurs sociaux et environnementaux dans les groupes de déterminants (*Déterminants de la santé* | INSPQ, s. d.; Ministère de la santé et des services sociaux et al., 2012).

Ainsi, les dimensions sociales et environnementales apparaissent comme transversales, intervenant dans l'ensemble des niveaux du schéma.

### **1.1.3 Les inégalités sociales de santé :**

L'influence de ces facteurs peut créer plusieurs contrastes et inégalités en fonction des individus.

Selon Santé publique France, les inégalités sociales de santé (ISS) sont « des différences importantes et systématiques dans l'état de santé observées entre des groupes sociaux. Ces inégalités ne sont pas dues au hasard ou à des facteurs biologiques, mais sont construites par la société et reflètent des injustices dans la répartition des ressources et des opportunités. Elles sont socialement construites et peuvent se manifester selon des caractéristiques (sexe et orientation sexuelle...) ou un gradient social (écarts de revenus, niveau d'éducation, profession...). Elles sont le produit de conditions de vie inéquitables, où certains groupes ont moins accès au système de santé, à l'éducation, à un logement décent, à un emploi sécurisé ou à un environnement sain. » (Santé Publique France, 2024). Plusieurs notions peuvent caractériser les ISS, telles que le gradient social, l'environnement ou encore l'injustice. Celles-ci peuvent constituer un socle conceptuel pour l'analyse des ISS.

Le gradient social peut être défini comme une diminution linéaire ou progressive de la santé liée à une diminution du rang social (Whitehead & Dahlgren, 2006). Cette décroissance sociale met en évidence une injustice structurelle des déterminants de la santé, car elle ne concerne pas seulement les plus démunis, mais touche l'ensemble des catégories sociales.

Ce gradient social illustre également l'inégale répartition des déterminants sociaux de la santé, tels que le niveau de vie, l'emploi, le revenu ou encore le cadre de vie et l'environnement. Nous pouvons voir ici qu'il ne s'agit pas d'un effet individuel, mais que cela découle d'un effet global. Les ISS ne sont alors pas des anomalies ponctuelles, mais des conséquences de la structure sociale (Marmot, 2017; Whitehead & Dahlgren, 2006).

Selon la théorie de la justice de Rawls, une société est juste lorsqu'aucune distinction arbitraire n'est faite entre les individus dans l'attribution de leurs droits et de leurs responsabilités fondamentales quel que soit leur statut social (Rawls, 1999). Cependant, le gradient social met en évidence l'idée que les ISS peuvent être considérées comme une injustice sociale, dans la mesure où elles résultent de mécanismes évitables. Elles reflètent la notion d'injustice structurelle à travers les conditions de vie, de travail et d'habitation, qui sont distribuées de manière inéquitable au sein de la population.

Toutes ces approches mettent en évidence l'interdépendance des Déterminants Sociaux de la Santé (DDS), participant ainsi à la création des ISS. Ces inégalités entraînent également des répercussions environnementales, en effet, les populations les plus précaires sont plus amenées à habiter dans des territoires dits défavorisés ou moins favorables à la santé, caractérisés par des multi-expositions ou des nuisances environnementales. Cela correspond à la notion de ségrégation spatiale, qui s'exprime à travers diverses inégalités territoriales et environnementales souvent cumulées (Combes et al., 2020). Cette dynamique sociale et territoriale contribue à renforcer les injustices sociales et les inégalités environnementales.

## **1.2 Les inégalités environnementales**

### **1.2.1 Deuxième approche de la santé :**

Pour l'OMS, la santé environnementale « comprend les aspects de la santé humaine, y compris la qualité de la vie, déterminés par les facteurs physiques, chimiques, biologiques, sociaux, psychosociaux et esthétiques de notre environnement. Elle concerne aussi la politique et les pratiques de gestion, de résorption, de contrôle et de prévention des facteurs environnementaux susceptibles d'affecter la santé des générations actuelles et futures. » (Santé publique France, 2022). Cette approche permet de prendre en compte les composantes de l'environnement dans la santé de la population et offre une définition plus large et pluridisciplinaire de la santé et de l'environnement. Il est important, ici, de considérer l'environnement comme un déterminant à part entière et structurel de la santé.

Cette définition de la santé environnementale prend en compte non seulement les expositions physiques ou chimiques, mais également les contextes sociaux dans lesquels elles surviennent. Cependant, ces contextes sont profondément marqués par des inégalités sociales et territoriales, pouvant exposer certaines populations à des environnements plus dégradés que d'autres. C'est dans cette perspective qu'émerge le concept de « justice environnementale », proposant une lecture politique et éthique des rapports entre santé, environnement et social.

La justice environnementale fait référence à la privation de liberté, engendrant des inégalités dans le domaine environnemental. Elle constitue une « réflexion sur la répartition des risques et des charges dans des domaines comme l'exposition à telle ou telle nuisance », tels que les risques sanitaires, la qualité de l'eau ou encore l'alimentation (Grange, 2012).

Cette thématique de justice environnementale a beaucoup été développée aux États-Unis dans les années 1980. Ce n'est que dans les années 2000 qu'elle a été introduite en Europe et, à ce jour, la justice environnementale est en cours de développement en France. Cependant, elle est largement reconnue dans le domaine scientifique et de la Santé Publique, elle permet ainsi, d'offrir « une nouvelle approche basée sur les inégalités environnementales » (Deguen & Kihal-Talantikite, 2022; Grange, 2012). La notion « d'inégalités environnementales » peut être définie comme « la surexposition de certaines populations à des facteurs de risques environnementaux susceptibles de produire des effets sur la santé » (INERIS, s. d.-b).

Aujourd'hui, et partout dans le monde, l'exacerbation de la crise climatique et l'intensification des pollutions environnementales mettent en avant de nombreux défis socio-écologiques complexes (Cobs-Muñoz & Westerholt, 2025). Les déterminants environnementaux et socio-économiques sont étroitement liés et indissociables dans la prise en compte des inégalités socio-environnementales. Ces inégalités environnementales sont renforcées par les ressources socio-économiques de la population. En effet, il est reconnu que certaines classes sociales défavorisées sont plus vulnérables quant à leurs conditions de vie et notamment de logement, cumulant des expositions néfastes liées à leur situation géographique (proximité industrielle, manque d'espaces verts...) (Cobs-Muñoz & Westerholt, 2025; Grange, 2012; Pearce et al., 2010).

Cependant, ces nuisances environnementales ne sont pas réparties de manière égale au sein de la population. De nombreuses études ont mis en avant le fait que les personnes les plus défavorisées sont souvent plus vulnérables et touchées face aux facteurs environnementaux. Ces expositions, lorsqu'elles se superposent aux vulnérabilités

sociales, peuvent engendrer des effets sanitaires cumulatifs, renforçant ainsi les inégalités de santé. C'est dans cette perspective que se pose la question des inégalités cumulatives, croisant dimensions environnementale et sociale.

Outre les expositions environnementales, l'accès aux aménités environnementales, telles que la végétalisation peut être bénéfique pour la santé.

### **1.2.2 Les expositions environnementales :**

#### **A) La végétalisation :**

Certaines expositions peuvent avoir un impact négatif sur la santé ; cependant, d'autres, telles que la végétalisation, peuvent permettre d'améliorer la santé physique mais aussi psychologique de la population.

Face aux enjeux du changement climatique et de l'artificialisation des sols, plusieurs cadres réglementaires nationaux ou européens encouragent la végétalisation des espaces urbains, tel que la loi portant sur la lutte contre le dérèglement climatique et le renforcement de la résilience face à ses effets (Légifrance, 2021) ; La Stratégie nationale pour la biodiversité 2030, visant à restaurer les écosystèmes, à réduire les pressions qui pèsent sur la biodiversité (Ministère de la Transition écologique, s. d.), ou encore Le Plan national santé environnement 4 (PNSE4), qui s'intègre parfaitement dans la prise en compte de la biodiversité sur la santé de la population, grâce à plusieurs axes liée aux expositions environnementale (Céline.M & DGS, 2023). La biodiversité, objectif majeur en santé publique, a plusieurs bienfaits sur la santé humaine. En effet, la littérature scientifique met en avant une corrélation entre bien-être, amélioration de la santé et végétalisation.

Plusieurs études ont montré que les parcs ou les arbres pouvaient être associés à une meilleure santé mentale. Certains neuroscientifiques soutiennent que l'exposition à la végétalisation urbaine, lors des différents stades de la vie, peut produire une adaptation cérébrale et ainsi avoir un impact positif sur les parties régulatrices du stress ou du comportement (Sander et al., 2025).

Bien que la végétalisation ait de nombreux bienfaits sur la santé mentale, celle-ci offre également des bénéfices concernant les maladies chroniques et pathologies cardiovasculaires. Selon plusieurs études, la présence de végétalisation réduirait considérablement les risques de maladies cardiovasculaires avec notamment une diminution significative de l'hypertension artérielle liée à la densité du feuillage des arbres, mais également la réduction de risque d'infarctus du myocarde, des maladies coronariennes, de l'insuffisance cardiaque et de la fibrillation auriculaire (R. Yeager et al.,

2024; R. A. Yeager et al., 2020). Vivre dans des zones à forte végétalisation favoriserait une bonne santé cardiovasculaire et réduirait ainsi la mortalité. Celle-ci pourrait permettre une diminution de 2 à 3 % des décès liés aux pathologies cardiovasculaires, ainsi qu'une diminution de 2 % de la mortalité due à une maladie cardiaque ischémique et à une maladie cérébrovasculaire (type accident vasculaire cérébral, AVC) (Keith et al., 2024).

Certaines études montrent une diminution significative de la mortalité toutes causes confondues liée à la végétalisation (Klompaker et al., 2021). Cependant, toutes ne présentent pas de significativité dans leurs résultats (Cao et al., 2025; Keith et al., 2024). On retrouve alors des résultats contrastés selon les différents types de mortalité étudiés, avec des résultats significatifs entre la mortalité cardiovasculaire et les espaces verts, et des résultats non significatifs entre la mortalité toutes causes confondues et la végétalisation (Keith et al., 2024).

Ce contraste souligne la nécessité d'approfondir les relations entre la végétalisation et la mortalité toutes causes confondues, permettant ainsi de mieux comprendre les interactions et les mécanismes des conditions environnementales et des facteurs sociodémographiques qui déterminent l'impact des espaces verts sur la santé publique.

Outre le fait que la végétalisation impacte positivement la santé de la population, elle améliore également la qualité environnementale des territoires. La végétalisation urbaine joue un rôle clé dans la réduction de la pollution atmosphérique, notamment grâce à l'action des arbres. Ceux-ci permettent d'absorber ou de moduler la concentration de plusieurs polluants présents dans l'air, tels que les particules fines (PM), l'ozone, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les acides perfluorocarboxyliques (PFCA) ainsi que le dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>), contribuant ainsi à une amélioration notable de la qualité de l'air. Les arbres, grâce à leurs spécificités et caractéristiques, peuvent par ailleurs atténuer le bruit, comme certaines barrières d'arbres implantées en bord de route, ou encore diminuer la pollution lumineuse et ainsi réduire le stress lié à ses facteurs. La végétalisation peut en outre réduire les fortes chaleurs grâce à ses propriétés, et ainsi modérer les îlots de chaleur causés par une forte urbanisation (Keith et al., 2024; Quaranta et al., 2021; R. A. Yeager et al., 2020).

Les bénéfices de la végétalisation urbaine ne se limitent pas à des effets environnementaux ou sanitaires pris isolément, ils ont aussi un impact social important. La présence d'espaces verts favorise l'activité physique, renforce les liens sociaux et le sentiment d'appartenance. Cela montre à quel point les dimensions environnementales et sociales de la santé sont

étroitement liées et souligne le rôle que peut jouer la nature en ville dans l'amélioration du bien-être global des populations.

La végétalisation permet d'apporter de nombreux bénéfices pour la santé de la population et pour la qualité environnementale des territoires, tandis qu'à l'inverse, d'autres facteurs exercent un impact délétère, parmi eux, la pollution de l'air. Elle constitue aujourd'hui un enjeu majeur de Santé Publique, en raison de ses multiples effets sanitaires ainsi que de ses impacts environnementaux et sociaux.

## B) La pollution de l'air

Certains facteurs environnementaux ont un impact délétère sur la santé. La pollution de l'air en fait partie et représente aujourd'hui l'un des risques majeurs pour la Santé Publique, avec des conséquences sur la mortalité, la morbidité et l'environnement.

La pollution de l'air est liée à différents types de polluants. Elle peut être d'origine chimique, avec « les particules, l'ozone, le dioxyde et les oxydes d'azote, le dioxyde de soufre, les métaux (arsenic, plomb), certains composés organiques volatils (COV) comme le butane, l'éthanol ou le benzène, ou encore des hydrocarbures (hydrocarbures aromatiques polycycliques ; HAP) présents dans le charbon, le pétrole, ou provenant de la combustion des carburants ou du bois ». Elle peut également être d'origine biologique, comme le pollen ou les moisissures. Les polluants atmosphériques peuvent avoir une origine naturelle (vents de sable sahariens, érosion des sols, éruptions volcaniques, feux de végétation), mais la pollution provient majoritairement des activités humaines telles que l'industrie, les transports, le secteur résidentiel, ou encore l'agriculture et la sylviculture (Ministère du Travail, de la Santé, des Solidarités et des Familles, 2022).

Chaque molécule a un impact sur la santé de la population. Certaines peuvent induire des effets ponctuels, tels que des irritations, de la toux, des céphalées, mais aussi des brûlures oculaires ou respiratoires. Ces polluants peuvent également entraîner des effets chroniques, tels que l'asthme, des pathologies respiratoires ou cardiovasculaires (AVC, hypertension...), ou encore favoriser et aggraver une bronchopneumopathie chronique obstructive (BPCO).

En France, 7 % de la mortalité totale annuelle chez les personnes âgées de plus de 30 ans peut être attribuée à une exposition aux PM<sub>2.5</sub>, soit près de huit mois d'espérance de vie perdus pour cette population. Cela représente environ 40 000 décès chaque année sur la période 2016–2019, attribuables à l'exposition aux particules fines (Ministère du Travail, de la Santé, des Solidarités et des Familles, 2022; Santé Publique France, 2021).

Ces particules peuvent être émises par un grand nombre de sources, parmi lesquelles figurent les incinérateurs.

### C) Les Usines d'Incinérateurs d'Ordures Ménagères

Les usines d'incinération d'ordures ménagères (UIOM) ont pour objectif principal de réduire le volume des déchets, de détruire leur charge pathogène et, dans de nombreux cas, de permettre une valorisation énergétique par la récupération de chaleur ou de production d'électricité. Toutefois, ces installations suscitent encore aujourd'hui des interrogations quant aux risques sanitaires liés à l'exposition des populations riveraines.

Les premiers incinérateurs sont apparus à la fin du XVIII<sup>e</sup> siècle, ayant pour objectifs de réduire le volume des ordures et de répondre à des exigences hygiénistes. Depuis les années 1960 les incinérateurs intègrent des systèmes de traitement des fumées, de récupération énergétique destiné à limiter les émissions de polluants atmosphériques (WHO workshop, 2007).

Aujourd'hui, en France, les UIOM sont classées parmi les ICPE (Installations Classées pour la Protection de l'Environnement) et font l'objet d'une surveillance environnementale renforcée, en lien avec les risques pour la santé. Néanmoins, leur impact aussi bien sanitaire qu'environnemental, continue de faire débat, en particulier en raison des émissions de polluants susceptibles d'affecter directement la santé des populations.

Plusieurs études épidémiologiques ont mis en évidence des effets sanitaires associés à la proximité d'un incinérateur d'ordures ménagères (UIOM). Par exemple, l'étude menée à Nice entre 2005 et 2014 a observé une sur-incidence significative de certains cancers (leucémie myéloïde aiguë, myélome multiple, cancer du poumon) dans la zone exposée, notamment durant la période précédant la mise aux normes de l'installation. Ces résultats suggèrent un lien entre l'exposition aux émissions d'un UIOM et des pathologies à longue latence (Mariné Barjoan et al., 2020). D'autres pathologies, comme les maladies respiratoires, ont été mises en évidence dans une étude indiquant une augmentation significative des hospitalisations pour asthme, ainsi qu'un signal préoccupant concernant la broncho-pneumopathie chronique obstructive (BPCO) (Bottini et al., 2025).

Outre le fait que les incinérateurs d'ordures ménagères impactent la santé et l'environnement, ils présentent également des effets néfastes et inégalement répartis. En effet, certaines études soulèvent l'hypothèse que les incinérateurs seraient plus implantés dans des villages contenant une proportion plus élevée d'immigrants (étrangers et personnes nées à l'étranger) (Laurian & Funderburg, 2012), et donc implanter de manière

inégal sur le territoire soulevant des interrogations en matière de justice environnementale, notamment en lien avec ces industries polluantes.

L'exposition aux impacts environnementaux est aujourd'hui reconnue comme un problème majeur de Santé Publique. Ces impacts peuvent entraîner divers troubles, qu'ils soient psychologiques ou biologiques.

Cependant, différentes approches existent pour étudier les effets des expositions sociales et environnementales sur la santé. Parmi ses outils peuvent figurer les évaluations d'impact sanitaire (visant à anticiper les conséquences potentielles d'un projet ou d'une politique sur la santé de la population), les évaluations quantitatives d'impact sanitaire (qui s'appuient sur des données épidémiologiques pour quantifier ces effets) et beaucoup d'autres outils spécifiques à plusieurs domaines (outils spatialisés comme SIG, des cartes d'exposition thématiques...). D'autres démarches s'inscrivent dans un cadre plus politique, avec notamment des projets sanitaires ou sociaux à visée territoriale, mobilisant des diagnostics partagés ou encore des plans d'action locaux.

Aujourd'hui les indicateurs sont largement utilisés dans le domaine de la santé publique et de la recherche. Ils offrent une approche complémentaire et multidimensionnelle de la santé. Ces outils d'évaluation permettent d'intégrer une ou plusieurs dimensions afin de proposer une analyse globale, structurée et opérationnelle des situations sanitaires.

### **1.3 Indicateurs simples et indicateurs composites**

Un indicateur peut être défini différemment selon le contexte d'utilisation, mais il est généralement considéré comme un outil d'observation, de mesure ou d'aide à la décision. Il peut se définir comme « une variable, basée sur des mesures, représentant aussi précisément que possible et que nécessaire un phénomène de quelque intérêt pour l'Homme » (Joumard, 2018).

Il existe plusieurs types d'indicateurs, les indicateurs simples, qui reposent sur une seule variable (par exemple, la concentration moyenne d'un polluant pour évaluer la qualité de l'air), et les indicateurs composites, construits à partir de la combinaison de plusieurs variables. La notion de variable est centrale. L'OCDE la définit comme « une mesure construite à partir de données, qui représente, à un moment donné dans l'espace et le temps, un aspect observable d'un phénomène réel ». Les variables constituent ainsi l'unité de base de tout indicateur, qu'il soit simple ou composite (OECD, 2008).

Un indicateur composite peut, lui, être décrit comme « une agrégation de l'ensemble des dimensions, objectifs, indicateurs individuels et variables utilisés », et il est formellement caractérisé par « les propriétés qui sous-tendent sa convention d'agrégation » (OECD, 2008).

Les indicateurs composites sont aujourd'hui largement mobilisés dans les politiques publiques, à la fois comme outils d'aide à la décision et comme supports de communication. Ils permettent de résumer des phénomènes complexes en une mesure unique et facilitent les comparaisons internationales grâce à des scores agrégés, souvent plus accessibles pour le grand public. Cependant, leur usage nécessite certaines précautions, en effet, une construction inadéquate ou une interprétation partielle ou précipitée peut conduire à des messages trompeurs ou à des conclusions politiques simplistes, masquant la complexité des réalités sociales ou environnementales. Un indicateur composite doit donc être envisagé comme un point de départ, et non comme une vérité absolue. Il a pour vocation de susciter le débat et d'éclairer les décisions (Michela Nardo, et al., 2005).

