

Les quatre axiomes implicites de l'ACV statique et leur échec structurel dans les systèmes environnementaux non linéaires

Theo Piens, Ph.D.

Chercheur environnemental indépendant, France · ORCID 0000-0002-4422-2786

TABLE DES MATIÈRES

Résumé	3
1. Introduction : un changement d'objet	4
1.1 Chaque déchet est un cycle mouvant, non une unité fixe	6
2. L'axiomatique implicite de l'évaluation statique	10
3. État de l'art et positionnement	13
3.1 Le pedigree et la fermeture log-normale	13
3.2 Le devenir et le transport multimédia	13
3.3 L'ACV dynamique et le couplage à la dynamique des systèmes	14
3.4 La toxicologie réglementaire du seuil	14
Positionnement	15
4. Taxonomie de la non-linéarité environnementale	15
5. Plancher d'incertitude irréductible (clé de voûte)	17
5.1 Quand davantage de données ne supprime pas la surprise	18
5.2 Trois corollaires (T2–T4) et l'horizon selon le milieu	18
6. Conclusion : un changement d'objet, et un programme	20
Annexe. Esquisse de preuve de T2 et T4 (Fokker-Planck sur le double puits, le nœud-col comme frontière de washout)	21
(Références de fond : Strogatz 2018 pour les formes normales de la fonce et du nœud-col ; littérature standard de la densité stationnaire de Fokker-Planck pour le double puits.)	22
Références	22
Supplément	23

Les quatre axiomes implicites de l'ACV statique et leur échec structurel dans les systèmes environnementaux non linéaires

Theo Piens, Ph.D. · Chercheur environnemental indépendant, France

ORCID 0000-0002-4422-2786

Préprint, version de travail (FR). Calculs et figures reproductibles, déposés en accès ouvert (DOI Zenodo à la première version stable). Compagnon scientifique du préprint ChaoticLCA (Piens 2026, Zenodo 10.5281/zenodo.20086772). Aucun conflit d'intérêt déclaré.

Cet article appartient au programme de recherche « Les déchets comme systèmes dynamiques » (Piens, en préparation). Pour ne pas alourdir le texte, la numérotation des sections (§x.y) est celle du manuscrit-livre dont les articles sont extraits ; les renvois à des sections non reproduites ici pointent vers le livre ou vers les articles compagnons, à savoir le Manifeste théorique (axiomes S1 à S4, théorèmes T1 à T4), le digesteur anaérobie, la toxicologie des contaminants émergents, la logistique environnementale, l'écologie des transitions critiques et la décision publique.

Résumé

Contexte. Une analyse de cycle de vie est, au fond, un argument chiffré : tel procédé de traitement de déchets pèse moins lourd sur l'environnement que tel autre, et des gens en font une décision. Or l'objet sur lequel porte le calcul n'est pas tout à fait celui que le calcul suppose. L'évaluation statique traite un déchet comme une **unité statique classée** : un inventaire figé, un score de qualité, un seuil réglementaire, une marge log-normale refermée autour du tout. Une fois libéré, pourtant, le déchet n'est plus une unité ; c'est un **sous-système dynamique imbriqué** dans des sols, des nappes, l'atmosphère et le vivant, dont la sortie n'est pas un nombre entaché de bruit mais un *régime*, un état de fonctionnement qualitativement distinct que le système peut quitter abruptement.

Thèse. Cette substitution d'objet n'est pas une approximation bénigne ; c'est un échec *structurel*, et il se laisse nommer. L'évaluation statique repose sur quatre axiomes implicites, jamais énoncés : l'**estimation ponctuelle** (S1), la **caractérisation linéaire** (S2), l'**indépendance au chemin** (S3) et l'**invariance catégorielle** (S4). Chacun, raisonnable dans son domaine d'origine, cède pour une classe précise de déchet ou de polluant, et il cède par un mécanisme que l'on peut nommer.

Apports. Nous dressons d'abord une **taxonomie** de huit modes d'échec, chacun portant une raison mathématique distincte. Nous démontrons ensuite quatre **théorèmes**. Le premier borne l'horizon de prédiction même sous modèle parfait, et c'est le plancher irréductible au sens de Lorenz (T1) ; le deuxième établit que dans une fenêtre bistable la statistique de sortie est bimodale, ce qui invalide la fermeture log-normale (T2) ; le troisième montre que sous dose-réponse non monotone aucun facteur de caractérisation unique n'existe (T3) ; le quatrième, qu'au voisinage d'une bifurcation un seuil fixe perd toute valeur prédictive (T4). Les neuf vignettes falsifiables qui chiffrent ces fractures sont développées dans les articles compagnons de ce programme.

Portée. Nous ne proposons pas un modèle prédictif universel, mais un **changement d'objet** : évaluer le régime dynamique d'un déchet autant que sa quantité, puis rapporter honnêtement l'incertitude qui en découle.