## **2. Objectifs**

### **2.1 Cadre du stage**

Cette étude s'inscrit dans le projet TESTILife, qui étudie l'impact de l'environnement social et bâti tout au long de la vie sur la santé. Bien que le projet porte spécifiquement sur le cancer germinale du testicule, ce travail s'inscrit dans un cadre plus général, en mobilisant des indicateurs pour analyser les inégalités socio-environnementales de santé (Centre Léon Bérard, s. d.-b).

Ici, la mortalité toutes causes confondues est utilisée comme indicateur de l'état de santé de la population. L'objectif est de caractériser les états de santé et aussi de mettre en évidence leurs disparités territoriales. Ce choix méthodologique s'inscrit dans la continuité des travaux sur l'association écologique entre un indice de défaveur et la mortalité en France (Rey et al., 2009), dans lesquels les auteurs ont analysé les liens entre la défaveur sociale, et mortalité standardisée.

C'est dans cette perspective que s'inscrit ce travail, centré sur l'analyse des inégalités sociales et environnementales de santé à l'échelle territoriale. Afin d'explorer les inégalités socio-environnementales, Le désavantage social est appréhendé au moyen du FDep, un indicateur composite reconnu en Santé Publique. La végétalisation a été retenue comme facteur environnemental bénéfique pour la santé, tandis que la proximité d'un incinérateur

d'ordures ménagères (UIOM) a été mobilisée comme proxy de désavantage environnemental. Cette double approche vise à interroger la complémentarité ou l'indépendance des dimensions du désavantage (sociale et environnementale) et à analyser leurs liens avec la mortalité standardisée.

## **2.2 Objectif général**

L'objectif de ce mémoire est d'explorer dans quelle mesure un indicateur composite social et des indicateurs environnementaux permettent de caractériser, séparément ou conjointement, des formes de désavantage territorial. Cela s'inscrit dans une démarche d'analyse des inégalités sociales et environnementales de santé, en mobilisant des indicateurs et en croisant leurs résultats avec la mortalité standardisée à l'échelle communale.

C'est pourquoi la question de recherche est la suivante :

- Comment un indicateur composite social et des indicateurs environnementaux peuvent-ils être utilisés comme outils complémentaires pour caractériser les inégalités territoriales de santé à partir de la mortalité standardisée ?

## **2.3 Objectifs spécifiques**

Trois indicateurs seront mobilisés dans ce travail, le FDep, un indicateur composite de verdure dérivé de la base de données du CORRINE Land Cover (CLC) et les UIOM.

Par ailleurs plusieurs objectifs spécifiques ont été retenus. Ils consisteront à :

- Réaliser une revue de la littérature sur les indicateurs de défaveur sociale et environnementale.
- Analyser séparément le FDep, l'indicateur composite dérivé du CLC et les UIOM, en les comparant à la mortalité standardisée (SMR), afin d'évaluer leur capacité respective à rendre compte des disparités territoriales de mortalité.
- Enfin, réaliser une analyse comparative entre ces indicateurs, en étudiant leur distribution spatiale, leur éventuelle corrélation, ainsi que leur complémentarité pour caractériser les inégalités territoriales de santé.

## **3. Revue de la littérature et *scoping review* des indicateurs sociaux et environnementaux**

Dans le cadre des recherches liées aux indicateurs, plusieurs revues de la littérature ont été menées. Une première revue de la littérature a recensé de manière exhaustive les

indicateurs sociaux, puis une revue de la littérature réalisée selon la méthodologie d'une *scoping review* sur les indicateurs composites environnementaux utilisée en Europe a été conduite. Deux tableaux de recensement ont été construits, permettant une analyse comparative des principaux indicateurs composites identifiés. Des éléments méthodologiques, des tableaux complémentaires, ainsi que des analyses sont disponibles en annexe 1 et en annexe 2.

Ces travaux ont permis d'identifier et de mobiliser, à partir des indicateurs existants en Europe et en France, des proxys environnementaux pertinents pour les analyses statistiques. Face à la richesse, mais aussi à l'hétérogénéité, des indicateurs environnementaux recensés, le choix s'est porté sur deux proxys environnemental, sélectionnées pour leur accessibilité, leur pertinence et leur utilisation dans plusieurs indicateurs recensés :

- Un indicateurs composite de verdure construit à partir de la base de données *Corine Land Cover* (CLC)
- Un proxy environnemental de la pollution de l'air : les Usines d'Incinération des Ordures Ménagères (UIOM)

## **4. Choix des indicateurs**

### **4.1 Justification du FDep**

#### **4.1.1 Présentation :**

Dans cette étude, un indicateur composite du désavantage social : indice français de désavantage social, dit FDep sera mobilisé.

Le FDep est un score de désavantage social construit à partir des données des recensements nationaux de l'INSEE (Institut National de la Statistique et des Études Économiques) (Rey et al., 2009). Développé pour fournir un indicateur géographique du désavantage social en population générale, il est spécifiquement adapté aux études de santé portant sur la population française.

Il repose sur quatre variables socio-économiques :

- Le pourcentage de chômeurs dans la population active de 15 à 64 ans ;
- Le pourcentage d'ouvriers dans la population active de 15 à 64 ans ;
- Le pourcentage de bacheliers (au moins le baccalauréat) dans la population non scolarisée de 15 ans et plus ;
- Le revenu médian par unité de consommation (ou revenu moyen par foyer pour 1990).

Ces variables sont agrégées au moyen d'une analyse en composantes principales (ACP), effectuée sur les données pondérées selon la population communale. Le score final est calculé pour chaque territoire à partir des quatre variables sociales, puis inversé de façon que les valeurs les plus élevées correspondent aux situations les plus défavorisées. Ce score est ensuite réparti en cinq classes : le premier quintile (Q1) regroupe les territoires les plus favorisés, tandis que le cinquième (Q5) correspond aux territoires les plus défavorisés.

#### **4.1.2 Justification :**

Le *French Deprivation Index* est précisément conçu pour mesurer le désavantage social en France. Ses données sont disponibles et publiquement accessibles. Cet indicateur composite fait également l'objet de mises à jour régulières, permettant un suivi et une comparabilité temporelle. Sa méthodologie est transparente et répliquable, ce qui permet la reproduction de l'indicateur. Reconnu dans le domaine de la Santé Publique, il est également utilisé par des institutions telles que Santé publique France, ou mobilisé dans des publications scientifiques, témoignant de sa reconnaissance institutionnelle.

C'est pourquoi, au vu de sa robustesse et de son utilité, le FDep a été choisi comme indicateur composite de désavantage social.

## **4.2 CORINE Land Cover**

#### **4.2.1 Présentation :**

CORINE (*Coordinated Information on the European Environment*) Land Cover est une base de données biophysique sur l'occupation des sols. Alimentée par le Service de la donnée et des études statistiques du ministère chargé de l'Écologie et, depuis 2018, par l'Institut national de l'information géographique et forestière (IGN), elle repose sur l'interprétation visuelle d'images satellites d'une précision de 20 mètres. Elle permet de cartographier des unités homogènes d'occupation des sols (ou de changements) d'une surface minimale de 25 ha, à une échelle de production de 1/100 000 (*CORINE Land Cover | Données et études statistiques*, s. d.).

Elle s'appuie sur une classification hiérarchique à trois niveaux, permettant de couvrir l'ensemble du territoire. Le premier niveau, composé de cinq sous-classes, correspond aux grandes catégories d'occupation du sol (Territoire artificialisées, territoires agricoles, surface en eau...). Le deuxième niveau, constitué de quinze sous-classes, propose une distinction plus fine au sein de ces grandes familles (Zones urbanisées, forêt, zones

humides intérieures...). Enfin, le troisième niveau, qui comporte quarante-quatre classes, permet une description détaillée de l'occupation du sol (Tissu urbain continu, décharges, plan d'eau...). Tous les niveaux sont détaillés dans l'annexe 3. (*CORINE Land Cover Clés d'interprétation de la nomenclature*, s. d.).

Créé en 1985 dans le cadre du programme Copernicus, les données du CLC sont produites tous les six ans et couvre aujourd'hui les années 1990, 2000, 2006, 2012 et 2018. Il est harmonisé à l'échelle européenne, avec une couverture de 39 pays : 28 États membres de l'Union européenne, cinq pays membres de l'Agence européenne pour l'environnement (Islande, Liechtenstein, Norvège, Suisse et Turquie) ainsi que 6 pays coopérants des Balkans occidentaux.

Cet outil constitue une base précieuse pour conduire une analyse fine et spatialisée de l'occupation des sols, en identifiant les dynamiques d'usage des terres (urbanisation, artificialisation, évolution des milieux naturels, etc.). Il permet de suivre les transformations territoriales dans le temps, d'évaluer leurs impacts sur l'environnement et de soutenir la mise en œuvre de politiques d'aménagement ou de transition écologique (*Corine Land Cover*, s. d.-a).

#### **4.2.2 Les indicateurs dérivés du CLC :**

Le CLC constitue une base de données riche et polyvalente, fréquemment mobilisée pour produire des indicateurs composites environnementaux grâce à la diversité de ses caractéristiques. Il peut notamment servir à qualifier territoire dans le cadre d'indicateurs, en s'appuyant sur ses unités de rapport telles que les catégories « zone densément construite » ou « zone non densément construite », permettant ainsi de spatialiser et de contextualiser les analyses territoriales (Zulian et al., 2022). Le CORINE Land Cover est également utilisé pour compléter d'autres bases de données lorsque celles-ci sont indisponibles ou incomplètes, ou encore pour tester la sensibilité des résultats obtenus dans des études environnementales ou de santé publique (Barboza et al., 2021). Enfin, certaines études françaises mobilisent des composantes dérivées du CLC, par exemple, la proportion de surface artificialisée non végétalisée, en tant qu'indicateur urbain pour caractériser le potentiel de chaleur des îlots urbains et analyser leurs effets sanitaires (SPF, s. d.).

Le CLC peut être ainsi utilisé de multiples façons, que ce soit pour poser un cadre méthodologique et définir certains termes, pour compléter certaines bases de données, ou encore comme variable dans un indicateur composite. De ce fait, cette base de données offre un panel de fonctions mobilisable dans la construction d'un indicateur.

### **4.2.3 Justification :**

CORINE Land Cover (CLC) est une base de données publique, accessible via le programme Copernicus. Elle couvre l'ensemble du territoire français et européen, avec une méthode de production standardisée qui garantit une homogénéité spatiale. Souvent utilisée dans le domaine de l'environnement, elle permet une exploitation large, avec une méthode reproductible et robuste sur tout le territoire. Ses données sont disponibles de manière rétrospective depuis 1990 jusqu'à 2021, permettant une approche temporelle dynamique et un suivi sur plusieurs années.

Le CLC repose sur une nomenclature hiérarchique couvrant de nombreux types d'occupation des sols, allant des espaces bâtis aux milieux naturels ou marins. Son format vectoriel est compatible à l'échelle communale, et permet un calcul simple de surfaces végétalisées sans interpolation.

De plus, une nouvelle génération du CLC, le CLC+, est en cours de développement. Cette évolution vise à augmenter la précision de l'outil (de 0,5 à 5 ha, avec une résolution comprise entre 10 et 30 m) et à instaurer une fréquence de mise à jour plus régulière (environ tous les cinq ans), tout en améliorant l'articulation entre couverture et usage du sol (Corine Land Cover, artificialisation des sols, s. d.). Ces évolutions renforceront la pertinence de l'indicateur.

C'est pourquoi il semble pertinent de construire un indicateur composite à partir de plusieurs classes issues du CLC, afin de caractériser la végétalisation des zones analysées à travers les types d'occupation du sol en lien avec la végétalisation.

## **4.3 Les incinérateurs d'ordures ménagères**

### **4.3.1 Présentation :**

Comme vu préalablement, les incinérateurs d'ordures ménagères peuvent avoir une incidence sur la santé de la population. Dans cette étude, les UIOM de catégorie 1a seront analysés. Il est considéré comme UIOM de catégorie 1a, tous les incinérateurs « encore en activité et d'usage ancien (10 à 30 ans), de capacité supérieure à 6 tonnes/heure » (André et al., 2003).

Comme évoqué plus haut, les UIOM (Usines d'Incinération des Ordures Ménagères) fonctionnent selon un processus de combustion, générant différentes formes de pollution. Parmi celles-ci figurent les dioxines. Selon l'OMS (2023), « la dioxine a pour appellation chimique tétrachloro-2,3,7,8 dibenzo-para-dioxine (TCDD). On emploie souvent le terme

de "dioxines" pour désigner une famille de polychlorodibenzo-para-dioxines (PCDD) et de polychlorodibenzofuranes (PCDF) apparentés sur le plan structurel et chimique ».

Les PCDD et les PCDF, souvent regroupés sous l'appellation PCDD/F, sont des polluants organiques persistants (POP) émis notamment lors de la combustion incomplète de déchets dans les UIOM. Ces molécules sont particulièrement difficiles à décomposer, elles peuvent persister plusieurs années dans l'environnement, entraînant des impacts sanitaires et écologiques (VIDAL, 2019). En 2022, la réglementation sur les polluants organiques persistants (POP) a été révisée. Une section relative aux PCDD/F mentionne une diminution de leur seuil de concentration dans les déchets, abaissé de 15 à 5 µg/kg.

#### **4.3.2 Justification :**

Les UIOM, en tant qu'installations de combustion des déchets, rejettent dans l'environnement divers polluants pouvant contaminer plusieurs milieux environnementaux.

Les substances produites par le mécanisme de combustion des déchets sont libérées dans l'atmosphère par les gaz de combustion, pouvant donc diffuser les polluants dans l'environnement. En effet, une fois émises, ces particules peuvent être emportées par les courants aériens et se déposer à grande distance, parfois à plusieurs centaines de kilomètres du site d'origine. Ces expositions atmosphériques peuvent engendrer plusieurs conséquences, notamment dues à l'inhalation ou aux dépôts de ces particules sur l'être humain. Celles-ci peuvent entraîner des problèmes de santé, tels que plusieurs types de cancers (myélomes, leucémies, cancer du poumon...), ou encore des BPCO, ou d'autres pathologies chroniques (Frery N et al., s. d.; Mariné Barjoan et al., 2020).

Les dioxines peuvent également se déposer sur le sol. En effet, les dioxines sont absorbées sur les sols, en particulier sur des couches superficielles, en lien avec leur faible mobilité et leur lipophilie. Ces molécules possèdent une demi-vie d'environ 7 à 10 ans, pouvant entraîner une contamination de l'écosystème et donc de la chaîne alimentaire. Il existe trois voies principales d'exposition du corps humain aux contaminants présents dans le sol : l'ingestion, le contact dermique et l'inhalation (*Dioxines et métaux lourds dans l'air ambiant*, s. d.; Lacombe et al., 2025). Cela peut entraîner des conséquences sur l'être humain, notamment des contaminations par ingestion (liée à l'alimentation) et pouvant également se transmettre au fœtus par allaitement (Centre Léon Bérard, s. d.-a).

L'exposition aux UIOM peut représenter un problème de santé publique. Plusieurs rapports de Santé publique France ou de l'INERIS ont été réalisés sur leurs impacts, et ces installations font l'objet de surveillances renforcées.

Afin d'évaluer ces impacts, deux approches ont été réalisées : une première approche sur la présence ou non des incinérateurs, et une seconde permettant de compléter la première sur l'exposition aux POP (les dioxines). Ces approches complémentaires pourront permettre de caractériser les inégalités environnementales territoriales.

Afin de caractériser les risques pour la santé de la population, la mortalité standardisée a été choisie afin de réaliser différentes analyses sur les UIOM.

## **5. Méthodologie : création d'un indicateur composite et analyses comparatives**

La partie méthodologie de ce mémoire s'articule en deux volets complémentaires. Dans un premier temps, un indicateur composite de verdure a été construit à partir des données issues de la base CORINE Land Cover (CLC). Ce choix se justifie d'une part par l'absence d'accès à certains indicateurs déjà existants dans la littérature, et d'autre part par la volonté de tester la pertinence du CLC comme support à la création d'un indicateur composite environnemental. Cette démarche visait à évaluer dans quelle mesure les données disponibles pouvaient être mobilisées pour approcher la végétalisation à l'échelle communale.

Dans un second temps, la réalisation des analyses statistiques. Celles-ci concernaient principalement les calculs des ratios standardisés de mortalité (SMR) et leur comparaison avec les différents indicateurs sélectionnés. Également, différentes régressions de Poisson ont été mobilisées afin d'examiner les associations entre les indicateurs sociaux, environnementaux et la mortalité standardisée.

### **5.1 Création de l'indicateur composite d'espaces verts accessibles au public**

#### **5.1.1 Objectif :**

Le but de cette méthodologie est de construire un indicateur composite portant sur les facteurs environnementaux potentiellement favorables à la santé, tels que la végétalisation (HCSP, 2021).

L'objectif de cet indicateur composite, dérivé du CLC, est de caractériser la présence de végétalisation utilisée ici comme proxy potentiellement favorable à la santé à l'échelle

communale. Cet indicateur a pour finalité d'explorer le lien potentiel entre la végétalisation et la mortalité standardisée, (utilisé ici comme proxy de santé).

### **5.1.2 Justification du choix de la base de données :**

Plusieurs questionnements ont émergé quant à l'utilisation d'un indicateur pour répondre à cette problématique. Deux choix ont été envisagés, la base de données CLC, et l'indice de végétalisation, le NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*). Le NDVI est un indice normalisé reposant sur des images satellites qui captent la lumière solaire réfléchi par la surface de la Terre (Assaf & Compton J., 2012). Il repose sur le calcul du proche infrarouge (NIR) permettant de capter la lumière réfléchi dans ce spectre (proche infrarouge), et le rouge (RED) captant la lumière réfléchi dans la gamme du spectre rouge. Un score de -1 à +1 est associé au NDVI où les valeurs négatives représentent principalement de l'eau, de la neige, des nuages et les valeurs élevées représentent des espaces denses tels que des forêts. (Huang et al., 2021; *Proceedings of the Sixth International Symposium on Remote Sensing of Environment*, 1969, p. 97-130). Malgré la pertinence de cet indicateur, pour la densité de végétalisation, le NDVI ne distingue pas la nature, ni l'accessibilité des surfaces végétalisées. Sa mesure reposant sur la lumière captée par satellite ne permet pas de différencier les surfaces végétalisées accessibles au public de celles qui ne le sont pas. Malgré sa pertinence, cet indicateur ne permettait pas de répondre à l'objectif souhaité. Cependant, la base de données du CLC, permet, grâce à ses classifications du sol, de distinguer et de hiérarchiser les espaces selon leur fonction. De plus, comme évoqué, le CLC est souvent utilisé en complémentarité dans les indicateurs composite comme proxy de végétalisation, ou comme variable. C'est pourquoi cette démarche vise également à identifier les avantages et limites dans la création d'un indicateur composite de végétalisation dérivé de cette base de données.

### **5.1.3 Choix des classes du CLC :**

Deux formes complémentaires de la végétalisation peuvent être distinguées, la vue sur la nature et l'accès direct à celle-ci. De nombreuses études s'accordent à dire que la simple vue de la végétalisation, que ce soit à travers une fenêtre ou une image, a de nombreux effets bénéfiques pour la santé mentale et physique, notamment en réduisant le stress ou encore la tension artérielle (Soga & Gaston, 2025; Ulrich et al., 1991).

Cependant, d'autres travaux soulignent une distinction entre les effets visuels et ceux liés à l'accessibilité physique dans les environnements naturels. Il a été montré que le fait de marcher, de randonner ou de passer du temps dans des parcs, jardins, forêts, pouvait solliciter de nombreux sens, tels que l'odorat (procurant de nombreux bénéfices physiques

et psychologiques) ou le goût (pouvant influencer les émotions et avoir des effets bénéfiques sur la santé), par ailleurs, la qualité de l'air, via les ions négatifs, influencent aussi le bien-être physique et mental (Franco et al., 2017).

Le contact direct avec la nature est également reconnu pour ses effets sur la prévention de pathologies physiques (obésité, maladies cardiovasculaires, diabète...), sur la santé mentale (réduction de l'anxiété, amélioration de l'humeur...), et peut aussi améliorer la sociabilité et l'activité physique en favorisant les interactions sociales et les comportements actifs (Hartig et al., 1991; World Health Organization Regional Office for Europe, 2016).

C'est pourquoi, pour la sélection des classes du CLC, la définition des espaces verts publics a été retenue : « Ils désignent tous les espaces végétalisés à usage collectif, publics, gratuits et à accès libre (sans fermeture ou grille) ou restreint (parc avec grille et horaires de fermeture ou jardins de musée), et ce quelle que soit leur taille. S'y ajoutent également les espaces bleus, soit les berges de rivières ou fleuve, canaux et plages. En sont exclus les jardins individuels ou trottoirs plantés au sein du réseau routier » (HCSP, 2021).

Afin de faciliter l'analyse critique des catégories disponibles, et la sélection des classes, un tableau de correspondance a été élaboré (annexe 3), répertoriant toutes les classes de niveau 3 de la base de données ainsi que leurs descriptions.

Des critères d'inclusion et d'exclusion ont été définis pour guider cette sélection sur la base de l'espace vert.

Critère d'inclusion :

- La classe doit comporter de la végétalisation (forêts, espaces verts, végétation semi-naturelle, etc.)
- La classe doit être accessible à la population

Critères d'exclusion :

- Les classes ne possédant pas de végétalisation
- Les classes à caractère privé ou dominante agricole
- Les espaces non accessibles ou non associés à un usage bénéfique pour la santé

Sur un total de 44 classes, 37 ont été exclues. En effet, en se basant sur la définition et au vu des critères d'exclusion, toutes les classes correspondant aux « Zones urbanisées », « Zones industrielles ou commerciales et réseaux de communication », « Mines, décharges et chantiers », « Espaces ouverts, sans ou avec peu de végétation », « Zones humides intérieures », « Zones humides maritimes », ainsi que les « Eaux continentales » et « Eaux

maritimes » ont été exclues, car ces groupes de classes ne comportaient pas ou trop peu de végétalisation.

Concernant le groupe des « Territoires agricoles », les classes reliées aux « Terres arables », « Cultures permanentes », « Prairies » ou encore aux « Zones agricoles hétérogènes » n'ont pas été incluses. En effet, les terrains agricoles font partie de propriétés privées ; bien qu'ils comportent des espaces verts, leur accès ne peut se faire librement et ils ne sont donc pas accessibles à la population.

Une discussion s'est posée pour la classe 324 « Forêt et végétation arbustive en mutation ». La classe 324 représente des espaces verts en transition écologique, comme les zones de régénération post-incendie. Elle contient également des vergers ou des plantations fruitières abandonnés, ou encore des terres agricoles en cours de recolonisation forestière. Bien qu'elle comporte des aspects plus bénéfiques, tels que des zones de prairie naturelle, des jeunes plantations, ou des zones forestières, la classe 324 n'offre pas la garantie d'accessibilité ou de stabilité écologique. Celle-ci mélange des zones potentiellement bénéfiques et d'autres non pertinentes, pouvant introduire un biais dans l'analyse de la végétalisation favorable à la santé (Agence européenne pour l'environnement, 2019).

C'est pourquoi 7 classes du CLC ont été incluses dans l'indicateur composite de végétalisation :

- 1) **141** : Espaces verts urbains
- 2) **311** : Forêts de feuillus
- 3) **312** : Forêts de conifères
- 4) **313** : Forêts mélangées
- 5) **321** : Pelouses et pâturages naturels
- 6) **322** : Landes et broussailles
- 7) **323** : Végétation sclérophylle (type de végétation caractéristique des régions méditerranéennes)

#### **5.1.4 Construction de l'indicateur composite :**

Selon le Haut Conseil de la Santé Publique, un indicateur composite est construit à partir d'indicateurs individuels ou agrégés, standardisés, catégorisés ou pondérés par un groupe d'experts. Chaque variable de l'indicateur possède une méthodologie différente, elle peut être pondérée ou avoir un poids équivalent (HCSP, 2021).

Afin de calculer le score total de végétalisation, les classes de végétalisation souhaitées ont été extraites du jeu de données, donnant ainsi la surface de végétalisation accessible

au public. De plus, les 44 classes du CLC ont été mobilisées dans le but de calculer la surface totale de la commune.

Une fois les surfaces calculées, le score de végétalisation est défini comme la proportion de surface végétalisée par rapport à la surface totale de la commune.

$$\text{score végétal} = \frac{(\text{surface végétalisée})}{(\text{Surface totale de la commune})} \times 100$$

Chaque classe possède le même poids, permettant d'estimer un pourcentage par commune. Le fait d'attribuer un poids égal à chaque variable permet une simplicité de construction et de reproduction, favorisant une transparence méthodologique. Elle s'accorde également à une volonté de ne pas introduire de biais statistiques non maîtrisés, et à une recherche d'objectivité dans le traitement des différentes composantes sélectionnées (INERIS, s. d.-a)

#### **5.1.5 Création des quintiles :**

Afin de faciliter l'analyse, le score de végétalisation est classé en quintiles inversés, avec Q1 correspondant aux communes les plus végétalisées et Q5 aux communes les moins végétalisées.

#### **5.1.6 Limites de l'indicateur composite d'espaces verts accessibles au public :**

Plusieurs limites ont été relevées lors de la construction de cet indicateur composite, certaines étant directement liées aux caractéristiques et aux contraintes de la base de données CLC.

Tout d'abord, afin de faciliter l'analyse et la reproductibilité, seul le CLC a été mobilisé pour sa construction de cet indicateur. Cette approche repose sur l'hypothèse que l'addition des 44 classes du CLC permet d'estimer la surface totale de chaque commune. Par ailleurs, l'absence de pondération entre les classes implique que chacune contribue de manière équivalente au score, sans distinction d'impact écologique ou sanitaire.

Concernant le jeu de données, les classes sélectionnées ne permettent pas de distinguer la végétalisation accessible au grand public de celle située dans des zones privées ou inaccessibles, ce qui peut engendrer un biais de mesure. Elles ne renseignent pas non plus sur la qualité écologique des végétaux, ni sur leur densité ou leur diversité, ce qui peut également biaiser l'évaluation de l'accessibilité aux espaces verts.

Enfin, la résolution spatiale du CLC (minimum de 25 hectares par polygone) peut limiter la précision des analyses, notamment en milieu urbain dense. Les petites surfaces végétalisées (jardins, alignements d'arbres, petits parcs) peuvent ne pas être détectées et donc ne pas être prises en compte dans l'indicateur composite.

## **5.2 Méthodologie des analyses statistiques : ratios standardisés de mortalité (SMR) et régressions de Poisson**

### **5.2.1 Indicateur composite de désavantage social :**

#### **A) Contexte**

Cette étude s'inscrit dans le projet TESTILife, étudiant l'impact de l'environnement social et bâti tout au long de la vie sur le risque de tumeurs germinales des testicules. Ces tumeurs représentent les cancers les plus fréquents chez les hommes âgés de 15 à 44 ans. En France, leur incidence est en augmentation constante depuis les années 1980, ce qui laisse supposer une origine environnementale de ces cancers. L'hypothèse d'un cumul d'expositions environnementales, liées aux bâtis, aux facteurs environnementaux ou encore au désavantage social, pourrait expliquer certains mécanismes biologiques associés au développement de ces tumeurs (Centre Léon Bérard, s. d.-b)

C'est dans cette perspective que s'inscrit ce travail. Une étape précédente, menée dans mon équipe d'accueil, a consisté à étendre de 1968 à 2020 un indice de désavantage social, le FDep, déjà disponible pour la France métropolitaine entre 1990 et 2015. À la suite de cette étape, j'ai ensuite conduit les analyses du lien entre mortalité et cet indice composite sur la période 1968 à 2020, afin d'évaluer la stabilité de cette association dans le temps.

#### **B) Analyse du lien entre FDep et mortalité**

##### **Objectif et choix des données**

Dans le cadre du projet TESTILife, une analyse du lien entre le FDep et la mortalité a été réalisée dans l'objectif d'évaluer la stabilité de cette association dans le temps et de confirmer la méthodologie développée par Rey et al., lors de la construction originale de cet indicateur.

En amont, un travail sur la recherche de données a été réalisé. Certains questionnements ont émergé concernant les données de mortalité. En effet, l'équipe ne possédait, au départ, que des données de mortalité par commune du lieu de décès, en accès libre sur le site de l'INSEE. Par la suite, des données sur les décès par lieu de résidence ont été transmises par le CépiDc. Une comparaison a été réalisée entre les deux jeux de données. Afin de rester le plus fidèle à la méthodologie réalisée par les créateurs de cet indicateur (Rey et

al., 2009), le choix s'est porté sur l'utilisation des données de mortalité par lieu de résidence au moment du décès.

### **Méthodologie d'analyse de l'association entre mortalité et désavantage social (FDep)**

L'objectif principal de ces analyses était d'étudier l'association entre la mortalité et le niveau de désavantage social, mesuré par l'indicateur FDep, à l'échelle communale. Huit années ont été retenues (1968, 1975, 1982, 1990, 1999, 2009, 2014 et 2020) car le FDep n'était disponible que pour ses millésimes. Pour ce faire, une série d'analyses a été menée sur le logiciel RStudio.

Plusieurs jeux de données ont été utilisés tout au long de ces analyses :

- Données de mortalité par commune de résidence (au format R) :
  - o Données du CépiDC (Centre d'épidémiologie sur les causes médicales de décès), par âge et par sexe
- Données de recensement communales de la population quinquennale de l'INSEE, structurées par sexe et tranches d'âge de cinq ans (au format Excel) :
  - o <https://www.insee.fr/fr/statistiques/1893204>
- Données du FDep étendu réalisé en amont par l'équipe du département Prévention Cancer Environnement (DPCE) du Centre Léon Bérard de Lyon, à l'échelle communale.
  - o Le FDep se construit à partir du premier axe d'une analyse en composantes principales intégrant quatre variables : le taux de chômage, le taux de bacheliers, le taux d'ouvriers et le revenu médian par unité de consommation.
  - o L'équipe du DPCE a adapté le FDep pour la période 1968-1990, pour laquelle les données de revenus sont lacunaires. En effet, seul le revenu moyen est disponible à partir de 1982, et pour les millésimes précédents, une extrapolation par Cagé et Piketty a été réalisée en estimant le ratio du revenu moyen sur la France entière, et en faisant l'hypothèse que le classement des communes en termes de revenu ne change pas au sein d'un même département.
- Tableau de correspondance des codes communes INSEE et des codes communes agrégées du FDep a également été utilisé. En effet, le découpage des communes évoluant beaucoup dans le temps, un code agrégé a été reconstitué regroupant les communes qui ont été fusionnées à un moment de la période 1943-2023, afin de travailler sur le même découpage communal sur toute la période.

En raison des différences entre les jeux de données, certains arrondissements n'ont pas pu être intégrés dans les analyses. En effet, dans les données du FDep, les arrondissements sont détaillés individuellement, alors que dans les données de population, ces villes sont considérées comme une seule entité. Cette incohérence entre les bases ne permettant pas un croisement fiable des données, Marseille et Lyon ont donc été exclues de l'analyse.

Afin d'étudier l'association entre mortalité et FDep, plusieurs calculs ont été effectués. Cette analyse a été réalisée en trois étapes : le calcul du ratio standardisé de mortalité sur l'âge et le sexe (SMR), l'harmonisation des données, et enfin le calcul de la régression de Poisson permettant d'estimer l'association.

Pour la réalisation de ces analyses, un script R a été développé afin de pouvoir être reproduit pour chaque année souhaitée.

### **Standardized Mortality Ratio (SMR)**

Le SMR a pour objectif d'évaluer la surmortalité ou la sous-mortalité d'une population d'intérêt par rapport à une population de référence, en neutralisant l'effet de la structure d'âge, de sexe ou d'autres facteurs jugés pertinents.

Afin de réaliser le SMR, la base de données de mortalité par lieu de résidence ainsi que la base de données sur le recensement de la population ont été utilisées.

Premièrement, les données de mortalité ont été triées et sélectionnées selon l'année souhaitée. La création de classes d'âge en vigueur avec les classes d'âge préexistantes des données de recensement de la population a été réalisée. Après nettoyage et harmonisation des données, un tableau des décès observés par commune, classe d'âge, sexe et année de recensement a été réalisé.

Les données de recensement de la population ont été par la suite nettoyées pour obtenir un tableau et remis en forme pour la population souhaitée, par classe d'âge, commune et sexe. Ainsi, cela permet d'obtenir la population de référence.

Afin de pouvoir réaliser le calcul du SMR, le calcul du taux de mortalité national par classe d'âge, sexe et année de recensement (égale aux décès observés total divisé par la population totale) a été effectué.

À partir de ces taux de référence au niveau national, un nombre de décès attendus par commune, classe d'âge, sexe et année de recensement a été estimé (les décès attendus sont égaux au taux de référence multiplié par la population de la commune).

Le calcul du SMR a été par la suite réalisé (le SMR est égal aux décès observés divisés par les décès attendus).

### **Harmonisation des données**

Un travail méthodologique a été mené pour garantir l'harmonisation des codes communaux entre les différentes bases mobilisées, notamment celles du FDep et du SMR.

Pour neutraliser les effets des évolutions administratives (fusions, créations, suppressions de communes) survenues entre 1943 et 2023, les communes ont été regroupées en entités géographiques stables, désignées sous le nom de **Gr19432023\_bis**. Cette agrégation assure une cohérence temporelle des identifiants géographiques entre les différentes années étudiées. L'ensemble des données, qu'elles proviennent du FDep ou des bases de mortalité, a ainsi été harmonisé selon ce référentiel commun. Enfin, les doublons générés au cours de l'agrégation ont été identifiés et supprimés afin de garantir l'unicité des observations par groupe.

Les données de mortalité ont ensuite été agrégées au niveau de ces groupes stables, puis un nouveau SMR a été calculé (dénommé *smr\_agg*).

### **La régression de Poisson**

La régression de Poisson est un modèle adapté à l'étude d'événements « rares » (comme les décès). Elle permet ici de mesurer l'association entre le niveau de désavantage social (FDep) et le taux de mortalité, en tenant compte de la taille de la population exposée (via un offset logarithmique sur les décès attendus).

L'analyse visait à déterminer si les communes les plus défavorisées selon l'indice FDep présentaient une surmortalité par rapport aux autres, une fois les données standardisées sur l'âge et le sexe. Pour cette étude, l'indice FDep a été classé en cinq quintiles (Q1 à Q5), Q1 correspondant aux communes les moins défavorisées et servant de référence.

Ce modèle a été appliqué pour chaque année de recensement afin d'estimer le rapport de ratio standardisé de mortalité pour chaque quintile par rapport à Q1, indiquant une surmortalité relative avec un SIRR (*relative standardized incidence ratio*) supérieur à 1 ou une sous-mortalité avec un SIRR inférieur à 1.

Avant d'interpréter les résultats, le rapport de la déviance sur le nombre de degrés de liberté du modèle a été calculé pour s'assurer de la validité du modèle de Poisson, qui repose sur l'hypothèse d'équidispersion. Un rapport proche de 1 dans la plupart des cas indiquent une bonne correspondance du modèle.

Un deuxième modèle a été conduit en prenant cette fois-ci le score quantitatif du FDep sous sa forme continue. Ce modèle suppose que la relation entre FDep et taux de mortalité est log-linéaire.

### **Visualisation**

Pour permettre une analyse plus poussée, des tableaux récapitulatifs et des *forest plots* ont été réalisés pour chaque année, ainsi qu'un *forest plot* global regroupant l'ensemble des années, afin d'avoir une vision d'ensemble

#### **5.2.2 Indicateur composite d'espaces verts accessibles au public :**

##### **Objectif et présentation du jeu de données**

Il existe de nombreux indicateurs composites liés à la végétalisation. Beaucoup s'appuient sur des proxys standardisés tels que le NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*), le taux de couverture végétale ou encore les espaces verts. Cependant, très peu d'indicateurs composites sont construits à partir des classes du CORINE Land Cover (CLC). De plus, les études mobilisant ces indicateurs s'intéressent souvent à la santé mentale ou à certaines pathologies ciblées, mais rarement à la mortalité toutes causes confondues.

C'est pourquoi l'objectif de cette analyse est d'étudier le lien entre la végétalisation, mesurée à partir de l'indicateur composite d'espaces verts, et d'évaluer le rôle potentiel de la végétalisation comme facteur protecteur vis-à-vis de la mortalité standardisée.

Les données utilisées proviennent du site gouvernemental de diffusion des données statistiques. Les données du CLC ont été mobilisées à l'échelle communale, décrivant la répartition des superficies selon 44 postes d'occupation du sol (CORINE Land Cover, s. d.). Chaque ligne du fichier représente une commune pour une année 1990-2000-2006-2010-2012-2018. Les colonnes représentent les classes du CLC.

Pour les années 2000, 2006 et 2012, deux versions du jeu de données étaient disponibles, une base standard, et une base « révisée », correspondant à l'évolution de l'occupation des sols (données relatives aux portions du territoire ayant changé d'occupation) (Corine Land Cover, s. d.-b). C'est cette version révisée qui a été retenue pour la réalisation des analyses.

##### **Méthodologie**

La première étape a consisté à créer l'indicateur composite d'espaces verts accessibles au public. Celui-ci a permis d'obtenir, pour chaque commune, un score d'espaces verts accessibles au public pour les années 1990, 2000 (révisé), 2006 (révisé), 2012 (révisé) et 2018. Ce score a ensuite été classé en quintiles inversés, où Q1 correspond aux communes

les plus végétalisées et Q5 aux communes les moins végétalisées. Q5 a été pris comme référence pour la réalisation des analyses statistiques, afin de mettre en évidence l'effet protecteur de la végétalisation par rapport aux communes possédant le moins d'espaces verts.

Par la suite, la même méthodologie d'analyse que pour le FDep a été appliquée, avec un calcul du SMR et une régression de Poisson. Le calcul du SMR a été réalisé à partir de données similaires à celles utilisées pour le FDep.

Afin de réaliser la régression de Poisson, il a été nécessaire de joindre les deux bases créées (SMR et score de végétalisation). Cependant, les données du CLC et du SMR ne correspondaient pas au même millésime. Pour garantir la cohérence des analyses, une table de correspondance entre les années du SMR et celles du CLC a donc été élaborée.

**Tableau 1 :** Table de correspondance entre les années du SMR et du score de végétalisation

Années correspondant à la base du SMR	Années correspondant à la base du CLC
1990	1990
1999	2000
2010	2012
2015	2018
2021	2018

Afin de faciliter la comparaison entre les différents indicateurs, les années ont été calées sur celles utilisées pour le calcul du SMR.

Une fois les deux bases jointes, un modèle de régression de Poisson a été réalisé avec comme offset le score de végétalisation. Dans le premier modèle, le quintile de référence est le quintile 1 (Q1), correspondant aux communes les plus végétalisées. Ce modèle permet d'estimer le SMR des autres quintiles comparés aux communes les plus végétalisées. Dans le second modèle, le quintile 5 (Q5), soit les communes les moins végétalisées a été mobilisé. Cela permet de visualiser les évolutions du SIRR en prenant cette fois comme point de comparaison les zones les plus défavorisées en termes d'espaces verts.

Un modèle par année et par quintile a également été réalisé afin d'explorer d'éventuelles tendances. À la suite de chaque régression de Poisson, un calcul du rapport de dispersion a été effectué pour vérifier l'adéquation du modèle. Enfin, des tableaux récapitulatifs et des *forest plots* ont été produits pour synthétiser et visualiser les résultats pour l'ensemble des années étudiées.