Abstract (English). A life-cycle assessment is, in the end, a quantitative argument that one waste-treatment process burdens the environment less than another, and people turn it into a decision. Yet the object the calculation rests on is not quite the one it assumes. Standard practice treats a waste as a *static, classified unit* (a fixed inventory, a quality score, a regulatory threshold, a log-normal margin closed around the whole), whereas once released a waste is no longer a unit but a **dynamical sub-system** nested in soils, groundwater, the atmosphere and the living world, whose output is a *regime* rather than a noisy number. We argue this substitution of object is a *structural failure*, and we name it: static evaluation rests on four implicit axioms (point estimation, linear characterization, path independence, categorical invariance), each of which fails, by a named mechanism, for a specific class of waste or pollutant. We give a taxonomy of eight failure modes and prove four theorems: a finite prediction horizon that more data cannot push back (T1), bimodal statistics in a bistable window that void the log-normal closure (T2), the impossibility of a single characterization factor under non-monotonic dose-response (T3), and the predictive blindness of a fixed threshold near a bifurcation (T4). We propose not a universal predictive model but a **change of object**: assess a waste's dynamical regime, not only its quantity.

1. Introduction : un changement d'objet

Dans le compte rendu standard d'une évaluation environnementale, un procédé de traitement de déchets est une *unité*. On lui attache un vecteur d'entrées et de sorties, un score de qualité, parfois un seuil réglementaire à ne pas franchir. L'arithmétique qui suit est de la même eau : on agrège des inventaires, on multiplie par des facteurs de caractérisation, on compare le

résultat à une limite. Tout y est linéaire, stationnaire, et l'ignorance qui reste est rangée sagement dans une marge log-normale, un « plus ou moins » accroché à une valeur centrale. Cette convention est remarquablement productive, et il faut le dire d'emblée : pour un procédé industriel fermé, sous contrôle, alimenté par des flux mesurés, elle fonctionne et elle fonctionne bien. Le problème n'est pas qu'elle calcule mal. C'est qu'elle calcule, souvent, sur le **mauvais objet**.

Car un déchet n'est une unité que tant qu'on le tient. Une fois libéré, stocké, épandu, lixivié, ses constituants entrent dans les sols, les nappes, les bassins versants, l'atmosphère et le vivant, et là ils n'attendent pas sagement qu'on les caractérise. Ils interagissent, par des processus non linéaires, couplés, pilotés par des rétroactions. La sortie de tels processus n'est pas une quantité moyenne assortie d'un bruit gaussien. C'est un **régime** : un état de fonctionnement qualitativement distinct, dans lequel le système se *tient*, et qu'il peut quitter d'un coup (bifurquer) sous une variation des conditions qui, elle, n'a rien de spectaculaire.

Le mot « régime » mérite qu'on s'y arrête, car tout l'article tient dans la différence entre une quantité et un régime. Un moteur a des régimes : ralenti, croisière, surrégime. On ne passe pas de l'un à l'autre par un glissement continu ; il y a un saut, un seuil, et de part et d'autre le moteur « sonne » différemment. Un digesteur anaérobie, de la même façon, possède deux régimes stables pour une *même* charge entrante : un régime sain, où les méthanogènes prospèrent et produisent du biogaz, et un régime acidifié, où elles se sont effondrées et où les acides s'accumulent. Les deux coexistent, chacun stable, jusqu'à un seuil critique (le nœud-col, en langage de systèmes dynamiques, ou *fold bifurcation*) au-delà duquel le régime sain cesse simplement d'exister et le système bascule vers la mort biologique (le *washout*). Avant le seuil, deux destins possibles ; après, un seul. Aucune marge log-normale autour d'une « valeur d'unité de procédé » ne dit cela, parce que ce n'est pas une question d'incertitude autour d'un nombre : c'est une question de *quel nombre est possible*.

Trois observations de terrain donnent à voir, concrètement, cette signature d'un système dynamique qu'on tente de décrire avec un système statique :

- Un digesteur qui produit un crédit climatique une semaine produit une charge climatique la suivante, sans que la composition de l'intrant ait beaucoup bougé, il a franchi son pli.
- Un polluant réputé « à plusieurs décennies de la nappe » y arrive parfois en quelques mois, parce que l'eau, au lieu de mouiller le sol uniformément, s'est frayé un chemin préférentiel, un doigt d'humidité qui court-circuite la moyenne.
- Une dose réputée sûre parce qu'elle est sous le seuil se révèle agir précisément en dessous, là où la réponse biologique n'est pas monotone et où « moins » ne veut pas dire « moins d'effet ».

Aucune de ces trois surprises n'est une erreur de mesure que l'on corrigerait avec un meilleur capteur. Ce sont des **signatures structurelles** : la marque, dans les données, d'une ontologie qui ne correspond pas au système qu'elle prétend décrire.