### **5.2.3 Indicateur simple de défaveur environnementale, les usines d'incinérations d'ordures ménagères :**

#### **Objectifs et présentation du jeu de donnée**

Dans une approche multidimensionnelle liée à la défaveur sociale et environnementale, la littérature a mis en évidence que les incinérateurs étaient inégalement répartis sur le territoire, pouvant poser la question de leurs effets potentiels sur les inégalités socio-territoriales de santé. C'est dans cette approche que plusieurs analyses visant à évaluer l'impact des incinérateurs sur la population seront réalisées. Dans un premier temps une analyse visant à mesurer l'association entre la mortalité standardisée et la présence d'incinérateurs d'ordures ménagères à l'échelle communale sera menée. Dans un second temps, l'intensité d'exposition aux dioxines et son lien avec la mortalité standardisée seront évalués. Ces deux approches complémentaires permettront d'évaluer l'existence d'une corrélation spatiale entre la présence d'incinérateurs et la mortalité standardisée sur la métropole française.

Le jeu de données mobilisé pour la réalisation de ces analyses est un inventaire national des UIOM de la catégorie 1.a, réalisé par le DPCE, pour les années 1990 à 2021. On y retrouve la catégorie d'incinérateur (ici filtrée pour les 1.a), les périodes d'activité (année\_debut.x et année\_fin.x), leur taux d'activité, l'intensité d'émission en dioxine (IE\_dioxine), leur position géographique en Lambert, ainsi que leur code commune INSEE, etc.

Les données utilisées pour la réalisation du SMR sont similaires à celles utilisées pour le FDep.

Les bases de mortalité et de recensement de la population ont été fusionnées à partir des codes communaux INSEE. Ces codes peuvent évoluer selon les années en fonction des regroupements communaux ou des changements administratifs, mais, contrairement aux analyses mobilisant le FDep, le choix a été fait de ne pas s'appuyer sur une base agrégée et harmonisée. Ce choix a permis de préserver la granularité temporelle et géographique des données disponibles pour chaque année. Ainsi, chaque année analysée comprend un nombre de communes variable, reflétant le plus fidèlement la structure observée dans les

fichiers de l'INSEE et les données de mortalité, et permettant ainsi une hétérogénéité du nombre total de communes selon les millésimes.

De plus, le nombre d'observations incluses dans les modèles de régression diffère légèrement du nombre de communes exposées ou non exposées, en raison de l'exclusion automatique des lignes présentant des valeurs manquantes, nulles ou aberrantes sur les variables de décès observés ou attendus.

A) La présence des incinérateurs dans les communes.

### **Cadre et objectif de l'analyse**

L'objectif de cette analyse est d'étudier l'association entre la mortalité standardisée et la présence d'incinérateurs d'ordures ménagères à l'échelle communale, sur 5 années : 1990, 1999, 2009, 2014 et 2020. Pour ce faire, une série d'analyses a été menée sur le logiciel RStudio

### **Standardized Mortality Ratio (SMR)**

Pour le calcul du SMR, les mêmes analyses que celles réalisées pour le FDep ont été effectuées. Celui-ci a été calculé à partir des codes communaux INSEE des bases de données de mortalité et du recensement de la population.

### **Mise en forme et analyse des données UIOM**

Les données des UIOM ont été importées sous R au format Excel, puis nettoyées et structurées. La première étape a consisté à uniformiser les identifiants communaux (INSEE\_COM) en les mettant au format à 5 chiffres, grâce à l'ajout d'un zéro en tête si nécessaire, afin d'assurer la compatibilité avec les autres jeux de données (données de mortalité, recensement, etc.).

Le jeu de données a été par la suite restructuré et les colonnes suivantes ont été conservées afin de sélectionner uniquement les informations importantes :

- **INSEE\_COM** : code communal (à 5 chiffres)
- **IE\_dioxine** : intensité d'émission de dioxine émise par les installations
- **annee\_debut.x** : année de mise en service de l'incinérateur
- **annee\_fin.x** : année d'arrêt de l'incinérateur

Pour chaque année d'étude (1990, 1999, 2010, 2015 et 2021), seuls les incinérateurs en activité à cette date ont été sélectionnés. Un incinérateur est considéré comme actif si l'année analysée se situe entre sa date de mise en service et sa date de fermeture ( $annee\_debut \leq \text{année} \leq annee\_fin$ ). Cela a permis de créer, pour chaque commune, une

variable binaire indiquant la présence ou non d'un UIOM en activité à la date considérée (1 = UIOM actif dans la commune à l'année donnée, 0 = aucun UIOM actif).

### Régression de poisson

Afin de tester l'association entre la mortalité standardisée et la présence ou non d'un UIOM, en prenant en compte la taille de la population exposée, une régression de Poisson a été réalisée.

Cette étape permet d'évaluer l'existence d'un lien entre la présence d'un incinérateur et une éventuelle augmentation du taux de mortalité standardisé à l'échelle communale, et ainsi d'obtenir un SIRR pour la présence d'un UIOM.

#### B) Analyse de l'intensité d'émission de dioxines des UIOM

##### Objectif

L'objectif de cette analyse complémentaire est d'évaluer l'association entre l'intensité d'émission de dioxines des UIOM et la mortalité standardisée à l'échelle communale, pour les années 1990, 1999, 2010, 2015 et 2021.

Les mêmes jeux de données que pour la première analyse (SMR présence des UIOM) ont été mobilisés. La méthodologie reste similaire, incluant le calcul du SMR, l'adaptation du jeu de données des UIOM et la réalisation d'une régression de Poisson, avec cette fois l'intégration des données quantitatives d'émission de dioxines comme variable explicative.

##### Données de l'intensité d'émission construction de la variable

Afin d'adapter le code réalisé en amont, une variable d'exposition a été construite pour chaque commune et pour chacune des années étudiées, une variable d'exposition. Des quintiles d'émission ont ensuite été définis dans le but de faciliter l'analyse, avec le quintile 1 (Q1), correspondant aux communes les moins exposées, utilisé comme référence pour la comparaison avec les quintiles 2 à 5 (Q2 à Q5), Q5 représentant les communes les plus exposées

##### Visualisation

Des tableaux récapitulatifs ainsi qu'un schéma de type *forest plot* ont été réalisés afin de faciliter les analyses.

## 6. Résultats

### Note méthodologique pour l'interprétation des graphiques (Figures) :

**Points** : Valeurs estimées du SIRR (*Relative Standardized incidence ratio*)

**Barres verticales** : Intervalles de confiance à 95% (IC95%)

**Ligne en pointillés** : SIRR = 1

**Axe horizontale :** Années ou Quintiles de l'indicateur

**Axe verticale :** Ratio de mortalité standardisé relatif (SIRR)

**Interprétation pour SIRR par années (score continu) :**

- Si SIRR est  $> 1$  → Surmortalité associée à une augmentation du score de l'indicateur
- Si SIRR est  $< 1$  → Sous-mortalité réduite avec l'augmentation du score de l'indicateur
- Si SIRR est  $= 1$  → Absence d'association

**Interprétation pour Q1 en référence : (Indicateurs FDep et UIOM)**

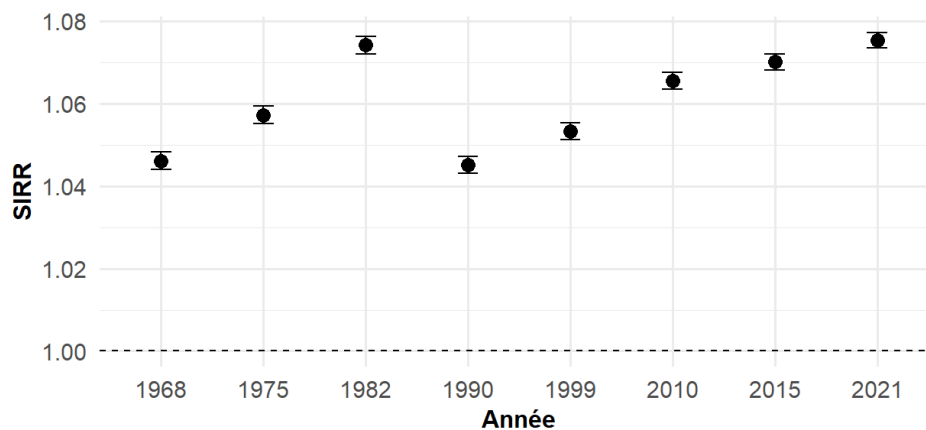
- Si SIRR est  $> 1$  → mortalité plus élevée que dans les communes les plus favorisées / ou exposées(Q1)
- Si SIRR est  $< 1$  → mortalité plus faible que Q1.
- Si SIRR est  $= 1$  → mortalité équivalente à Q1

**Interprétation pour Q5 en référence : (uniquement pour l'indicateur composite d'espaces verts accessible au public)**

- Si SIRR est  $> 1$  → Mortalité plus élevée que dans les communes Q5 (les moins végétalisées)
- Si SIRR est  $< 1$  → Mortalité plus faible que dans les communes Q5
- Si SIRR est  $= 1$  → Mortalité similaire aux communes Q5

## 6.1 French Deprivation Index : FDep

### 6.1.1 Analyse par années :



Modèles ajustés sur le FDep ; SIRR exponentié ; Référence implicite : SIRR = 1

**Figure 2 :** Association entre le FDep et la mortalité standardisée : évolution des SIRR (IC95%) par année (1968-2021)

#### Présentation :

La figure 2 représente l'évolution dans le temps de l'association entre le score global du FDep et la mortalité standardisée par communes, par régression de Poisson.

L'intervalle de confiance à 95 % (IC 95 %) et la  $p$ -value permettent d'évaluer la précision de l'estimation ainsi que sa significativité. Ici si le SIRR est supérieur à 1, cela signifie que

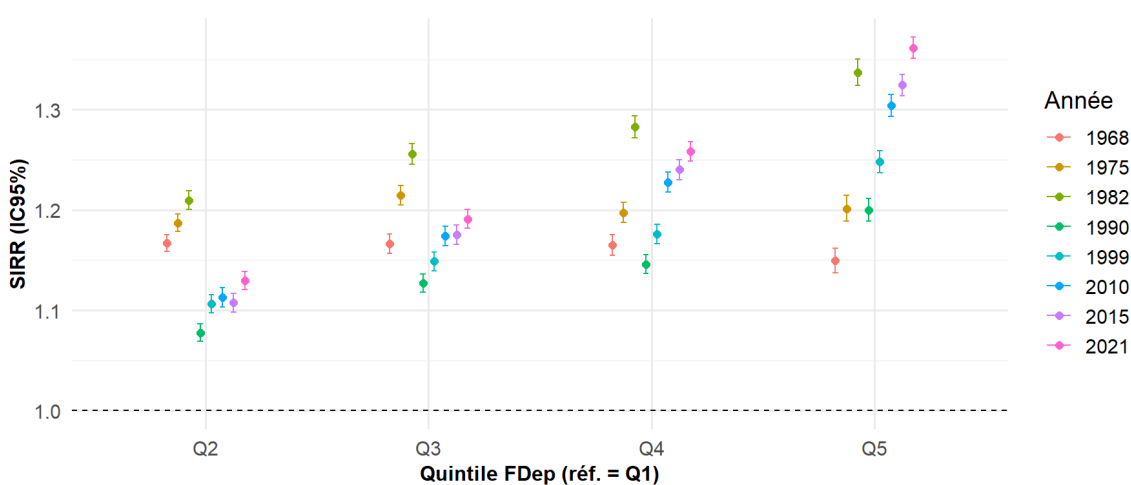
chaque augmentation d'une unité du score FDep est associée à une surmortalité (plus le désavantage social augmente, plus la mortalité augmente).

Les résultats sont significatifs avec des intervalles de confiance à 95 % supérieurs à 1. Cependant, les années 1968, 1975, 1982 et 1999 présentent une surdispersion allant de 2,491 à 3,169 (annexe 4).

### Analyse :

La force de l'association entre la mortalité et le Fdep augmente légèrement au cours des recensements, avec une variation allant de 1.046 en 1968 à 1.075 en 2021. Cependant, ces variations restent modestes.

#### 6.1.2 Analyse par quintile :



Le quintile 1 (Q1) est utilisé comme catégorie de référence dans le modèle (SIRR=1)

Donnée utilisée :

- Recensement de la population (INSEE) : année 1968, 1975, 1982, 1990, 1999, 2010, 2015, 2021
- Décès par commune de résidence (CepiDC) : année 1968, 1975, 1982, 1990, 1999, 2010, 2015, 2021
- Quintile FDep : année 1968, 1975, 1982, 1990, 1999, 2009, 2014, 2020

**Figure 3 :** Évolution du rapport de ratios standardisés de mortalité (SIRR) selon les quintiles de FDep de 1968 à 2021, (référence =Q1)

### Présentation :

Ce graphique met en évidence l'évolution du SIRR de la mortalité en fonction des quintiles de l'indice de désavantage social FDep, entre 1968 et 2020, avec comme référence Q1. Ici le Quintile 1 représente les communes les plus favorisées et le Quintile 5 les communes les plus défavorisées. Chaque couleur représente une année, permettant une lecture comparative de l'évolution temporelle du gradient social de mortalité. Sur ce graphique si le SIRR est supérieur à 1, cela signifie que la mortalité est plus élevée dans le quintile étudié que dans les communes les plus favorisées (Q1).

Ces résultats sont significatifs, avec des IC95 % supérieurs à 1. De plus, une surdispersion est présente pour les années 1968, 1975, 1982 et 1999, allant de 2,491 à 3,127.

### Analyse :

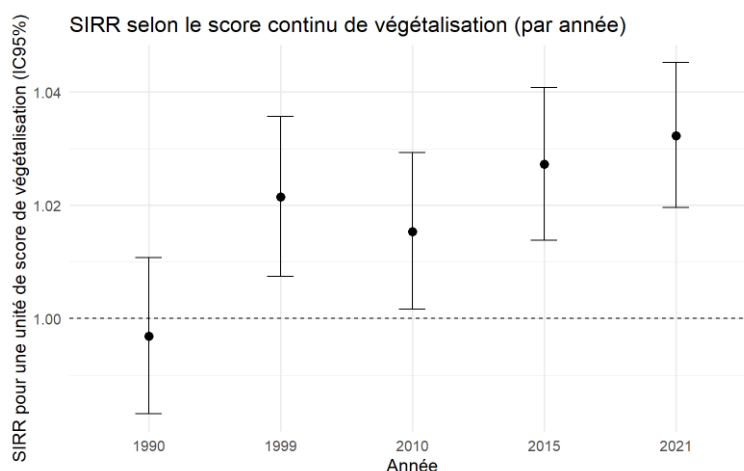
En 1968, une diminution de la mortalité dans les communes les plus défavorisées est représentée. En effet, Q1 présente un SIRR de 1,167, quant à Q5 un SIRR de 1,149, soit une diminution de 1,54 % de mortalité lorsque la population réside dans des territoires défavorisés. Une surmortalité est donc observée dans les quatre quintiles les plus défavorisés par rapport aux communes du premier quintile (les plus favorisés), sans tendance nette entre Q2 et Q5.

En 1975, de plus faibles taux de mortalité sont observés dans les quartiers favorisés (Q2 = 1,187) ainsi qu'une augmentation dans les communes défavorisées (Q5 = 1,201). Cependant, le quartier le plus touché est Q3 avec un SIRR à 1,214, ce qui évoque que les communes moyennement favorisées sont plus touchées. Nous retrouvons la même observation, que pour l'année 1968.

En 1982, une très légère augmentation des ratios est observée entre Q2 et Q5. La même tendance apparaît pour les années 1999 à 2021. Celle-ci se renforce et se stabilise avec une progression régulière des SIRR du Q2 au Q5 pour toutes les années.

## 6.2 Indicateur composite d'espaces verts accessibles au public

### 6.2.1 Analyse du score continu par années :



**Figure 4 :** Évolution de l'association entre rapport du rapport de ratio standardisé (SIRR) et le score continue de végétalisation par années

### Présentation :

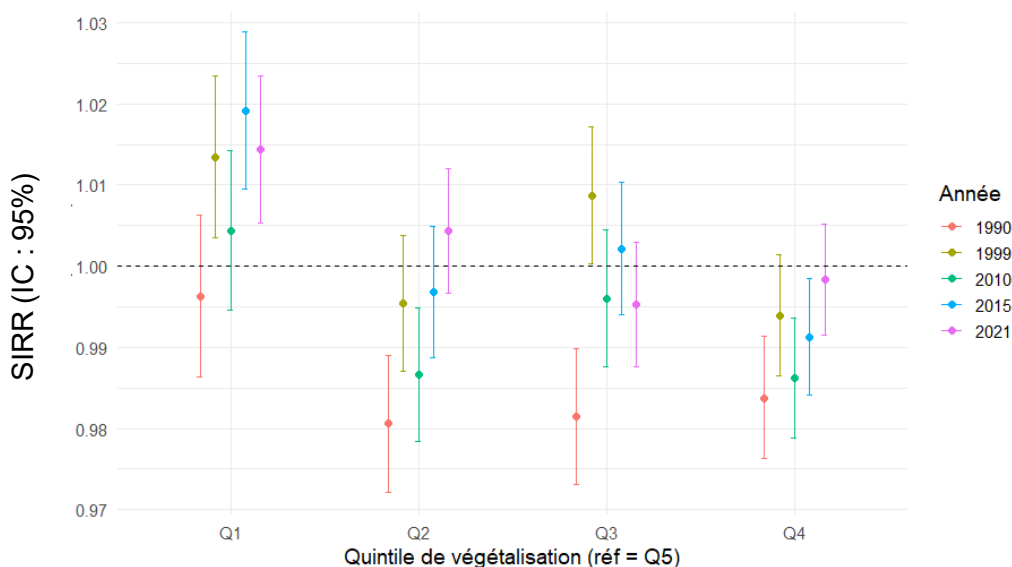
La figure 4 représente l'évolution dans le temps de l'association entre le score de végétalisation et la mortalité standardisée (SMR) par communes, par régression de Poisson. Dans ce graphique si le SIRR est supérieur à 1, cela signifie qu'une augmentation du score de végétalisation est associé à une hausse de la mortalité.

Les analyses sont toutes significatives, à l'exception de l'année 1990 où l'intervalle de confiance comprend 1 [IC 95% : 0,98 -1,01].

### Analyse :

De 1999 à 2021, le SIRR est significativement supérieur à 1, indiquant qu'une augmentation du score de la végétalisation est associé à une hausse de la mortalité. Ce n'est qu'en 1990 qu'un SIRR de 0,97 est observé, reflétant le fait que le score de végétalisation peut être associé à une diminution du SMR. Cependant, ce score n'est pas significatif.

#### 6.2.2 Analyse par quintiles : référence Q5 :



**Figure 5 :** Évolution du rapport de ratios standardisés de mortalité (SIRR) selon les quintiles de végétalisation entre 1990 et 2021, (référence = Q5)

### Présentation :

La figure 5 représente l'évolution du SIRR selon les quintiles de végétalisation, pour les années 1990, 1999, 2010, 2015 et 2021, avec pour référence Q5. Dans cette figure, Q1 correspond aux communes les plus végétalisées et Q5 aux communes les moins végétalisées. Chaque année est représentée par une couleur distincte, permettant une lecture comparative dans le temps. Dans cette analyse, si le SIRR est supérieur à 1, cela indique une surmortalité dans les communes étudiées selon le quintile, comparées aux communes les moins végétalisées (Q5, référence).

Les indices de dispersion varient entre 1,564 et 1,978, indiquant l'absence de surdispersion marquée et confirmant que le modèle de Poisson est globalement adapté aux données.

### Quintile 1 :

Les SIRR sont supérieurs à 1 et significatifs en 1999 (SIRR = 1,013 [IC95 % : 1,003-1,023]), 2015 (SIRR = 1,019 [IC95 % : 1,010-1,029]) et 2021 (SIRR = 1,014 [IC95 % : 1,005-1,023]). Les valeurs de 1990 (SIRR = 0,996 [IC95 % : 0,986-1,006]) et 2010 (SIRR = 1,004 [IC95 % : 0,995-1,014]) sont proches de 1 et non significatives. Ces résultats indiquent qu'en 1999, 2015 et 2021, la mortalité est légèrement plus élevée dans les communes les plus végétalisées que dans celles les moins végétalisées.

### Quintile 2 :

Des SIRR significativement inférieurs à 1 sont observés, avec en 1990 un SIRR = 0,981 (IC95 % [0,972-0,989]) et en 2010 un SIRR = 0,987 (IC95 % [0,978-0,995]), traduisant une mortalité plus faible que dans Q5 pour ces années. Les années 1999, 2015 et 2021 affichent des valeurs proches de 1, sans différence significative.