Reste à éviter deux pièges symétriques : le manifeste qui dénonce la « pensée linéaire » sans jamais se laisser réfuter, et l'emploi décoratif du vocabulaire du chaos. Nous nous imposons donc trois règles, et nous nous y tiendrons. **(G1) Antériorité.** Nous ne sommes pas les premiers à demander à l'ACV de « penser en systèmes » : le couplage de la dynamique des systèmes à l'ACV est un champ constitué, avec ses revues (2017–2024). Notre créneau est étroit et, croyons-nous, inoccupé : une taxonomie des *types* de non-linéarité par classe de polluant, l'identification d'un plancher d'incertitude *irréductible* distinct de l'épistémique, et le diagnostic que l'appareil score-et-seuil est *structurellement* aveugle au régime. **(G2) Falsifiabilité.** Chaque thèse structurelle est attachée à une vignette où le compte dynamique et le compte statique donnent des nombres *différents et testables* ; nous refusons le confort de l'infalsifiable. **(G3) Le mot juste.** Le terme « chaos », au sens strict (sensibilité aux conditions initiales avec exposant de Lyapunov positif), est réservé aux cas où il est réellement présent (l'atmosphère, certaines instabilités d'écoulement). Bifurcation, bistabilité, dose-réponse non monotone, persistance à queue lourde, transition de régime contextuelle sont des choses distinctes, et la *diversité* de ces modes d'échec est elle-même une part de notre propos.

1.1 Chaque déchet est un cycle mouvant, non une unité fixe

Aucune grande famille de déchets ne se laisse vraiment réduire à une unité statique. Le praticien qui vit avec ces flux le sait d'expérience ; c'est le modèle qui a du mal à l'apprendre. Reprenons quelques familles, non pour les inventorier, mais pour montrer que dans chacune le caractère « fixe » est une commodité de bureau, pas une propriété du monde.

Les molécules dangereuses n'ont pas de danger intrinsèque. Une même molécule n'agit pas de la même façon sur une bactérie du sol, un insecte pollinisateur, une plante ou un être humain ; sa toxicité est une propriété de la rencontre entre la molécule et un organisme, pas de la molécule seule. L'écotoxicologie le mesure depuis longtemps sous le nom de variabilité de sensibilité inter-espèces, et elle est telle qu'on lui consacre des distributions entières (les *species sensitivity distributions*). Parler d'une « unité de danger » attachée à un numéro de registre, c'est déjà gommer le fait que l'effet dépend du système récepteur autant que de la composition. Nous y reviendrons en partie III, là où cette dépendance prend la forme nette d'une dose-réponse non monotone (§7.2).

Les déchets inertes le sont par définition, pas toujours par pratique. Un granulats de démolition, une brique concassée, un bloc de béton sont classés inertes parce que, en masse et au repos, ils ne réagissent guère. Mais un amas n'est ni en masse ni au repos : il prend l'eau, il s'altère, il s'hétérogénéise. Un lixiviat chargé en minéraux qui pénètre la masse peut y

mobiliser des espèces hydrosolubles toxiques (donc mobiles, précisément parce qu'elles ne sont pas liposolubles) capables de migrer à travers un béton poreux vers la nappe en aval. Les fines, surtout, changent de nature dès qu'elles sont mouillées puis ressuyées : elles relarguent plomb, arsenic et chrome, et peuvent contaminer les nappes en aval (Townsend et al., 2004). Le matériau « inerte » devient alors le siège de processus qu'aucune fiche de catégorie n'anticipe. C'est l'objet de la vignette §7.4.

Les substrats de biogaz sont bien décomposables, mais mal contenus dans la durée. Le procédé lui-même, en cuve, est plutôt bien maîtrisé : c'est sa raison d'être. Ce qui l'est moins, ce sont les interactions extérieures sur l'échelle de vie d'une installation (fuites de méthane à la cuve, au torchage, lors des opérations en discontinu) et surtout le fait qu'aucune étanchéité n'est parfaite sur vingt ans. Le crédit climatique d'un digesteur suppose une captation proche de 100 % ; dès qu'on interroge le taux de fuite réel, ce crédit devient une fonction du temps, de la maintenance et de la technologie. Et il y a pire qu'une fuite lente : la bascule de régime du procédé lui-même, sur laquelle nous reviendrons longuement (§7.5).

Les résidus de remédiation héritent de l'histoire qui les a produits. C'est le cas le plus dépendant du chemin. Le danger d'un résidu ultime, faut-il l'orienter vers une installation de stockage de déchets dangereux, une incinération lourde ?, ne se lit pas dans sa seule composition instantanée, mais dans la filière amont qui l'a fabriqué : quels métaux ont déjà transité, par quels traitements, à quelle température réelle d'incinération, avec quelle efficacité de dépoussiérage. Deux résidus de composition voisine peuvent appeler deux filières différentes selon leur passé. C'est exactement la négation de l'axiome d'indépendance au chemin que nous nommerons plus loin (S3).

Le fil commun. Aucun de ces flux n'est réellement fixe, sauf dans l'idée, et seulement si tout est hermétiquement contrôlé, contenants étanches, conduits fermés, contexte invariant. Dès que le système respire, qu'il échange avec un sol, une eau, un climat, un vivant, l'unité fixe se dissout. L'image du champ le dit sans détour : sur un hectare de sol, aucun instrument ne garantit à 100 % la composition chimique ni les risques liés aux déchets présents ; on peut anticiper des tendances moyennes, mais « anticiper » suppose déjà qu'on est entré dans un domaine où il n'existe pas d'unité fixe. Ce n'est pas une hypothèse de l'article : c'est une certitude de terrain, et c'est le point de départ de tout ce qui suit.

Un cas qui rend le problème palpable : le luminaire et l'assemblage de données moyennes

Prenons un objet banal et bien réglementé : un luminaire d'éclairage, accompagné de sa déclaration environnementale (un PEP, au sens du programme PEP Ecopassport). Son empreinte carbone affichée est, le plus souvent, *juste en moyenne*, et c'est précisément ce qui la rend trompeuse. Car ce chiffre central repose sur un inventaire assemblé à partir de dizaines de jeux de données génériques : l'acier et l'aluminium d'origine extra-européenne, les

composants électroniques, les plastiques, renseignés par des bases de données qui ne décrivent jamais l'usine réelle mais une *moyenne de catégorie*, souvent découpée par grande tranche de taille d'usine, et dont une partie peut dater de plus de cinq ans.

L'évaluation environnementale a un instrument pour qualifier cette situation : la note de qualité des données, ou DQR (*Data Quality Rating*) de la méthode Environmental Footprint. Elle moyenne quatre critères (représentativité technologique, représentativité géographique, représentativité temporelle et précision) chacun noté de 1 (très bon) à 5 (très mauvais), le plus bas étant le meilleur (Zampori & Pant, 2019). Des données génériques, géographiquement extrapolées et un peu datées poussent mécaniquement la représentativité temporelle et technologique vers le haut, et la note d'ensemble se loge typiquement autour de **2 à 3 sur 5** : « acceptable », au sens administratif, et pourtant déjà dans la zone où la confiance devient fragile.

Le point n'est pas qu'une note de 3 soit « mauvaise ». C'est qu'elle est *aveugle* à deux choses, et le préprint compagnon de cet article le démontre formellement (Piens, 2026). D'abord, la fermeture log-normale qui traduit la note en marge d'incertitude est **autotronquée** : même en notant tout au plus mauvais, l'écart-type géométrique agrégé bute sur un plafond (de l'ordre de 2,3), alors que la variabilité réelle de flux de basse qualité (estimations d'experts, extrapolations d'un continent à l'autre, technologies connues par analogie) le dépasse couramment. Ensuite, et c'est le plus important ici, cette marge est calculée **flux par flux** : elle ne voit pas que des dizaines de lignes d'inventaire de qualité moyenne partagent les *mêmes* déterminants, un même mix électrique, un même mode de transport, une même filière métallurgique amont. Quand des incertitudes individuelles sont grandes *et* corrélées par des moteurs communs, l'incertitude propagée à travers le système couplé ne reste pas une gentille gaussienne élargie : elle peut développer des bifurcations, des transitions de régime, des queues lourdes que l'enveloppe log-normale est, par construction, incapable de produire. Une empreinte « DQR 3 » n'est donc pas un nombre juste avec une barre d'erreur un peu large ; c'est, potentiellement, un nombre central correct posé sur un substrat de données dont le régime d'incertitude réel est invisible à l'outil qui le note. Le risque de bascule reste considérable, et il reste tu.

Un calcul rend la première cécité tangible. La note de qualité se traduit en marge par la formule d'agrégation de la fermeture log-normale, $\sigma_{ILCD} = \exp(\sqrt{\ln^2 \sigma_b + \sum_i \ln^2 \sigma_i})$, où σ_b est l'incertitude de base du flux et chaque σ_i le facteur d'incertitude géométrique attaché à l'un des critères pedigree (Ciroth et al., 2016). Ces facteurs sont bornés vers le haut : même en poussant les cinq critères pedigree à leur plus mauvais niveau (5/5/5/5/5) et en ajoutant l'incertitude de base, l'agrégat σ_{ILCD} ne dépasse pas environ 2,3, un plafond que nous dérivons de la table ecoinvent v3 dans le préprint compagnon (Piens, 2026, §1.2). Or des flux réellement médiocres (une émission fugitive estimée à dire d'expert, une technologie connue par simple analogie) affichent des coefficients de variation

empiriques qui franchissent ce plafond. La comparaison se fait comme avec comme : en regroupant un même facteur d'émission à travers des procédés indépendants d'une famille de produits, la dispersion intra-famille est exactement la variabilité qu'une donnée de catégorie masque lorsqu'on la substitue au procédé réel (le cas du luminaire), et sa médiane, de l'ordre de 3,7, dépasse le plafond de 2,3 pour près de deux familles sur trois (Piens, 2026). La marge la plus large que l'outil sache produire est alors *plus étroite que la réalité* : la fermeture se tronque elle-même.

La seconde cécité se chiffre tout aussi simplement. Soient deux lignes d'inventaire x_1 et x_2 alimentées par un même déterminant amont, le même mix électrique, par exemple. Traitées isolément, flux par flux, leurs variances s'additionnent : $\text{Var}(x_1 + x_2) = \text{Var}(x_1) + \text{Var}(x_2)$. Mais si elles partagent ce moteur avec une corrélation ρ , la variance vraie vaut $\text{Var}(x_1) + \text{Var}(x_2) + 2\rho \cdot \sqrt{\text{Var } x_1 \cdot \text{Var } x_2}$, supérieure de moitié dès $\rho = 0,5$ pour deux flux de variances comparables. Le pedigree, qui note chaque ligne séparément, ne voit jamais ce terme croisé. Et l'enjeu dépasse la barre d'erreur sous-évaluée : dans un inventaire résolu par inversion d'une matrice technologique, $s = (I - A)^{-1} \cdot f$ (Leontief, 1936 ; Heijungs & Suh, 2002), un déterminant partagé qui dérive pousse *plusieurs* coefficients dans le même sens à la fois, ce qui peut faire franchir au résultat propagé une frontière de régime que la somme des marges per-flux exclut par construction (Piens, 2026, §6.5). C'est toute la différence entre une incertitude qu'on élargit et une incertitude qui change de nature.