### Quintile 3 :

Les valeurs sont globalement proches de 1, avec un SIRR significativement supérieur à 1 en 1999 (SIRR = 1,009 [IC95 % : 1,000-1,017]) et un SIRR significativement inférieur à 1 en 1990 (SIRR = 0,981 [IC95 % : 0,973-0,990]). Les années 2010, 2015 et 2021 ne présentent pas de différences significatives.

### Quintile 4 :

Des SIRR significativement inférieurs à 1 sont observés en 1990 (0,984 [0,976-0,991]), 2010 (0,986 [0,979-0,994]) et 2015 (0,991 [0,984-0,999]), suggérant une mortalité plus faible que dans les communes les moins végétalisées. Les années 1999 et 2021 ne montrent pas de différences significatives.

## 6.3 Défavor environnementale : Les Usines d'Incinération d'Ordures Ménagères

### 6.3.1 Analyse binaire (présence d'UIOM) :

#### Présentation du jeu de donnée :

Le tableau 2 présente les données relatives aux incinérateurs d'ordures ménagères (UIOM) de catégorie 1.a, disponibles pour la période 1990 à 2021 en France métropolitaine. Sur le territoire français, une diminution de 65,8 % des incinérateurs d'ordures ménagères de catégorie 1.a peut être constatée entre 1990 et 2021.

**Tableau 2** : Nombre de communes exposées et non exposées à une UIOM par

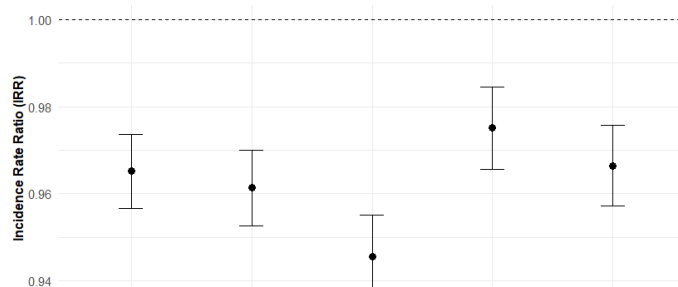
Année	Non exposées (IOM = 0)	Exposées (IOM = 1)
1968	37679	NA
1975	36349	NA
1982	36420	NA
1990	36230	333
1999	36344	235
2010	36454	135
2015	35170	129
2021	34715	114

### Les communes :

Au total, 371 communes ont accueilli au moins une UIOM active entre 1990 et 2021. Aucune commune n'a compté plus de deux UIOM active simultanément au cours de cette période.

**Tableau 3 :** Résultats des modèles de régression de poisson selon l'exposition à un UIOM

Année	IRR	IC 95 %	nombre d'observations	Dispersion
1990	0.965	0.957 - 0.974	36563	1.642753
1999	0.961	0.953 - 0.97	36579	3.095834
2010	0.946	0.936 - 0.955	36589	1.856062
2015	0.975	0.966 - 0.985	35299	2.110770
2021	0.966	0.957 - 0.976	34829	2.170382



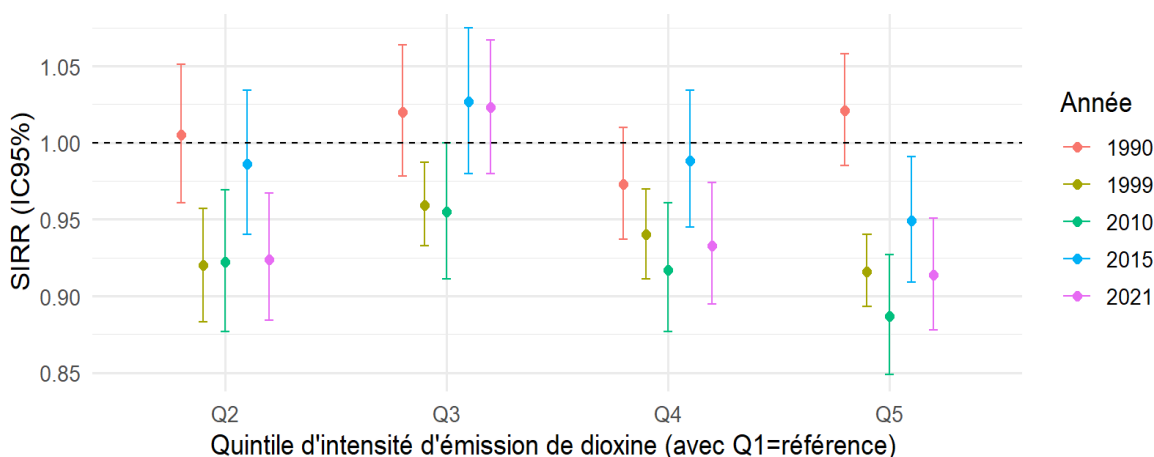
**Figure 6 :** Association entre l'exposition à un incinérateur (IOM) et la mortalité standardisée (SIRR et IC95%) par année (de 1990 à 2021)

Le tableau 3 présente les résultats de la régression de Poisson réalisée pour cinq années, allant de 1990 à 2021, visant à évaluer l'association entre la mortalité standardisée (SMR) et la présence d'un incinérateur d'ordures ménagères (UIOM) actif à l'échelle communale. La figure 6 représente, le rapport entre la mortalité des communes exposées à un UIOM actif et celle des communes non exposées, pour chaque année. Dans ce graphique si les SIRR sont supérieurs à 1 cela traduit une surmortalité associée à la présence d'un UIOM, tandis qu'un SIRR inférieur à 1 correspond à une sous-mortalité.

Au vu du tableau 3, aucun intervalle de confiance à 95 % ne contient la valeur 1 et les  $p$ -values sont toutes inférieures à 0,01, ce qui indique que les résultats sont statistiquement significatifs. Cependant, une surdispersion est observée pour les années 1999, 2015 et 2021, traduisant une variabilité importante des données dans le modèle de Poisson et pouvant entraîner une sous-estimation de l'erreur.

Au vu de ce jeu de données, une sous-mortalité liée à la présence d'UIOM sur le territoire français est constatée pour toutes les années avec un SIRR stable autour de 0,95.

### 6.3.2 Analyse du taux d'intensité dioxine :



**Figure 7 :** Évolution du rapport de ratios standardisés de mortalité (SIRR) selon les quintiles d'intensité d'émission de dioxine, entre 1990 et 2021 (référence = Q1)

#### Présentation :

Le tableau de l'association entre l'intensité d'émission de dioxine et la mortalité standardisée selon les quintiles (référence = Q1) (annexe 5) et la figure 7 mettent en évidence l'évolution du SIRR selon les quintiles d'exposition à la dioxine, entre 1990 et 2020. Chaque analyse a été réalisée avec Q1 comme référence, correspondant aux communes les moins exposées, tandis que Q5 regroupe celles les plus touchées par les émissions de dioxines. Dans ces analyses si le SIRR est supérieur à 1, cela représente une surmortalité liée à l'émission d'intensité (l'exposition) de la dioxine.

#### 1990 :

En 1990, on n'observe pas d'association significative entre l'exposition à la dioxine et la mortalité standardisée. Les SIRR sont très proches de 1, avec 1,005 pour Q2, 1,020 pour Q3, 0,973 pour Q4 et 1,021 pour Q5. Tous les intervalles de confiance à 95 % incluent la valeur 1 et les  $p$ -values sont supérieures à 0,05, ces résultats ne sont donc pas statistiquement significatifs. On peut donc considérer que, pour 1990, les différences entre les groupes exposés ne sont pas statistiquement interprétables. De plus, on observe une surdispersion de 3,149 dans ce modèle de Poisson.

#### 1999 :

En 1999, toutes les communes exposées présentent une sous-mortalité liée aux émissions de dioxine, sans tendance linéaire nette. Le SIRR est de 0,920 pour Q2, remonte à 0,959 pour Q3, puis redescend à 0,940 pour Q4 et 0,916 pour Q5. Tous les résultats sont statistiquement significatifs ( $p$ -values < 0,05) et aucun intervalle de confiance à 95 % ne contient la valeur 1. Toutefois, l'indice de dispersion du modèle de Poisson est élevé (3,714), indiquant une surdispersion importante dans les données.

## **2010 :**

En 2010, on observe la même tendance qu'en 1999, avec une remontée du SIRR entre Q2 (0,922) et Q3 (0,955), suivie d'une diminution entre Q3 et Q5, avec un SIRR de 0,917 pour Q4 et 0,887 pour Q5.

Tous les résultats sont significatifs, avec des  $p$ -values inférieure à 0,05, sauf Q3 qui est à la limite ( $p = 0,0495$  et  $IC95 \% = 0,911-1$ ), et l'indice de dispersion du modèle est de 4,838.

## **2015 :**

En 2015, ce sont les communes moyennement exposées qui présentent le SIRR le plus élevé, avec une valeur de 1,027 pour Q3. À l'inverse, les communes les plus exposées ont des SIRR plus faibles, avec 0,988 pour Q4 et 0,949 pour Q5. Parmi ces résultats, seul Q5 est significatif, avec une  $p$ -value de 0,0170. Une forte surdispersion est observé dans ce modèle de régression de Poisson, avec un indice de dispersion de 5,216.

## **2021 :**

En 2021, on retrouve une dynamique un peu comparable à 2015, avec un SIRR plus élevé pour Q3 à 1,023, mais cette fois non significatif, avec une  $p$ -value de 0,3028. Les communes les plus exposées à la dioxine présentent des SIRR inférieurs à 1, avec 0,933 pour Q4 et 0,914 pour Q5, tous deux significatifs.

On observe aussi une sous-mortalité significative dès Q2, avec un SIRR de 0,924 et une  $p$ -value de 0,0006. Cependant, l'indice de dispersion du modèle est élevé, à 5,489.

## **Conclusion : Analyse de la dioxine**

L'analyse met alors en évidence un schéma assez régulier sur les cinq années étudiées. Dans 4 cas sur 5, le quintile Q3 présente le SIRR le plus élevé, souvent autour de 1, ce qui pourrait indiquer une mortalité légèrement plus importante dans les communes moyennement exposées. Cependant, ces résultats sont rarement significatifs, à l'exception de 2010.

On observe aussi une surdispersion importante dans tous les modèles, avec des indices supérieurs à 3 pour chaque année. En 1990, aucune des associations testées n'est significative. Enfin, il n'existe pas de tendance nette à la baisse de la mortalité au fil du temps, avec des résultats hétérogènes, parfois significatifs, sans trajectoire évidente selon les années.

## **7. Discussion**

Pour rappel l'objectif principal de l'étude était le suivant : Comment un indicateur composite social et des indicateurs environnementaux peuvent-ils être utilisés comme outils

complémentaires pour caractériser les inégalités territoriales de santé à partir de la mortalité standardisée ?

Afin de répondre à cet objectif cette partie sera organisée en quatre sections. L'analyse débutera par l'interprétation des résultats suivie de la confrontation avec la littérature, au vu de celle-ci les limites et biais méthodologiques de cette étude seront explorés, et termineront par les différentes perspectives issues de ces analyses.

## **7.1 Mise en perspective des résultats avec la littérature**

Le French Deprivation Index est souvent mobilisé dans diverses études afin de caractériser les zones de désavantage social. Composé de plusieurs variables socio-économiques (taux de chômage, taux d'ouvrier, diplômes, et revenus moyens), il est, dans la littérature, fréquemment associé à diverses pathologies ou à des facteurs comportementaux (tabagisme, alcoolisme...).

D'après les résultats, une forte association est représentée entre mortalité standardisée et commune défavorisée pour toutes les années. Cette association peut confirmer l'hypothèse que les communes les plus défavorisées (socialement) sont plus susceptibles d'être exposées à des facteurs socio-économiques défavorables à la santé. Ces résultats entrent en cohérence avec les travaux réalisés par Grégoire Rey, Eric Jougl, Anne Fouillet et Denis Hémon. En effet, cette étude, exposant la relation entre le désavantage social et la mortalité durant les années de 1997 à 2001, montre un rapport de taux de mortalité de 24 % plus élevé dans les communes du cinquième quintile (les plus défavorisées) par rapport à celles du premier quintile (les plus favorisées). L'étude montre les mêmes résultats significatifs, une association entre l'indice FDep99 et la mortalité standardisée (Rey et al., 2009).

Toutefois, elle met en évidence une contradiction avec la tendance nationale de l'augmentation de l'espérance de vie. En effet, en France l'espérance de vie tend à s'accroître de façon continue depuis 1947. En régulière augmentation, elle progresse aussi bien chez les femmes que chez les hommes (INSEE, 2019). Cependant, cette moyenne peut masquer des inégalités de plus en plus marquées. En effet, au vu du FDep révisé, nous pouvons retrouver une mortalité plus élevée dans les communes les moins favorisées par rapport aux plus favorisées. Selon l'INSEE, peu d'études portent sur les écarts d'espérance de vie selon les catégories sociales. Cependant, l'INSEE montre que les populations les plus aisées ont une espérance de vie nettement plus élevée « parmi les 5 % les plus aisés, l'espérance de vie à la naissance des hommes est de 84,4 ans, contre 71,7 ans parmi les 5 % les plus modestes, soit 13 ans d'écart », tandis que chez les femmes

l'écart est de 8 ans (INSEE, 2018). Cela met en avant l'importance de prendre en compte les ISS, car les moyennes nationales peuvent masquer ces disparités. Au vu de ce paradoxe, où l'espérance de vie augmente en France alors que l'on observe une mortalité plus élevée dans les communes défavorisées, il est possible de suggérer l'hypothèse que les populations résidant dans les quartiers défavorisés sont susceptibles d'être plus exposées à des nuisances environnementales (pollution atmosphérique, bruit, pesticides). Ces expositions pourraient contribuer à expliquer la surmortalité observée. Cependant, d'autres facteurs peuvent influencer cette hausse de la mortalité, tels que les pathologies ou encore les comportements à risque (tabagisme, alcoolisme...).

Le FDep, bien qu'étudié en association avec la mortalité, est également mobilisé dans différentes études sur des pathologies ou une population spécifique. Celui-ci n'est pour autant pas systématiquement le plus adapté pour capter les inégalités sociales. En effet, plusieurs articles ont réalisé une comparaison du FDep avec différents indicateurs tel que le FEDI (French European Deprivation Index). Une étude ayant pour objectif d'évaluer la pertinence de ces deux indicateurs sur la santé périnatale, a mis en évidence que ces deux indicateurs n'étaient pas performants. Les auteurs relèvent que ces indicateurs ont capté différentes disparités dues à leurs variables (Barry et al., 2022). Cependant, une étude évaluant la fiabilité du FDep et du FEDI dans la mesure des conditions socio-économiques résidentielles d'une cohorte de femmes âgées françaises a mis en évidence une meilleure sensibilité du FDep à capter la problématique souhaitée, ainsi jugé plus adapté à cette population, tandis que le FEDI révélait des associations incohérentes, notamment avec le tabagisme (Temam et al., 2017). Toutefois, les auteurs s'accordent à exprimer l'importance de réaliser et de vérifier que l'indicateur choisi reflète bien les inégalités sociales dans le contexte étudié (problématique et population cible) car leurs variables peuvent influencer les résultats (Barry et al., 2022; Temam et al., 2017).

Bien que le FDep soit principalement utilisé dans des études portant sur les problématiques de santé, il peut également être mobilisé dans le cadre de la recherches environnementales. C'est ce que démontre l'article de Chen Chen et al., où le FDep est associé aux niveaux de contamination de l'eau potable dans une approche de justice environnementale (Chen Chen et al., 2025).

Alors que cet indicateur met en évidence un gradient social marqué dans la mortalité, l'indice d'espaces verts accessibles au public offre une perspective complémentaire en ciblant un déterminant environnemental.

D'après la figure 5, représentant l'évolution du rapport de taux de mortalité (SIRR) selon les quintiles de végétalisation avec comme référence Q5, aucune tendance nette ne se

dessine. Cependant, une surmortalité liée à Q1, peut être observée, signifiant une mortalité plus élevée que dans les communes les moins végétalisées. Ce résultat peut paraître contre-intuitif, car un effet protecteur lié à la végétalisation pour les communes possédant le plus de d'espaces verts était attendu. Mais au contraire la majorité des SIRR sont inférieurs à 1, pour les quintiles possédant le moins de végétalisation (Q2, Q3 et Q4), et notamment dans le Quintile 3, où tous les SIRR sont inférieurs à 1. Donc les communes possédant le moins de végétalisation (Q5) présentent un taux de mortalité plus faible. Au vu de la littérature les auteurs s'accordent à dire que la végétalisation permet une réduction de la mortalité toutes causes. Cependant, plusieurs études utilisent toutes un indicateur de végétalisation autre que celui utilisé dans nos analyses. Ils mettent en relation la mortalité avec le Normalized Difference Vegetation Index (NDVI). Les études utilisant cet indicateur montrent une association avec une diminution de la mortalité toutes causes confondues et celle liée aux maladies cardiovasculaires liée à une exposition aux espaces verts (Brochu et al., 2022; Lee et al., 2020; Liu et al., 2022). Néanmoins, ces études ne distinguent pas la végétalisation visuelle et physique et donc prennent en compte tous les espaces verts captés par le NDVI. En revanche, une étude ayant pour objectif d'évaluer l'association entre végétalisation (mesurée par la couverture végétale fractionnaire : FVC, dérivée du NDVI) et la mortalité liée à la BPCO, à l'échelle infra-communale en Chine, montrent une augmentation des décès liés au BPCO dans les zones les plus végétalisées (dans 63% de la commune) (Gou et al., 2023) contrairement à une revue de la littérature qui elle, met en évidence une réduction des pathologies respiratoires, associée à la végétalisation en milieu urbain (Mueller et al., 2022). Les auteurs décrivent plusieurs limites quant à l'interprétation des résultats concernant les pathologies respiratoires, notamment avec plusieurs facteurs pouvant influencer ces résultats tels que l'âge, le comportement individuel, ou encore la pollution de l'air (Gou et al., 2023). Ces limites peuvent également s'inscrire dans notre étude.

Après avoir examiné un facteur environnemental bénéfique comme la végétalisation, il peut paraître intéressant d'évaluer un indicateur simple de défaveur environnementale, tel que les usines d'incinération d'ordures ménagères, afin de mieux comprendre les disparités territoriales.

D'après notre étude, les résultats n'ont pas montré d'association significative entre mortalité et présence d'une UIOM sur une commune, en effet, aucun SIRR n'est supérieur à 1. Seule une légère augmentation de la mortalité a été observée dans les années 2015 et 2021, mais avec un SIRR toujours inférieur à 1. L'exposition à une pollution atmosphérique peut entraîner des conséquences sur la santé de la population. Cependant, d'après plusieurs études aucune association significative n'a été trouvée entre surmortalité et présence d'un

incinérateur sur le territoire. Une étude réalisée au Japon, démontre une neutralité concernant la mortalité toutes causes, et la présence d'incinérateur, une fois les facteurs socio-économiques pris en compte, en comparant les zones avec incinérateur et celles sans UIOM (De Titto & Savino, 2019; Fukuda et al., 2003). De plus, plusieurs études mettent en évidence des résultats équivoques concernant l'impact des UIOM sur l'incidence et la mortalité dû aux cancers (De Titto & Savino, 2019; Rushton, 2003). Cependant, différentes publications suggèrent une association possible avec certains cancers et d'autres pathologies, notamment en lien avec la présence d'anciens incinérateurs (De Titto & Savino, 2019). Par ailleurs, une revue systématique rapporte une association faible avec l'augmentation des hospitalisations pour pathologies respiratoires, et suggère une possible relation avec les lymphomes non hodgkiniens (Bottini et al., 2025).