À cet enjeu de *données* s'ajoute, dans le cas du luminaire, un enjeu de *cible mouvante* en phase d'usage, qu'il faut nommer séparément pour ne pas le confondre avec le précédent. L'éclairage consomme de l'électricité, et le facteur carbone de l'électricité n'est pas une constante : c'est lui-même une grandeur de régime. En France, l'intensité carbone moyenne de la production électrique s'est établie à 21,7 gCO₂eq/kWh en 2024 sur les émissions directes (30,2 gCO₂eq/kWh en cycle de vie), son plus bas niveau historique ; près de la moitié du temps elle est restée sous 10 g, et même aux pointes de consommation elle n'a pas dépassé 70 g (RTE, 2024). Ce socle très bas tient à une production largement nucléaire et hydraulique ; mais il oscille avec la disponibilité du parc et la météo (une vague de froid appelle le gaz et les imports, l'intensité grimpe), et d'une année à l'autre il peut se dégrader d'un facteur plusieurs, comme en 2022. Figurer ce facteur dans une ACV, c'est figer une quantité qui, en réalité, bouge d'heure en heure et d'année en année. Le chiffre reste « juste » au sens où il reflète une moyenne ; il devient trompeur dès qu'une décision (choisir une filière, comparer deux produits à quelques pourcents près) repose sur la stabilité supposée de cette moyenne.

Ce cas concentre la thèse de l'article en miniature : non pas une donnée fausse, mais un *objet mal posé*. La valeur centrale est défendable ; ce qui manque, c'est la lecture du régime (la qualité réelle du substrat de données et la volatilité réelle des facteurs) sans laquelle on prend une décision irréversible sur une apparence de stabilité.

2. L'axiomatique implicite de l'évaluation statique

Toute méthode de calcul repose, en dernière instance, sur des hypothèses qu'elle ne démontre pas : ses axiomes. L'évaluation environnementale (l'ACV, les facteurs de caractérisation, les seuils réglementaires) n'échappe pas à la règle, à ceci près que ses axiomes ne sont écrits nulle part. Ils n'en sont que plus puissants : on ne discute pas ce qu'on ne formule pas. Nous en isolons quatre. Pour chacun, nous montrons d'abord *pourquoi il est raisonnable* (aucun n'est sot, chacun résout un vrai problème dans son domaine d'origine) puis nous exhibons la classe précise de déchet ou de polluant où il devient faux, et le prix que coûte sa fausseté. L'enjeu n'est pas terminologique. Un axiome tacite et faux ne produit pas une erreur qu'on corrige en mesurant mieux ; il produit une erreur de *catégorie*, invisible de l'intérieur du cadre qui le pose, et c'est précisément pour cela qu'il faut le sortir au jour.

Axiome S1 : Estimation ponctuelle. *Une grandeur d'inventaire ou d'impact possède une valeur centrale entourée d'une variance bornée ; un couple (μ, σ) , le plus souvent log-normal, suffit à résumer son incertitude.* C'est l'hypothèse qui structure la matrice pedigree de Weidema et Wesnæs (1996), opérationnalisée dans ecoinvent et l'ILCD : cinq scores qualitatifs deviennent un écart-type géométrique unique, puis propagés par Monte-Carlo. Dans son domaine d'origine (des flux industriels bien instrumentés, de pedigree 1 ou 2), l'axiome est défendable : la variabilité résiduelle y est plausiblement log-normale (Limpert, Stahel & Abbt, 2001), et la composition de facteurs proches de l'unité produit un agrégat sage. Il cède à l'autre bout de l'échelle, de deux manières. La première, on l'a chiffrée au paragraphe précédent : la fermeture est auto-tronquée, son plafond ($\sigma_{ILCD} \leq 2,3$) est plus étroit que la dispersion réelle des flux médiocres. La seconde est plus profonde. Dans une fenêtre bistable, la densité stationnaire de la sortie n'est pas unimodale mais *bimodale*, nous le démontrons en §5.2 (théorème T2) et en l'Annexe. Or une densité à deux pics a une moyenne logée dans le creux qui les sépare, c'est-à-dire dans un état que le système n'occupe jamais : le couple (μ, σ) n'y est pas imprécis, il est dépourvu de sens. Résumer un digesteur au bord du basculement par « $500 \pm 80 \text{ kg CO}_2\text{eq}$ », c'est décrire le moteur par un régime intermédiaire entre le ralenti et le surrégime, le seul régime où, justement, il ne tourne pas.

Axiome S2 : Caractérisation linéaire. *L'impact est proportionnel à la quantité, $\text{impact} = CF \times \text{inventaire}$, avec un facteur de caractérisation constant ; et les contributions de flux distincts s'additionnent.* La réponse biologique ou chimique est donc supposée croître régulièrement avec la dose, sans pic, sans inversion, sans changement de mécanisme. L'hypothèse est partout : un facteur unique par substance dans USEtox (Rosenbaum et al., 2008), une dose journalière admissible unique en toxicologie réglementaire, une agrégation additive des impacts en ACV. Et elle est raisonnable dans son domaine : pour beaucoup d'effets, aux doses élevées des essais, la réponse est monotone, et des stressors indépendants

s'ajoutent à peu près. Le contre-exemple est net et il a un nom : la dose-réponse non monotone (NMDR), fréquente chez les perturbateurs endocriniens (Vandenberg et al., 2012). Si la fonction effet $g(d)$ possède un pic intérieur (g croît puis décroît), elle n'est pas injective sur l'intervalle qui contient ce pic, et aucune constante CF ne peut la reproduire : pour tout CF, il existe deux doses $d_1 < d_2$ de part et d'autre du pic telles que $CF \cdot d_1$ et $CF \cdot d_2$ ordonnent les impacts à l'envers de $g(d_1)$ et $g(d_2)$. Nous en faisons le théorème T3 (§5.2) et le mesurons en §7.2. Ce n'est pas une imprécision qu'on resserre en élargissant la marge : c'est une erreur de *forme*, qui survit à toute amélioration des données.

Axiome S3 : Indépendance au chemin. *La conséquence ne dépend que de l'état présent, jamais de l'histoire qui y a mené.* Trois corollaires l'accompagnent : pas d'hystérésis, pas de rétroaction qui amplifie, et une réversibilité de fait, réduire la charge ramène le système à son état antérieur. C'est l'hypothèse qui autorise à agréger les modules A à D d'une ACV indépendamment de leur ordre, et à modéliser le devenir d'un polluant par un transport stationnaire. Elle est exacte pour les systèmes linéaires, qui sont, par construction, sans mémoire. Elle devient fausse dès qu'une rétroaction positive crée deux bassins d'attraction : alors deux systèmes au même état présent, mais arrivés par des chemins différents, n'ont pas le même futur, parce que chacun est captif d'un bassin distinct. Le cas d'école est le lac qui bascule de l'état clair à l'état turbide et n'en revient pas quand on réduit le phosphore (§7.9) : la conséquence d'une réduction dépend de l'histoire, de savoir si le système a déjà franchi, ou non, le seuil de bascule. Supposer S3 dans ce régime conduit à l'erreur la plus coûteuse de toutes en pratique : croire qu'« il suffira de réduire » pour restaurer, alors que le système est verrouillé.

Axiome S4 : Invariance catégorielle. *Le danger est une propriété intrinsèque de la substance, indépendante de sa forme physique, de sa spéciation et du milieu récepteur.* C'est l'hypothèse de la classification par numéro CAS (REACH), de la liste européenne des déchets, des écolabels fondés sur la composition. Sa raison d'être est administrative, et elle est légitime : pour gérer des dizaines de milliers de substances, il faut bien une fiche par substance, pas une fiche par contexte. L'axiome devient faux chaque fois que c'est la *forme*, et non la molécule, qui porte le danger. L'amiante en est l'exemple canonique : la même fibre, liée dans une matrice, est inoffensive au toucher ; libérée, elle est cancérogène. Le fluorure d'une cendre est immobile sous forme de fluorine à pH neutre, mais l'acide fluorhydrique qu'il forme à pH bas attaque la silice et libère un hexafluorosilicate soluble (§7.4). L'arsenic est mobile sous sa forme oxydée As(V) et quasi immobile sous sa forme réduite As(III), pour une même quantité totale (§7.8). Dans tous ces cas, la propriété dangereuse n'appartient pas à la molécule seule mais au couple *molécule* $\times$ *environnement* : la classer une fois pour toutes, c'est inscrire dans le registre une moitié de la vérité.

On peut maintenant rassembler ces quatre fractures en une table de diagnostic. Elle ne se lit pas comme une nomenclature mais comme une *clé* : étant donné un déchet, identifier l'axiome le plus exposé, c'est anticiper le mode d'échec qu'il faut craindre, la vignette qui le documente, le théorème qui le formalise, et (on le verra en partie V) le cadre de décision approprié.

Axiome supposé	Ce qu'il pose	Où il cède (mécanisme)	Classe / vignette	Théorème	Coût de l'erreur
S1 Estimation ponctuelle	une moyenne à variance bornée résume tout	densité bimodale dans une fenêtre bistable ; plafond auto-tronqué	digesteur AM2, §7.5	T1, T2	marge fausse, médiane trompeuse
S2 Caractérisation linéaire	$\text{impact} = \text{CF} \times \text{quantité}$, additif	dose-réponse non monotone	perturbateurs endocriniens, §7.2	T3	sous-estimation d'un facteur arbitraire
S3 Indépendance au chemin	le futur ne dépend que du présent	hystérésis, deux bassins d'attraction	lac, digesteur, §7.9, §7.5	T2	« réduire » ne restaure pas
S4 Invariance catégorielle	le danger est intrinsèque à la substance	la forme/spéciation change le danger	amiante, fluorure, arsenic, §7.4, §7.8	T4	« inerte » qui devient mobile

Chaque vignette de la partie III n'est donc pas une curiosité isolée : c'est la *preuve*, sur un cas chiffré, qu'un axiome précis est faux pour une classe précise. Et puisqu'il s'agit d'axiomes (d'hypothèses fondatrices, non de paramètres), aucune accumulation de données ne les répare : c'est le modèle, non sa précision, qui est en cause. La partie V (§9) montrera que ces quatre hypothèses ne sont pas de simples habitudes de calcul mais qu'elles sont *gravées* dans les textes réglementaires, ce qui explique pourquoi leurs fractures se reproduisent si régulièrement.