Une étude réalisée au Japon sur 590 municipalités ayant pour objectif d'étudier la relation entre mortalité et la dioxine rejetée par les incinérateurs, a trouvé une concentration significative de PCDD/F chez les habitants, et dans les œufs des poules résidents sous le vent, soulevant la nécessité d'une séparation adéquate entre une UIOM et les zones résidentielles, soulignant les risques liés à l'exposition des UIOM (Fukuda et al., 2003). Une corrélation avec l'analyse du taux d'intensité de la dioxine par rapport au SMR est mise en évidence. En effet, selon le tableau annexe 5, beaucoup de résultats ne sont pas significatifs, de plus, aucune tendance n'est dégagée de cette analyse. La majorité des SIRR sont inférieurs à un, notamment pour Q4 et Q5, suggérant une sous-mortalité pour les communes les plus exposées à la dioxine. C'est pour Q3 que l'on retrouve une surmortalité liée à l'exposition du taux d'intensité de la dioxine dans les communes moyennement exposées, cependant ces résultats ne sont pas significatifs.

Le fait que peu d'études montrent une association entre mortalité et expositions aux dioxines, ne signifie pas qu'il n'y a pas d'impact sanitaire. En effet, les cendres volatiles produites par la combustion des incinérateurs peuvent engendrer des risques sanitaires à long terme. Ces risques concernent principalement les embryons ou encore nourrissons susceptibles de provoquer des modifications génétiques sur plusieurs générations (Thompson & Anthony (Moderators), 2005).

L'ensemble de ces résultats apporte des éléments intéressants, mais ils doivent être interprétés avec prudence au regard de plusieurs limites méthodologiques

## **7.2 Limites**

Comme vu précédemment le FDep adapté est un indicateur composite créé et réalisé selon la méthodologie de Rey&al. Cet indicateur comporte des limites propres à celui-ci

mais également méthodologique. Le FDep a été construit à partir de variables créées grâce aux données de 1990, peut être limité par l'évolution, sociale et culturelle, en effet, certaines variables, comme le baccalauréat, sont aujourd'hui moins discriminantes qu'à l'époque. De plus le FDep peut comprendre différentes limites méthodologiques. Créé et analysé à une échelle nationale, celle-ci peut lisser les inégalités territoriales, et donc ne pas prendre en compte les inégalités sociales de santé à une échelle plus fine (IRIS, quartier). Créer pour une étude nationale, de plus, celui-ci a été créé spécifiquement pour le territoire Français (en se basant sur des ressources et bases de données françaises) pouvant ainsi limiter les comparaisons internationales.

Si ces limites montrent que le FDep reste un outil pertinent mais partiel, d'où l'intérêt de le compléter avec d'autres indicateurs tel que l'indicateur composite d'espaces verts accessible au public.

Bien que certaines limites aient été évoquées dans la partie méthodologie lors de la création de l'indicateur composite de végétalisation, il paraît important de compléter ces contraintes afin de comprendre les résultats obtenus. Certains biais peuvent-être liés à la base de données du CLC, mise à jour tous les six ans, cela peut introduire un biais quant au suivi de l'indicateur sur plusieurs années. De plus, la résolution minimale de cet outil est de 25 hectares, soit 500m par 500m, signifiant que les petites zones (squares, jardins, espace restreints) ne sont pas détectées par le CLC, pouvant ainsi introduire un biais de mesure concernant les espaces verts. Méthodologiquement, cet indicateur, repose uniquement sur les classes du CLC, pouvant conduire à des résultats différents de ceux obtenus avec le NDVI, ou encore le *Recreation Location Quotient* (RLQ) adapté (Müller et al., 2019). En effet, le NDVI et le RLQ adaptés sont plus fins et composés d'autres variables permettant d'appréhender différemment la végétalisation. Cet indicateur ne prend pas en compte la qualité écologique, l'accessibilité réelle, l'usage des espaces verts, le comportement de la population, (activité physique, habitude de vie), ainsi que l'exposition physique des espaces verts (aucune donnée de fréquentation), pouvant impacter l'évaluation de l'exposition réelle de la population à ses espaces, ainsi que leurs accessibilité et utilisation. À cela s'ajoute des limites méthodologiques. L'estimation de la surface communale par addition des classes du CLC peut différer de la surface cadastrale réelle, notamment en raison des approximations cartographiques pouvant entraîner des écarts dans le calcul du score de végétalisation. Par ailleurs, deux approches du modèle de Poisson ont été testées avec une première analyse ayant comme quintile de référence Q1 (communes les plus végétalisées) et une seconde, prenant Q5 (communes les moins végétalisées). Le choix s'est porté sur la présentation des résultats avec Q5 comme référence, ce modèle permettait d'observer un contraste plus net permettant de mettre en avant les limites de

l'indicateur. Cette comparaison a également permis de vérifier sa robustesse, tout en montrant que Q5 reflète mieux la variabilité des résultats et souligne l'incertitude de leur interprétation. Ce résultat met en évidence la sensibilité des interprétations au paramétrage statistique, et souligne la nécessité de comparer différentes méthodes afin de consolider la robustesse des conclusions. Ces deux approches sont disponibles sous forme de cartographie en annexe 6.

Si la végétalisation soulève des limites liées à sa mesure et à son interprétation, l'indicateur simple des usines d'incinération d'ordures ménagères (UIOM), utilisé comme indicateur de défaveur social, présente, quant à lui, d'autres contraintes méthodologiques.

Ce proxy de défaveur environnementale a été créé grâce à un indicateur simple basé sur une variable d'intensité d'émission de dioxine. Le fait que cet indicateur ne repose que sur une variable constitue une limite dans l'évaluation de l'impact environnemental sur la santé de la population. En effet, celui-ci ne permet de capter qu'un seul type d'exposition (la dioxine) et exclut la possibilité d'intégrer d'autres formes d'expositions cumulées. Cette approche unidimensionnelle peut introduire un biais dans l'appréciation réelle des risques environnementaux. De plus, dans cette analyse aucun autre facteur n'a été pris en compte dans la mesure de cette exposition, or l'exposition réelle dépend de plusieurs facteurs météorologiques tels que le vent, la pluie, la topographie, mais également de la distance du site, ce qui ici n'est pas capté par l'indicateur. Un effet de confusion lié à d'autres sources d'exposition peut aussi être envisagé. Dans cette analyse, un seul facteur est pris en compte (la présence d'une UIOM), alors que la santé de la population peut être influencée par des expositions cumulées, comme d'autres types d'usines ou la pollution atmosphérique. Une autre limite peut être retrouvée dans l'absence de prise en compte du délai de latence entre exposition et la survenue de certaines pathologies. En effet, notre analyse met en relation l'exposition d'une année avec la mortalité de cette même année, sans considérer que certaines pathologies liées à cette exposition peuvent se développer après plusieurs années.

Certaines limites méthodologiques peuvent également être mentionnées. Plusieurs études utilisant les incinérateurs comme source d'exposition se basent sur une échelle spatiale spécifique, souvent définie par un rayon d'exposition (buffer). Dans notre analyse, l'exposition est appréhendée à l'échelle communale, ne permettant pas de distinguer les habitants résidant à proximité immédiate de l'incinérateur ou de ceux vivant plus éloignés. Ce choix méthodologique considère comme également exposé l'ensemble de la population communale, alors que le niveau d'exposition varie selon la distance au site, pouvant ainsi entraîner un biais de mesure. Un autre biais méthodologique peut-être mentionné. Cette limite concerne l'origine et la complétude des données relatives aux UIOM. Bien que nous

dispositions d'une base géolocalisée et datée, certaines informations concernant la manière dont les données ont été collectées, ainsi que sur la période de recensement et la qualité des mesures d'émission sont manquantes, pouvant ainsi limiter leurs fiabilités et leurs exhaustivités. Selon la littérature, plusieurs limites sont évoquées, pouvant expliquer une incertitude sur les résultats, notamment en ce qui concerne les effets sanitaires. De manière générale, une incertitude persiste quant aux impacts des incinérateurs d'ordures ménagères, principalement en raison de limites méthodologiques. Ces incertitudes sont accentuées par les concentrations relativement faibles de polluants émis par les installations, ainsi que par la faible taille des populations exposées, ce qui complique à la fois la détection de risques et la comparabilité des résultats entre études (Bottini et al., 2025)

### **7.3 Perspective recommandation**

Les résultats obtenus dans ce travail mettent en évidence des associations entre les indicateurs composites sociaux, environnementaux et la mortalité. Toutefois, certaines limites méthodologiques et observations inattendues invitent à prolonger l'analyse et à envisager plusieurs perspectives de recherche et d'action.

Les résultats de l'indicateur composite de végétalisation diffèrent de ceux de la littérature, pouvant souligner plusieurs limites. Dans une perspective d'approfondissement de ce travail, il aurait été intéressant de pouvoir comparer cet indicateur avec un autre comme le NDVI. En effet, comme vu précédemment le NDVI est utilisé dans de nombreuses études afin de caractériser les effets de la végétalisation. Le fait de réaliser une comparaison avec l'indicateur composite NDVI aurait pu permettre de renforcer la méthodologie de l'indicateur d'espaces verts accessibles au public ou encore de mesurer les biais qui lui sont propres. Cette démarche permettrait d'élaborer une réflexion plus large sur la pertinence des indicateurs environnementaux mobilisés en santé publique, en questionnant leur robustesse, leur comparabilité et leur capacité à guider les décisions de lutte contre les inégalités territoriales de santé.

Dans la même lignée l'indicateur simple d'Usine d'Incinération d'Ordures Ménagères (UIOM) présentait certaines limites méthodologiques. C'est pourquoi il aurait été intéressant d'adapter cet indicateur en intégrant une approche par buffer autour des sites étudiés. Cette approche aurait permis de tenir compte de la disparité spatiale des polluants et de l'exposition réelle de la population. Cette démarche aurait également facilité une meilleure appréhension des gradients d'exposition en fonction de la distance des installations. Il aurait été pertinent de pouvoir prendre en compte divers variables tels que la météorologie, ou encore la topographie afin de pouvoir construire un indicateur composite. Ces améliorations

méthodologiques auraient ainsi renforcé la capacité de l'indicateur à refléter de manière plus précise les inégalités environnementales et sanitaires associées à la présence d'IOM sur le territoire.

Concernant l'indicateur de désavantage social le FDep, il est important de notifier que celui-ci a été amélioré tout au long du stage. Par ailleurs, une nouvelle version du FDep étendu a été réalisée par le DPCE du Centre Léon Bérard.

Toutefois, l'indicateur composite de désavantage social FDep s'appuie uniquement sur quatre variables socio-économique. D'après l'hypothèse selon laquelle les habitants des quartiers défavorisés seraient plus amenés à être exposés à des nuisances environnementales traduisant une diminution de l'espérance de vie, il pourrait être intéressant d'explorer plusieurs pistes méthodologiques, afin de tester le lien entre exposition environnementale et désavantage social. L'analyse conjointe du FDep et d'une variable environnementale (pollution atmosphérique, bruit, pesticides) à l'échelle communale permettrait de mettre en avant l'articulation des dimensions sociales et environnementales. Des modèles de régression de Poisson incluant le FDep seul, puis le FDep associé à ses expositions, aideraient à identifier le rôle des facteurs environnementaux sur le désavantage social. Ce type d'analyse a déjà été réalisé, entre FDep et contamination de l'eau potable (Chen Chen et al., 2025), traduisant l'intérêt d'explorer cette approche.

Afin de compléter cette étude et de mettre en avant l'interaction de ses déterminants, il pourrait être pertinent de réaliser une analyse croisée de ces trois indicateurs. L'articulation de ces indicateurs permettrait d'appréhender les inégalités sociales et environnementales conjointement afin de mieux caractériser les inégalités territoriales de santé. De ces analyses pourrait en découler la construction de l'indicateur composite intégrant à la fois des variables sociales et environnementales, afin de mieux appréhender les expositions cumulatives. Ces indicateurs composites mixtes pourront aider à caractériser les inégalités territoriales à l'échelle communale et également accompagner les politiques publiques.

## **7.4 Santé publique et environnement : Le rôle des indicateurs en Santé Publique**

Au-delà des résultats, l'enjeu est de comprendre en quoi ces indicateurs sont utiles en Santé Publique, et comment ils peuvent aider à adapter les politiques aux réalités territoriales.

Les déterminants de santé sont des facteurs pouvant influencer positivement ou négativement l'état de santé de la population. Comme évoqué précédemment, les

déterminants sociaux et environnementaux occupent une place centrale dans la compréhension des inégalités. Ces déterminants peuvent interagir entre eux et générer des inégalités sociales et environnementales de santé, posant la question sur la notion de justice ou d'injustice sociale et environnementale. La réduction de ces inégalités constitue aujourd'hui un enjeu majeur de santé publique.

Bien que ce travail s'articule autour d'un champ méthodologique et d'analyse épidémiologique, les indicateurs mobilisés tout au long de cette étude, trouvent leur place dans le champ de la santé publique. L'utilisation des indicateurs composite sociaux et environnementaux mobilisés dans cette étude, visait à explorer les inégalités sociales et environnementales de santé. Bien que le FDep ait confirmé son intérêt pour caractériser les inégalités sociales, les résultats concernant la végétalisation et les UIOM, restent plus contrastés, soulignant la nécessité d'une approche méthodologique complémentaire pour appréhender d'autres indicateurs (PM, bruit, pesticides, ...). Toutefois, l'utilisation de ces indicateurs a permis de mettre en évidence une vision spatiale et temporelle des disparités territoriales à l'échelle communale en France métropolitaine.

Les indicateurs sont souvent utilisés en santé publique. En effet, leur objectif est de traduire des phénomènes complexes en une mesure unique, leur permettent d'être mobilisés par les politiques publiques dans divers domaines. En pratique, ces outils peuvent être utilisés pour la surveillance épidémiologique et environnementale (la plupart des indicateurs sont réutilisables sur plusieurs années). Ces indicateurs composites peuvent contribuer à caractériser des problèmes de santé publique et, en tant qu'outils d'aide à la décision, permettre de proposer des actions adaptées et ciblées aux spécificités des territoires étudiés. Ils peuvent également mettre en évidence et assurer un suivi des changements sociaux, environnementaux ainsi que de caractériser les inégalités territoriales sur plusieurs millésimes. Enfin, ces outils permettent de révéler la vulnérabilité d'un territoire, identifier les populations à risque, ou encore caractériser une logique d'exposition cumulative.

Ces indicateurs présentent une dimension pluridisciplinaire, puisqu'ils peuvent être mobilisés par différents acteurs tels que les ARS, Santé publique France, les épidémiologistes ou encore les observatoires territoriaux.

## Conclusion

Les inégalités sociales et environnementales de santé peuvent induire de nombreuses problématiques allant des injustices territoriales et socio-environnementales, jusqu'à l'apparition ou l'aggravation de pathologies physiques ou psychiques. Reconnue aujourd'hui comme un problème de santé publique, c'est dans ce cadre que s'inscrit ce mémoire. Son objectif était d'examiner comment un indicateur composite social et des indicateurs environnementaux pouvaient être mobilisés comme outils complémentaires afin de caractériser les inégalités territoriales de santé à partir de la mortalité standardisée.

Différentes analyses ont été menées en France métropolitaine à l'échelle communale. L'étude portant sur un indicateur composite de désavantage social (le French Deprivation Index révisé), un indicateur composite environnemental d'espaces verts accessibles au public (dérivé de la base de données du CLC) et un indicateur simple environnemental, basé sur les usines d'incinération d'ordures ménagères, utilisé comme proxy de défaveur environnementale, ont montré des résultats hétérogènes. Le FDep révisé a su confirmer sa pertinence pour caractériser les inégalités sociales de santé en confirmant une augmentation du taux de mortalité standardisée liée à la défaveur sociale, en accord avec les résultats de la littérature. L'indicateur de végétalisation, n'a cependant, montré aucune corrélation entre mortalité standardisée et absence de végétalisation allant à l'encontre des résultats trouvés dans la littérature. Concernant les UIOM, les résultats obtenus sont incertains, tout comme ceux d'autres études. Cette étude soulève la difficulté d'évaluer les expositions socio-environnementales et souligne l'importance d'étudier les problématiques étudiées afin d'adapter au mieux les indicateurs choisis. Cependant, l'analyse a révélé certaines limites méthodologiques et d'accessibilité aux données mettant en avant l'importance de ne pas surinterpréter les résultats ni de se fier uniquement aux indicateurs pour caractériser ces inégalités.

Cette étude a permis de mettre en évidence l'interdépendance des indicateurs sociaux et environnementaux, soulignant l'importance de les analyser conjointement afin de mieux caractériser les inégalités sanitaires à l'échelle nationale.

Dans cette perspective, de futures recherches pourraient explorer la construction des indicateurs composites intégrant à la fois des variables sociales et environnementales, afin d'approfondir la compréhension des inégalités socio-environnementales en France métropolitaine à l'échelle communale. Cela permettrait d'appréhender l'impact cumulatif de ces désavantages sur la santé de la population.

---

## Bibliographie

---

- Agence européenne pour l'environnement. (2019, mai 10). 3.2.4 *Transitional woodland/shrub*. Updated CLC illustrated nomenclature guidelines. <https://land.copernicus.eu/content/corine-land-cover-nomenclature-guidelines/html/index-clc-324.html>
- André, F., Bard, D., Bonvallot, N., Collet, S., Deloraine, A., Dufour, A., Dufour, B., Fiani, E., Fréry, N., Gallotti, S., Keck, G., Ledrans, M., Querrec, F. L., Narbonne, J.-F., Bertrand, E., Rouhan, A., Jasmin, F., & Technologies, A. (2003). *Exposition aux dioxines de la population vivant à proximité des UIOM* (p. 200) [Rapport technique / Rapport d'expertise]. <https://www.santepubliquefrance.fr/determinants-de-sante/pollution-et-sante/air/documents/rapport-synthese/incinerateurs-et-sante.-exposition-aux-dioxines-de-la-population-vivant-a-proximite-des-uiom.-etat-des-connaissances-et-protocole-d-une-etude-d-exp>
- Assaf, A., & Compton J., T. (Éds.). (2012). Historical Perspectives on AVHRR NDVI and Vegetation Drought Monitoring. In *Remote Sensing of Drought* (0 éd., p. 46-73). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b11863-9>
- Barboza, E. P., Cirach, M., Khomenko, S., lungman, T., Mueller, N., Barrera-Gómez, J., Rojas-Rueda, D., Kondo, M., & Nieuwenhuijsen, M. (2021). Green space and mortality in European cities : A health impact assessment study. *The Lancet Planetary Health*, 5(10), e718-e730. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(21\)00229-1](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(21)00229-1)
- Barry, Y., Le Strat, Y., Azria, E., Gorza, M., Pilkington, H., Vandentorren, S., Gallay, A., & Regnault, N. (2022). Ability of municipality-level deprivation indices to capture social inequalities in perinatal health in France : A nationwide study using preterm birth and small for gestational age to illustrate their relevance. *BMC Public Health*, 22(1), 1-15. <https://doi.org/10.1186/s12889-022-13246-1>

- Bottini, I., Vecchi, S., De Sario, M., Bauleo, L., Trentalange, A., Michelozzi, P., & Ancona, C. (2025). Residential exposure to municipal solid waste incinerators and health effects : A systematic review with meta-analysis. *BMC Public Health*, 25(1), 1-21. <https://doi.org/10.1186/s12889-025-23150-z>
- Brochu, P., Jimenez, M. P., James, P., Kinney, P. L., & Lane, K. (2022). Benefits of Increasing Greenness on All-Cause Mortality in the Largest Metropolitan Areas of the United States Within the Past Two Decades. *Frontiers in Public Health*, 10, 841936. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2022.841936>
- Cao, X., Tuerdi, N., Tang, H., Zhang, Y., Wang, X., Zheng, C., Tian, Y., Yu, X., Pei, X., Huang, G., & Wang, Z. (2025). Long-term exposure to residential greenness and cardiovascular disease and all-cause mortality in China. *BMC Public Health*, 25(1), 1645. <https://doi.org/10.1186/s12889-025-22899-7>
- Céline.M, & DGS. (2023, octobre 26). *Plan National Santé-Environnement 4 (PNSE 4) : « un environnement, une santé » (2021-2025)*. Ministère du Travail, de la Santé, des Solidarités et des Familles. <https://sante.gouv.fr/sante-et-environnement/les-plans-nationaux-sante-environnement/article/plan-national-sante-environnement-4-pnse-4-un-environnement-une-sante-2021-2025>
- Centre Léon Bérard. (s. d.-a). *Dioxines et effets sur la santé • Cancer Environnement [Prévention]*. Cancer Environnement. Consulté 8 août 2025, à l'adresse <https://www.cancer-environnement.fr/fiches/expositions-environnementales/dioxines/>
- Centre Léon Bérard. (s. d.-b). *Impact de l'environnement social et bâti tout au long de la vie sur le risque de tumeurs germinales testiculaires, étude TESTIS (étude TESTILife) – Le CASD – Centre d'accès Sécurisé aux Données*. Consulté 17 juin 2025, à l'adresse <https://www.casd.eu/project/impact-de-lenvironnement-social-et-bati-tout-au-long-de-la-vie-sur-le-risque-de-tumeurs-germinales-testiculaires-etude-testis-etude-testilife/>