3. État de l'art et positionnement

Notre proposition se tient à la rencontre de quatre corpus, dont aucun, pris seul, ne fait le travail que nous visons. Les parcourir n'est pas une formalité bibliographique : c'est en situant précisément ce que chacun sait faire, et ce qu'il laisse échapper, qu'apparaît l'interstice étroit où loge la contribution de cet article.

3.1 *Le pedigree et la fermeture log-normale*

C'est le corpus le plus proche, et celui que nous prolongeons. Depuis l'introduction de la matrice pedigree par Weidema et Wesnæs (1996), opérationnalisée dans ecoinvent (Frischknecht et al., 2005) et codifiée par le manuel ILCD du Centre commun de recherche (JRC, 2010), l'incertitude d'un flux d'inventaire s'exprime par cinq scores qualitatifs (représentativité, complétude, corrélations temporelle, géographique et technologique) convertis par une table en facteurs d'incertitude, puis agrégés en un écart-type géométrique σ_{ILCD} qui devient la dispersion d'une loi log-normale propagée par Monte-Carlo. Il faut rendre justice à cette fermeture : elle est *opérationnelle* (un non-spécialiste note un flux en quelques minutes), *internationale* (la table est partagée et audité), *parcimonieuse* (un nombre par flux traverse tout le reste de l'analyse), et empiriquement défendable à haute qualité de données, où la variabilité résiduelle d'inventaires bien instrumentés est plausiblement log-normale (Limpert, Stahel & Abbt, 2001). Elle fait ce pour quoi elle a été conçue.

Ses limites apparaissent là où elle n'a jamais été pensée pour opérer : la queue de basse qualité. Le préprint compagnon (Piens, 2026) en démontre deux, déjà rencontrées au §1.1 : la fermeture est *auto-tronquée* (son plafond $\sigma_{ILCD} \leq 2,3$ est plus étroit que la dispersion réelle des flux estimés à dire d'expert) et elle est *per-flux*, donc aveugle au couplage de l'inventaire résolu par inversion de Leontief. Surtout, elle reste une description *statique* : une dispersion fixe autour d'une valeur fixe, sans vocabulaire pour dire qu'un système puisse posséder deux régimes, ou s'approcher d'une bascule. Notre article ajoute ce vocabulaire pour l'axe du devenir environnemental, là où le préprint l'ajoutait pour l'axe du pedigree.

3.2 *Le devenir et le transport multimédia*

Pour décrire où va un polluant, la discipline dispose d'outils éprouvés : les modèles de fugacité multimédia (Mackay, 2001), qui répartissent une substance entre air, eau, sol et sédiment selon des équilibres de partage, et les équations d'advection-dispersion-réaction qui en suivent le transport. Ce sont les bons outils pour un régime stationnaire et linéaire : ils bouclent des bilans de masse, ils donnent des concentrations d'équilibre, ils sont indispensables. Mais leurs hypothèses fondatrices (stationnarité, linéarité, paramètres moyens constants) sont précisément celles qui tombent dès qu'apparaissent une instabilité

d'écoulement, un seuil redox, une rétroaction. Un modèle d'advection-dispersion à flux moyen ne produit pas le doigt d'humidité qui amène le polluant treize fois plus tôt (§7.3) ; un facteur de partage constant ne produit pas la bascule de mobilité de l'arsenic entre As(V) et As(III) (§7.8). Ces modèles répondent admirablement à la question « combien, à l'équilibre ? » et restent muets sur « quand, et dans quel régime ? ».

3.3 L'ACV dynamique et le couplage à la dynamique des systèmes

Nous ne sommes pas les premiers à vouloir que l'ACV « pense en systèmes ». Le couplage de la dynamique des systèmes (modèles de stocks et de flux) à l'ACV est un champ constitué, qui a fait l'objet de synthèses systématiques : McAvoy, Grant, Smith et Bontinck (2021) en recensent les approches dans le *Journal of Cleaner Production*, et une revue plus récente (Science of the Total Environment, 2023) analyse une cinquantaine d'études publiées entre 2010 et 2023. C'est de la vraie pensée systémique, et elle capture des rétroactions et des trajectoires temporelles que l'ACV figée ignore. Mais, et c'est ici que se loge notre créneau (règle G1), son objet est la trajectoire *temporelle* d'un système industriel ou politique : renouvellement d'un parc, diffusion d'une technologie, évolution d'un mix. McAvoy et al. montrent d'ailleurs que l'intégration se fait presque toujours dans un seul sens : les résultats d'ACV alimentent un modèle de dynamique des systèmes. Aucune de ces approches ne pose les trois questions qui nous occupent : *classer* l'incertitude par type de non-linéarité, identifier un plancher *irréductible* distinct de l'épistémique, et diagnostiquer que l'appareil score-et-seuil est *structurellement* aveugle au régime. Le couplage existant simule une trajectoire ; nous proposons un diagnostic de régime.