- Chen Chen, F. F., Letellier, N., Benmarhnia, T., & Delpla, I. (2025). Environmental justice issues in drinking water contaminant exposure in a European context. *The Science of the Total Environment*, 959, 178094. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.178094>
- Cobs-Muñoz, V., & Westerholt, R. (2025). Proposing critical realism and second-generation environmental justice for advancing sacrifice zone analysis. *Progress in Environmental Geography*, 4(1), 44-68. <https://doi.org/10.1177/27539687241307953>
- Combes, B., Legendre, A.-L., & Remvikos, Y. (2020). Traiter les inégalités socio-environnementales de santé/bien-être. De l'importance du vécu des habitants et du croisement de la justice environnementale et sociale. *Environnement, Risques & Santé*, Vol. 19(4), 245-249. Cairn.info. <https://stm.cairn.info/revue-environnement-risques-et-sante-2020-4-page-245?lang=fr>
- Corine Land Cover. (s. d.-a). Consulté 11 juillet 2025, à l'adresse <https://artificialisation.developpement-durable.gouv.fr/comprendre-et-sensibiliser/bases-donnees/corine-land-cover>
- CORINE Land Cover. (s. d.). *CORINE Land Cover | Données et études statistiques*. Données statistiques. Consulté 7 août 2025, à l'adresse <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/corine-land-cover-0>
- Corine Land Cover. (s. d.-b). *Portail de l'artificialisation des sols, Corine Land Cover*. Portail de l'artificialisation des sols, Corine Land Cover. Consulté 7 août 2025, à l'adresse <https://artificialisation.developpement-durable.gouv.fr/comprendre-et-sensibiliser/bases-donnees/corine-land-cover>
- CORINE Land Cover | Données et études statistiques*. (s. d.). Consulté 11 juillet 2025, à l'adresse <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/corine-land-cover-0>

*CORINE Land Cover Clés d'interprétation de la nomenclature.* (s. d.). Consulté 10 juillet 2025, à l'adresse <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/media/2459/download?inline>

De Titto, E., & Savino, A. (2019). Environmental and health risks related to waste incineration. *Waste Management & Research*, 37(10), 976-986. <https://doi.org/10.1177/0734242X19859700>

Deguen, S., & Kihal-Talantikite, W. (2022). Les inégalités environnementales et sociales de santé en France, un champ de recherche à développer. *Informations sociales*, 206(2), 34-43. <https://doi.org/10.3917/inso.206.0034>

*Déterminants de la santé | INSPQ.* (s. d.). Institut national de santé publique du Québec. Consulté 1 juillet 2025, à l'adresse <https://www.inspq.qc.ca/exercer-la-responsabilite-populationnelle/determinants-sante>

*Dioxines et métaux lourds dans l'air ambiant.* (s. d.). Consulté 8 août 2025, à l'adresse [https://www.atmo-auvergnerhonealpes.fr/sites/aura/files/content/migrated/publications\\_import/files/2010\\_diox\\_ml\\_rapport.pdf?utm\\_source=chatgpt.com](https://www.atmo-auvergnerhonealpes.fr/sites/aura/files/content/migrated/publications_import/files/2010_diox_ml_rapport.pdf?utm_source=chatgpt.com)

DREES, & Santé Publique France. (2017). *Mesure des inégalités sociales—Déterminants sociaux et territoriaux de la santé* (L'état de santé de la population en France, p. 51-67). DREES. <https://drees.solidarites-sante.gouv.fr/sites/default/files/2021-01/Mesure%20des%20in%C3%A9galit%C3%A9s%20sociales%20-%20d%C3%A9terminants%20sociaux%20et%20territoriaux%20de%20la%20sant%C3%A9.pdf>

Franco, L. S., Shanahan, D. F., & Fuller, R. A. (2017, août 1). *A Review of the Benefits of Nature Experiences: More Than Meets the Eye.* <https://www.mdpi.com/1660-4601/14/8/864>

Frery N, Bard D, Bonvallot N, Collet S, Deloraine A, & Santé Publique France. (s. d.). *Incinérateurs et santé. Exposition aux dioxines de la population vivant à proximité des UIOM. Etat des connaissances et protocole d'une étude d'exposition.* Consulté

8 août 2025, à l'adresse <https://www.santepubliquefrance.fr/determinants-de-sante/exposition-a-des-substances-chimiques/polychlorobiphenyles-et-dioxynes/incinerateurs-et-sante.-exposition-aux-dioxines-de-la-population-vivant-a-proximite-des-uoim.-etat-des-connaissances-et-protocole-d-une-etude-d-exp>

Fukuda, Y., Nakamura, K., & Takano, T. (2003). Dioxins Released from Incineration Plants and Mortality from Major Diseases : An Analysis of Statistical Data by Municipalities. *Journal of Medical and Dental Sciences*, 50(4), 249-255. <https://doi.org/10.11480/jmnds.500402>

Gou, A., Tan, G., Ding, X., Wang, J., Jiao, Y., Gou, C., & Tan, Q. (2023). Spatial association between green space and COPD mortality : A township-level ecological study in Chongqing, China. *BMC Pulmonary Medicine*, 23(1), 89. <https://doi.org/10.1186/s12890-023-02359-x>

Grange, J. (2012). Chapitre II. La justice environnementale. *Agora*, 39-51. <https://shs.cairn.info/pour-une-philosophie-de-l-ecologie--9782266214360-page-39>

Hartig, T., Mang, M., & W. Evans, G. (1991, janvier). *Restorative Effects of Natural Environment Experiences*. <https://doi.org/10.1177/0013916591231001>

HCSP. (2021). Rapport relatif aux indicateurs composites en santé-environnement. In *Rapport de l'HCSP*. Haut Conseil de la Santé Publique. <https://www.hcsp.fr/explore.cgi/avisrapportsdomaine?clefr=993>

Huang, S., Tang, L., Hupy, J. P., Wang, Y., & Shao, G. (2021). A commentary review on the use of normalized difference vegetation index (NDVI) in the era of popular remote sensing. *Journal of Forestry Research*, 32(1), 1-6. <https://doi.org/10.1007/s11676-020-01155-1>

INERIS. (s. d.-a). *Construction de l'indicateur de qualité des environnements pour la population* | Ineris. Consulté 30 juillet 2025, à l'adresse <https://www.ineris.fr/fr/construction-indicateur-qualite-environnements-population>

- INERIS. (s. d.-b). *La démarche de caractérisation des inégalités environnementales* | Ineris. Consulté 16 juin 2025, à l'adresse <https://www.ineris.fr/fr/risques/dossiers-thematiques/tous-dossiers-thematiques/inegalites-environnementales/demarche>
- INSEE. (2018). *L'espérance de vie par niveau de vie—Méthode et principaux résultats—Documents de travail—F1801* | Insee. L'espérance de vie par niveau de vie - Méthode et principaux résultats. <https://www.insee.fr/fr/statistiques/3322051>
- INSEE. (2019). *Espérance de vie—Mortalité – Tableaux de l'économie française* | Insee. <https://www.insee.fr/fr/statistiques/3676610?sommaire=3696937>
- Joumard, R. (2018). Indicateurs d'environnement et de développement durable. In M. Kadja, A. Zaatri, H. Chemani, R. Bessaih, S. Benisaad, & K. Talbi (Éds.), *Fourth International Conference on Energy, Materials, Applied Energetics and Pollution, ICEMAEP2018* (Vol. 1, p. 60-71). Université des Frères Mentouri Constantine 1. <https://hal.science/hal-01817417>
- Keith, R. J., Hart, J. L., & Bhatnagar, A. (2024). Greenspaces with Cardiovascular Health. *Circulation research*, *134*(9), 1179-1196. <https://doi.org/10.1161/CIRCRESAHA.124.323583>
- Klompaker, J. O., Janssen, N. A. H., Bloemsma, L. D., Marra, M., Lebet, E., Gehring, U., & Hoek, G. (2021). Effects of exposure to surrounding green, air pollution and traffic noise with non-accidental and cause-specific mortality in the Dutch national cohort. *Environmental Health*, *20*(1), 82. <https://doi.org/10.1186/s12940-021-00769-0>
- Lacomba, I., Palomares-Bolaños, J., Juan-García, A., López, A., Olivero-Verbel, J., Caballero-Gallardo, K., Coscollà, C., & Juan, C. (2025). Levels and risk assessment of dl-PCBs and dioxins in soils surrounded by cement plants from industrial areas of Colombia and Spain. *Emerging Contaminants*, *11*(1), 100427. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2024.100427>
- Laurian, L., & Funderburg, R. (2012). Environmental justice in France? A spatio-temporal analysis of incinerator location. *Journal of Environmental Planning and Management*, *57*(3), 424-446. <https://doi.org/10.1080/09640568.2012.749395>

- Lee, H.-Y., Wu, C.-D., Chang, Y.-T., Chern, Y.-R., Lung, S.-C. C., Su, H.-J., & Pan, W.-C. (2020). Association between Surrounding Greenness and Mortality : An Ecological Study in Taiwan. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(12), 4525. <https://doi.org/10.3390/ijerph17124525>
- Légifrance, D. P. de la. (2021, mars 9). *Loi n°2021-1104 Climat et résilience du 22 août 2021*. DREAL Pays de la Loire. <https://www.pays-de-la-loire.developpement-durable.gouv.fr/loi-no2021-1104-climat-et-resilience-du-22-aout-a6267.html>
- Liu, X.-X., Ma, X.-L., Huang, W.-Z., Luo, Y.-N., He, C.-J., Zhong, X.-M., Dadvand, P., Browning, M. H. E. M., Li, L., Zou, X.-G., Dong, G.-H., & Yang, B.-Y. (2022). Green space and cardiovascular disease : A systematic review with meta-analysis. *Environmental Pollution*, 301, 118990. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.118990>
- Mariné Barjoan, E., Doulet, N., Chaarana, A., Festraëts, J., Viot, A., Ambrosetti, D., Lasalle, J.-L., Mounier, N., Bailly, L., & Pradier, C. (2020). Cancer incidence in the vicinity of a waste incineration plant in the Nice area between 2005 and 2014. *Environmental Research*, 188, 109681. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109681>
- Marmot, M. (2017). The health gap : Doctors and the social determinants of health. *Scandinavian Journal of Public Health*, 45(7), 686-693. <https://doi.org/10.1177/1403494817717448>
- Michela Nardo, Michaela Saisana, Andrea Saltelli, Stefano Tarantola, Anders Hoffman, & Enrico Giovannini. (2005, août 8). *Handbook on Constructing Composite Indicators, Methodology and User Guide*. OECD. [https://www.oecd.org/en/publications/handbook-on-constructing-composite-indicators\\_533411815016.html](https://www.oecd.org/en/publications/handbook-on-constructing-composite-indicators_533411815016.html)
- Ministère de la santé et des services sociaux, Hervé Anctil, Bédard, L., Christian Dubé, Lionel Carmant, Jean-Christophe Masseron, Marine Crest-Guilluy, & Dominique Combarous. (2012). *La santé et ses déterminants : Mieux comprendre pour mieux*

agir. Ministère de la santé et des services sociaux.  
<https://publications.msss.gouv.qc.ca/msss/fichiers/2011/11-202-06.pdf>

Ministère de la Transition écologique. (s. d.). *Stratégie nationale biodiversité 2030*. Consulté 14 juillet 2025, à l'adresse <https://www.ecologie.gouv.fr/politiques-publiques/strategie-nationale-biodiversite-2030>

Ministère du Travail, de la Santé, des Solidarités et des Familles. (2022, octobre 13). *Qualité de l'air : Sources de pollution et effets sur la santé*. Qualité de l'air : Sources de pollution et effets sur la santé. <https://sante.gouv.fr/sante-et-environnement/air-exterieur/qualite-de-l-air-exterieur-10984/article/qualite-de-l-air-sources-de-pollution-et-effets-sur-la-sante>

Mueller, W., Milner, J., Loh, M., Vardoulakis, S., & Wilkinson, P. (2022). Exposure to urban greenspace and pathways to respiratory health : An exploratory systematic review. *Science of The Total Environment*, 829, 154447. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154447>

Müller, G. (Grit), Harhoff, R. (Roland), Rahe, C. (Corinna), Berger, K. (Klaus), & Universitäts- und Landesbibliothek Münster. (2019). *Inner-city green space and its association with body mass index and prevalent type 2 diabetes : A cross-sectional study in an urban German city* (edsbas.2C6E65BC). BASE. <https://doi.org/10.1136/bmjopen-2017-019062>

OECD. (2008, août 21). *Handbook on Constructing Composite Indicators : Methodology and User Guide*. OECD. [https://www.oecd.org/en/publications/handbook-on-constructing-composite-indicators-methodology-and-user-guide\\_9789264043466-en.html](https://www.oecd.org/en/publications/handbook-on-constructing-composite-indicators-methodology-and-user-guide_9789264043466-en.html)

OMS. (1946). *Constitution*. <https://www.who.int/fr/about/governance/constitution>

Pearce, J. R., Richardson, E. A., Mitchell, R. J., & Shortt, N. K. (2010). Environmental justice and health : The implications of the socio-spatial distribution of multiple environmental deprivation for health inequalities in the United Kingdom.

*Transactions of the Institute of British Geographers*, 35(4), 522-522-539. Academic Search Premier. <https://doi.org/10.1111/j.1475-5661.2010.00399.x>

*PREPROCESSING TRANSFORMATIONS AND THEIR EFFECTS ON MULTISPECTRAL RECOGNITION p97-p130: Vol. Volume 1* (avec F. J. Kriegler, W. A. Maila, R. F. Nalepka, & W. Richardson). (1969). Ann Arbor: Willow Run Laboratories, Environmental Research Institute of Michigan. [http://archive.org/details/trent\\_0116401042951](http://archive.org/details/trent_0116401042951)

Quaranta, E., Dorati, C., & Pistocchi, A. (2021). Water, energy and climate benefits of urban greening throughout Europe under different climatic scenarios. *Scientific Reports*, 11, 12163. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-88141-7>

Rawls, J. (1999). *A theory of justice* (Rev. ed., 5.-6. printing). Belknap Press of Harvard Univ. Press. <https://giuseppicapograssi.wordpress.com/wp-content/uploads/2014/08/rawls99.pdf>

Rey, G., Jouglu, E., Fouillet, A., & Hémon, D. (2009). Ecological association between a deprivation index and mortality in France over the period 1997 – 2001 : Variations with spatial scale, degree of urbanicity, age, gender and cause of death. *BMC Public Health*, 9(1), 33. <https://doi.org/10.1186/1471-2458-9-33>

Rushton, L. (2003). Health hazards and waste management. *British Medical Bulletin*, 68(1), 183-197. <https://doi.org/10.1093/bmb/ldg034>

Sander, M., Klimesch, A., Samaan, L., Kühn, S., Augustin, J., & Ascone, L. (2025). Natural vs. built visual urban landscape elements around the home and their associations with mental and brain health of residents: A narrative review. *Journal of Environmental Psychology*, 104, 102559. <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2025.102559>

Santé Publique France. (2021, avril). *Pollution de l'air ambiant : Enjeu de santé publique actuel et enseignements du confinement du printemps 2020 lié à la Covid-19*. Pollution de l'air ambiant : enjeu de santé publique actuel et enseignements du confinement du printemps 2020 lié à la Covid-19.

<https://www.santepubliquefrance.fr/determinants-de-sante/pollution-et-sante/air/documents/infographie/pollution-de-l-air-ambient-enjeu-de-sante-publique-actuel-et-enseignements-du-confinement-du-printemps-2020-lie-a-la-covid-19>

Santé publique France. (2022, avril). *Santé environnementale : Une priorité de santé publique*. <https://www.santepubliquefrance.fr/presse/2022/sante-environnementale-une-priorite-de-sante-publique>

Santé Publique France. (2024, décembre). *Inégalités sociales et territoriales de santé*. Dossier Thématique. <https://www.santepubliquefrance.fr/inegalites-sociales-et-territoriales-de-sante>

Soga, M., & Gaston, K. J. (2025). Health benefits of viewing nature through windows : A meta-analysis. *BioScience*, biaf089. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaf089>

SPF. (s. d.). *Influence de caractéristiques urbaines sur la relation entre température et mortalité en Île-de-France*. Consulté 25 juillet 2025, à l'adresse <https://www.santepubliquefrance.fr/import/influence-de-caracteristiques-urbaines-sur-la-relation-entre-temperature-et-mortalite-en-ile-de-france>

Temam, S., Varraso, R., Pornet, C., Sanchez, M., Affret, A., Jacquemin, B., Clavel-Chapelon, F., Rey, G., Rican, S., & Le Moual, N. (2017). Ability of ecological deprivation indices to measure social inequalities in a French cohort. *BMC Public Health*, 17, 1-1-11. Academic Search Premier. <https://doi.org/10.1186/s12889-017-4967-3>

Thompson, J., & Anthony (Moderators), H. (2005). The health effects of waste incinerators. *Journal of Nutritional & Environmental Medicine*, 15(2/3), 115-156. <https://doi.org/10.1080/13590840600554685>

Ulrich, R., SIMONS, R., LOSITO, B., FIORITO, E., MILES, M., & ZELSON, M. (1991). STRESS RECOVERY DURING EXPOSURE TO NATURAL AND URBAN ENVIRONMENTS. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL PSYCHOLOGY*, 11(3), 201-230. Social Sciences Citation Index.

<https://research.ebsco.com/linkprocessor/plink?id=89d0488f-2112-33fe-b7cc-da190c9f822c>

VIDAL. (2019, septembre 16). *Les dioxines*. <https://www.vidal.fr/sante/nutrition/choisir-preparer-aliments/pesticides/dioxines.html>

Whitehead, M., & Dahlgren, G. (2006). Concepts and principles for tackling social inequities in health : Levelling up Part 1. *WHO Regional Office for Europe, Studies on social and economic determinants of population health*(N°2), Article EUR/06/5062293. <https://jech.bmj.com/lookup/doi/10.1136/jech-2024-222896>

WHO workshop. (2007, mars). *Population health and waste management : Scientific data and policy options*. ResearchGate. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.16383.00168>

World Health Organization Regional Office for Europe. (2016). *Urban green spaces and health* (No. WHO/EURO:2016-3352-43111-60341). Article WHO/EURO:2016-3352-43111-60341. <https://iris.who.int/handle/10665/345751>

Yeager, R. A., Smith, T. R., & Bhatnagar, A. (2020). Green environments and cardiovascular health. *Trends in cardiovascular medicine*, 30(4), 241-246. <https://doi.org/10.1016/j.tcm.2019.06.005>

Yeager, R., Keith, R. J., Riggs, D. W., Fleischer, D., Browning, M. H. E. M., Ossola, A., Walker, K. L., Hart, J. L., Srivastava, S., Rai, S. N., Smith, T., & Bhatnagar, A. (2024). Intra-neighborhood associations between residential greenness and blood pressure. *Science of the Total Environment*, 946. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173788>

Zulian, G., Marando, F., Mentaschi, L., Alzetta, C., Wilk, B., & Maes, J. (2022). Green balance in urban areas as an indicator for policy support : A multi-level application. *One Ecosystem*, 7, 39. <https://doi.org/10.3897/oneeco.7.e72685>

---

## Liste des annexes

---

Liste des annexes :

- **Annexe 1** : Rapport : Analyse préliminaire des variables des indicateurs composites sociaux et environnementaux; Méthodologie et résultats de la Scoping review
- **Annexe 2** : Tableaux de recensement des indicateurs
- **Annexe 3** : Tableau de recensement des classes composant le CORINE Land Cover
- **Annexe 4** : Tableau représentant l'évolution des résultats des modèles de Poisson pour le FDep par quintile selon les années
- **Annexe 5** : Tableau de l'association entre l'intensité d'émission de dioxine et la mortalité standardisée selon les quintiles
- **Annexe 6** : Cartographie des SIRR selon les quintiles de végétalisation en France métropolitaine

## **Annexe 1 : Rapport : Analyse préliminaire des variables des indicateurs composites sociaux et environnementaux**

Dans cette annexe nous pouvons retrouver le sommaire du rapport présenté ainsi qu'un résumé des résultats obtenues, un lien hypertexte est disponible afin de pouvoir consulter le rapport dans son intégralité.

### **Sommaire :**

1. Méthodologie du recensement des indicateurs : .....	2
1.1. Recensement des indicateurs sociaux et environnementaux.....	2
1.1.1. Revue de la littérature des indicateurs sociaux .....	2
1.2. Revue de la littérature des indicateurs environnementaux.....	3
1.2.1. Objectifs de la revue .....	3
1.2.2. Périmètre de recherche.....	4
1.2.3. Modalités d'analyse .....	6
1.2.4. Une approche multidimensionnelle de l'environnement.....	6
1.2.5. Critères de sélection et d'exclusion .....	6
1.2.6. Description du tableau des indicateurs composites environnementaux.....	7
2. Résultats du recensement des indicateurs sociaux et environnementaux.....	8
3. Méthodologie de sélection des indicateurs composite à analyser.....	9
3.1. Critères et méthodes de sélection des indicateurs composites à analyser.....	9
3.2. Indicateurs sélectionnés .....	11
3.3. Analyse des variables.....	12
4. Graphiques des résultats des analyses des variables.....	13
Bibliographie .....	16
Annexes.....	18

### **Résumé du rapport :**

#### **Méthodologie des revues de la littérature**

Dans le cadre des recherches liées aux indicateurs composites de défaveur sociale et environnementale, plusieurs revues bibliographiques ont été réalisées.

La première étape de ce travail consistait à exploiter une revue de la littérature préexistante, réalisée par un précédent stagiaire, recensant un ensemble d'indicateurs, et indicateurs composite sociaux issus de publication national et international.

Afin de structurer les résultats, un tableau de recensement a été établi. Il constitue la base des analyses menées sur les indicateurs composites sociaux. À partir de ce tableau, chaque indicateur a été repris afin de vérifier les sources, corriger certaines informations et

harmoniser la présentation. Ce travail a ensuite été complété par des recherches bibliographiques complémentaires.

Par la suite, une revue de la littérature, basé sur la méthodologie « scoping review » a été réalisée pour recenser et analyser les indicateurs composites environnementaux. Cette revue s'est appuyée sur le modèle PRISMA, avec des objectifs clairement définis, un périmètre de recherche précis, ainsi que des critères d'inclusion et d'exclusion.

Comme pour les indicateurs sociaux, un tableau de recensement des indicateurs composites environnementaux a été réalisé. Il reprend, pour la majorité des colonnes, les mêmes critères d'analyse afin de permettre une analyse croisée cohérente entre les deux volets

## **Résultats :**

### ***Indicateurs sociaux :***

En tout 57 indicateurs sociaux ont été recensés dans le tableau. Ses indicateurs ont été triés et classés selon 9 catégories tel que, Indicateurs/indices de désavantage social, indicateurs de bien-être, indicateur de santé, indicateurs de développement, indicateurs de pauvreté, indicateur de qualité de vie, indicateurs de l'urbanisation, indicateurs d'accessibilité, et indicateur de pauvreté. Au vu de ce tableau nous pouvons remarquer que beaucoup d'indicateurs entrent dans la catégorie liée au désavantage social ou encore à la pauvreté. Nous pouvons remarquer une hétérogénéité dans la sélection des indicateurs avec de nombreux pays, avec des objectifs pour la plupart très différents, notamment sur la mesure du désavantage matériel, les inégalité sociaux-économique ou les habitats. Cela pourrait refléter une variabilité selon les contextes nationaux.

Nous pouvons retrouver des méthodes de construction varié, avec des ACP, ou encore des Z-score pouvant ainsi interroger la comparabilité des scores. Au vu de ce recensement, nous pouvons remarquer que chèque score possède des échelles d'analyses différentes en fonction de leurs provenance (IRIS, National, Zones défini...). Au vu de cet revu international, beaucoup d'indicateurs ne sont transposable en France pour cause d'échelle non agréger,

### ***Indicateurs environnementaux***

Dans la seconde partie de cette méthodologie, 40 indicateurs composites environnementaux ont été recensé, contrairement aux indicateurs sociaux, les indicateurs recensés sont composites, et sélectionner selon leurs provenances, soit d'Europe ou de France. Chaque indicateur a été sélectionné selon son objectif, (liée à l'eau, la pollution, la biodiversité, la qualité environnementale...). Nous pouvons remarquer une diversité d'indicateurs, en effet certains sont créer pour la Santé Publique, tandis que d'autres sont créer pour des buts précis tel que la pollution, l'urbanisme, la vulnérabilité... Nous

retrouvons également une échelle d'analyse variée, allant du niveau communal au niveau national. Beaucoup d'indicateurs sont construits à partir de données mesurées (PM10, NO2, température...) ou bien prennent d'autres indicateurs comme variable/proxy environnementaux. La revue de la littérature a pu mettre en avant une abondance d'indicateurs simples de végétalisation (NDVI, proportion d'espace vert, couverture végétal...) souvent utilisés comme proxys environnementaux, mais très peu combine les variables avec d'autres dimensions environnementales ou sociales.

C'est pourquoi ces recherches m'ont permis de me familiariser avec les différents indicateurs existants et utilisés en Europe et en France, et donc faciliter l'identification et la mobilisation des proxys environnementaux pertinents pour mener les analyses statistiques en lien avec la problématique étudiée.

Lien hypertexte : [Rapport Analyse préliminaire des variables des indicateurs composites sociaux et environnementaux sociaux et environn.docx](#)

## **Annexe 2 : Tableaux de recensements**

*Tous les tableaux présenter en annexes sont disponible via les liens de partage hypertexte proposé. Ses tableaux seront présentés au formats Excel.*

### **Tableau de recensement des indicateurs composite sociaux**

*Liens permettant d'accéder au tableau : [Tableau de recensement des indicateurs sociaux.xlsx](#)*

### **Tableau de recensement des indicateurs environnementaux européens**

*Liens permettant d'accéder au tableau : [Tableau de recensement des indicateurs composites environnementaux européens.xlsx](#)*

### **Tableaux de recensement des indicateurs composites sociaux et environnementaux sélectionnés**

*Liens permettant d'accéder au tableau : [Tableaux de recensement des indicateurs composites sociaux et environnementaux sélectionnés.xlsx](#)*

### **Tableau d'analyse des variables des indicateurs composites sociaux et environnementaux**

*Liens permettant d'accéder au tableau : [Tableau d'analyse des variables.xlsx](#)*

### Annexe 3 : Tableau de recensement des classes composant le CORINE Land Cover

Liens permettant d'accéder au tableau : [Tableau de recensement des classes composant le CORINE Land Cover.xlsx](#)

### Annexe 4 : Tableau 4 :représentant l'évolution des résultats des modèles de Poisson pour le FDep par quintile selon les années

Année	Prédicteur	SIRR	IC 95 %	n obs	Dispersion
1968	FDepQt	1.046	1.044 – 1.048	34318	2.704
1975	FDepQt	1.057	1.055 – 1.059	34184	2.829
1982	FDepQt	1.074	1.072 – 1.076	33089	2.491
1990	FDepQt	1.045	1.043 – 1.047	32358	1.611
1999	FDepQt	1.053	1.051 – 1.055	33081	3.169
2010	FDepQt	1.066	1.064 – 1.068	34349	1.729
2015	FDepQt	1.070	1.068 – 1.072	34321	1.844
2021	FDepQt	1.075	1.073 – 1.077	34334	1.954

## Annexe 5 : Résultats de la régression Poisson de l'intensité d'émission de dioxine

**Titre :** Tableau 5 de l'association entre l'intensité d'émission de dioxine et la mortalité standardisée selon les quintiles (référence = Q1)

Année	Quintile	SIRR	IC 95 %	p-value	Dispersion
1990	Q1	1.000	référence	-	3.149
1990	Q2	1.005	[0.961 ; 1.051]	0.8358	3.149
1990	Q3	1.020	[0.978 ; 1.064]	0.3625	3.149
1990	Q4	0.973	[0.937 ; 1.01]	0.1424	3.149
1990	Q5	1.021	[0.985 ; 1.058]	0.2586	3.149
1999	Q1	1.000	référence	-	3.714
1999	Q2	0.920	[0.883 ; 0.957]	0.0000	3.714
1999	Q3	0.959	[0.933 ; 0.987]	0.0037	3.714
1999	Q4	0.940	[0.911 ; 0.97]	0.0001	3.714
1999	Q5	0.916	[0.893 ; 0.94]	0.0000	3.714
2010	Q1	1.000	référence	-	4.838
2010	Q2	0.922	[0.877 ; 0.969]	0.0013	4.838
2010	Q3	0.955	[0.911 ; 1]	0.0495	4.838
2010	Q4	0.917	[0.877 ; 0.961]	0.0002	4.838
2010	Q5	0.887	[0.849 ; 0.927]	0.0000	4.838
2015	Q1	1.000	référence	-	5.216
2015	Q2	0.986	[0.94 ; 1.034]	0.5565	5.216
2015	Q3	1.027	[0.98 ; 1.075]	0.2657	5.216
2015	Q4	0.988	[0.945 ; 1.034]	0.6058	5.216
2015	Q5	0.949	[0.909 ; 0.991]	0.0170	5.216
2021	Q1	1.000	référence	-	5.489
2021	Q2	0.924	[0.884 ; 0.967]	0.0006	5.489
2021	Q3	1.023	[0.98 ; 1.067]	0.3028	5.489
2021	Q4	0.933	[0.895 ; 0.974]	0.0013	5.489
2021	Q5	0.914	[0.878 ; 0.951]	0.0000	5.489

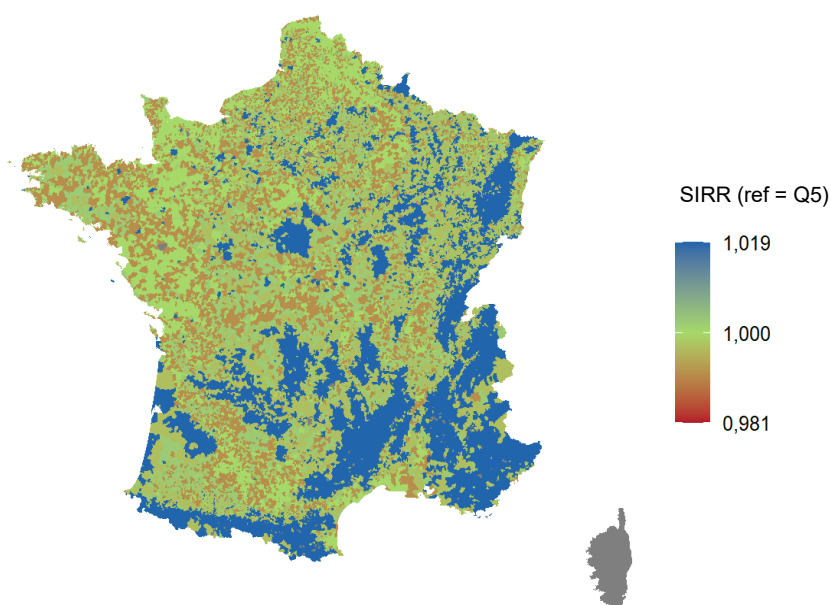
SIRR à pour référence Q1.

## Annexe 6 : Cartographie des SIRR selon les quintiles de végétalisation en France métropolitaine

**Figure 8** : Cartographie des SIRR selon les quintiles de végétalisation en France

**Titre** : Cartographie des SIRR selon les quintiles de végétalisation en France métropolitaine (2015)

**Sous-titre** : Modèle de Poisson. Référence : Q5 (moins végétalisées) ; SMR selon le modèle de Poisson

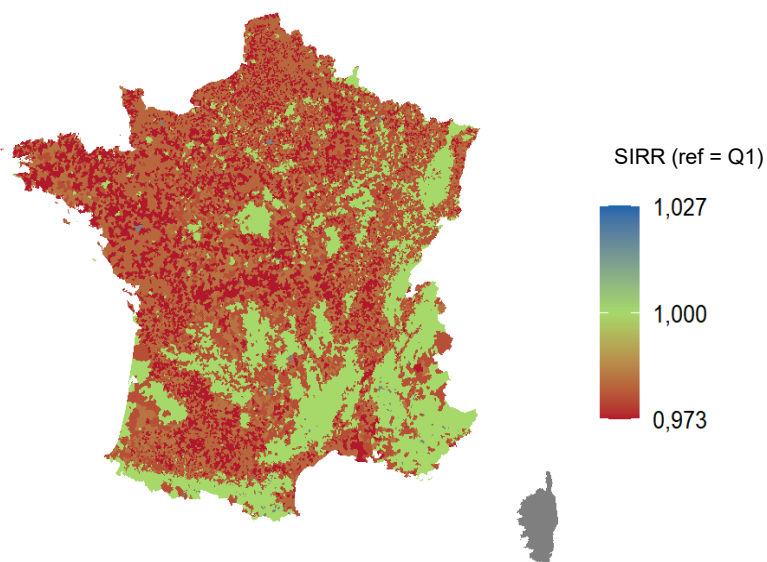


Sources : CépiDc/INSEE (Mortalité et recensement de la population) ; CLC (Base de données nationale CORINE Land Cover).  
Données du CLC : année 2018  
Données du SMR : année 2015

**Figure 9** : Cartographie des SIRR selon les quintiles de végétalisation en France

**Titre** : Cartographie des SIRR selon les quintiles de végétalisation en France métropolitaine (2015)

**Sous-titre** : Modèle de Poisson. Référence : Q1 (commune les plus végétalisées) ; SMR selon le modèle de Poisson



Sources : CépiDc/INSEE (Mortalité et recensement de la population) ; CLC (Base de données nationale CORINE Land Cover).  
Données du CLC : année 2018  
Données du SMR : année 2015

**Note** : Les cartes illustrent les ratios standardisés d'incidence (SIRR) estimés par un modèle de Poisson selon les quintiles de végétalisation. Chaque commune est colorée en fonction du quintile auquel elle appartient. Les SIRR ne sont donc pas calculés individuellement pour chaque commune, mais reflètent l'effet global estimé pour son quintile.

FAVIER	Chloé	Septembre 2025
<b>Master 2 : Méthodes et Outils en Santé Publique Environnementale</b> Promotion 2024-2025		
<b>Les indicateurs composites : outils d'analyse des inégalités sociales et environnementales de santé en France métropolitaine</b>		
<p><b>Résumé :</b></p> <p>Les déterminants sociaux et environnementaux influencent la santé de la population. Ils peuvent engendrer des inégalités sociales et territoriales, se traduisant par des injustices socio-environnementales et l'aggravation de pathologies chroniques ou aiguës. Aujourd'hui reconnues comme un enjeu de santé publique, ces inégalités nécessitent des outils de suivi adaptés. Les indicateurs composites offrent une approche pertinente pour traduire des phénomènes complexes grâce à des scores simplifiés. L'objectif de ce mémoire était d'analyser comment un indicateur composite social et des indicateurs environnementaux pouvaient être mobilisés conjointement pour caractériser les inégalités territoriales de santé à partir de la mortalité standardisée.</p> <p>Trois indicateurs ont été mobilisés dans la méthodologie : le French Deprivation Index (FDep) révisé utilisé comme proxy de défaveur sociale, un indicateur composite d'espaces verts accessible au public construit à partir du Corine Land Cover (CLC), et la présence d'incinérateurs d'ordures ménagères (UIOM) employé comme proxy de défaveur environnementale. Ces indicateurs ont été comparés au taux de mortalité standardisée (SMR) par régression de Poisson, à l'échelle communale en France métropolitaine. Les résultats ont été stratifiés en quintile afin de permettre une comparaison des indicateurs et d'explorer l'existence de gradients.</p> <p>Les résultats montrent une association cohérente et significative entre défaveur sociale et mortalité, confirmant la pertinence du FDep. Cependant, l'indicateur de végétalisation n'a pas révélé d'effet protecteur, contrairement à la littérature. Les résultats liés aux UIOM sont restés incertains, ce qui confirme les limites méthodologiques déjà mises en évidence par d'autres études.</p> <p>Ce mémoire met en avant la pertinence d'analyser conjointement des indicateurs sociaux et environnementaux afin de mieux appréhender les inégalités territoriales de santé. Cela souligne également l'importance de développer des indicateurs composites intégrant à la fois des variables sociales et environnementales. Cela permettrait d'aider à mesurer l'impact cumulé des désavantages et à guider les politiques publiques de dans les actions visant à réduire ses inégalités.</p>		
<p><b>Mots clés :</b></p> <p><b>Indicateur, indicateur composite, inégalités sociale et environnementale de santé, SMR et régression de poisson, French Deprivation Index révisé, indice de végétalisation, indicateur de défaveur environnementale (UIOM)</b></p>		
<p><b><i>L'Ecole des Hautes Etudes en Santé Publique n'entend donner aucune approbation ni improbation aux opinions émises dans les mémoires : ces opinions doivent être considérées comme propres à leurs auteurs.</i></b></p>		

FAVIER	Chloé	Septembre 2025
<b>Master 2 : Méthodes et Outils en Santé Publique Environnementale</b> Promotion 2024-2025		
<b>Composite indicators: tools for analysing social and environmental health inequalities in Metropolitan France</b>		
<p><b>Abstract :</b></p> <p>Social and environmental determinants influence the population's health. They can lead to social and territorial inequalities, resulting in socio-environmental injustices and the worsening of chronic or acute diseases. Now recognized as a public health issue, these inequalities require appropriate monitoring tools. Composite indicators offer a relevant approach to translating complex phenomena into simplified scores. The objective of this thesis was to analyze how a composite social indicator and environmental indicators could be used together to characterize territorial health inequalities based on standardized mortality.</p> <p>Three indicators were used in the methodology: the revised French Deprivation Index (FDep) used as a proxy for social disadvantage, a composite greenness indicator constructed from the Corine Land Cover (CLC), and the presence Municipal Solid Waste Incinerator (MSWI ) used as a proxy for environmental disadvantage. These indicators were compared to the standardized mortality ratio (SMR) using Poisson regression at the municipal level in metropolitan France. The results were stratified into quintiles to allow for comparison of the indicators and to explore the existence of gradients.</p> <p>The results show a consistent and significant association between social disadvantage and mortality, confirming the relevance of the FDep. However, contrary to the literature, the greenness indicator did not reveal a protective effect. The results related to UIOMs remained uncertain, confirming the methodological limitations already highlighted by other studies.</p> <p>This thesis highlights the relevance of analyzing social and environmental indicators together in order to better understand territorial health inequalities. It also underlines the importance of developing composite indicators that integrate both social and environmental variables. This would help measure the cumulative impact of disadvantages and guide public policy in actions aimed at reducing these inequalities.</p>		
<p><b>Mots clés :</b></p> <p>Index, composite indicator, social and environmental health inequalities, standardized mortality ratio (SMR), revised French Deprivation Index, greenness index, Municipal Solid Waste Incinerator (MSWI)</p>		
<p><b><i>L'Ecole des Hautes Etudes en Santé Publique n'entend donner aucune approbation ni improbation aux opinions émises dans les mémoires : ces opinions doivent être considérées comme propres à leurs auteurs.</i></b></p>		