3.4 La toxicologie réglementaire du seuil

Le quatrième corpus n'est pas un outil de modélisation mais une institution : le seuil. Niveau sans effet observé (NOEL), dose journalière admissible, concentration maximale admissible, un nombre unique, en deçà duquel « sûr », au-delà duquel « dangereux ». Ce paradigme fonctionne pour les toxiques classiques à réponse monotone, et il a l'immense vertu d'être décidable. Mais il porte en lui deux des axiomes du §2 : l'estimation ponctuelle (S1, un seuil est une moyenne déguisée) et la caractérisation linéaire (S2, la monotonie de la dose-réponse). Il échoue donc exactement là où ces axiomes échouent : pour une dose-réponse non monotone (Vandenberg et al., 2012), un seuil calibré sur les fortes doses déclare sûr un régime de faible dose qui ne l'est pas (§7.2) ; et pour une substance dont la compréhension toxicologique évolue, le seuil lui-même se déplace de plusieurs ordres de grandeur, comme le PFOA dont la valeur guide a chuté d'un facteur 17 500 en six ans (§7.1). Le seuil n'est pas neutre : c'est un objet porteur d'axiomes, et il hérite de leurs fractures.

Positionnement

À notre connaissance, aucun travail antérieur n'applique un diagnostic de régime issu des systèmes dynamiques (bifurcation, exposant de Lyapunov, multistabilité) à l'évaluation des déchets et des polluants, en complément de la fermeture pedigree. La nouveauté est de *cadrage et d'outillage*, non de mesures physiques nouvelles : nous ne prétendons pas mieux mesurer une concentration, mais mieux *qualifier* le système qui la produit. Là où le préprint compagnon installait ce diagnostic sur l'axe de la qualité des données, le présent article l'installe sur l'axe du devenir environnemental, le trajet réel du déchet dans les sols, les nappes, l'atmosphère et le vivant.

4. Taxonomie de la non-linéarité environnementale

Le geste central de cet article est un déplacement de question. La pratique demande : « quelle est l'incertitude de ce nombre ? », et y répond par une marge. Nous demandons : « *quel type* de système a produit ce nombre ? », car selon la réponse, le modèle statique n'échoue pas un peu plus ou un peu moins, il échoue de façons *qualitativement* différentes, et chaque type d'échec appelle un traitement différent. La table ci-dessous est l'inventaire de ces types. Elle se lit comme un pont : à gauche, une *phénoménologie* (ce qu'on observe dans les données) ; au centre, la *forme normale* qui en est la signature mathématique minimale ; à droite, l'*axiome du §2* que ce mode met en défaut et la vignette qui le chiffre. Donner à un symptôme sa forme normale, c'est déjà savoir quelle mathématique le gouverne et quelle erreur le statique va commettre.

Mode d'échec (mot juste)	Forme normale / signature	Axiome en défaut	Classe & vignette
NMDR, dose-réponse non monotone	$g(d) = d \cdot e^{(-d/d_0)}$ (pic intérieur, g non injective)	S2	perturbateurs endocriniens, §7.2
Persistance à queue lourde (fat-tail)	$P(X > x) \sim x^{(-\alpha)}$, variance non bornée	S1	PFAS, §7.1
Chaos (sensu stricto)	$\lambda_{\max} > 0$; $t_{\text{pred}} \approx (1/\lambda_{\max}) \cdot \ln(L/\delta)$	S1 (irréductible)	atmosphère, digitation, §7.3
Bistabilité (double puits)	$dx = (a \cdot x - x^3 + b)dt + \sigma \cdot dW$ (forme normale de la fronce, deux minima)	S1, S3	digestion anaérobie, §7.5
Transition de régime contextuelle	$f(x; c)$ change de structure quand c franchit un seuil	S4	amiante, fines fluorées, §7.4
Ralentissement critique	$\tau \sim r ^{(-1/2)} \rightarrow \infty$ à l'approche du pli	(signature d'alerte)	signaux précoces, §7.6
Eutrophisation bistable	hystérésis : même charge $\rightarrow$ deux états stables	S3	lac, §7.9
Bascule redox	$K_d = K_d(E_h, \text{pH})$, saut entre deux régimes	S4 (et S1, S3)	métaux As/Cr/Pb, §7.8

On peut regrouper ces huit lignes par l'axiome qu'elles brisent, et la table redevient alors la clé du §2. Les queues lourdes et le chaos brisent **S1** : la première parce qu'une loi à variance infinie n'a pas de « $\pm$ » qui la borne, le second parce que la sensibilité aux conditions initiales rend la moyenne elle-même imprévisible au-delà d'un horizon fini. La non-monotonie brise **S2**, par non-injectivité de la dose-réponse. La bistabilité et l'eutrophisation brisent **S3** : l'état futur dépend du bassin d'attraction, donc de l'histoire. Les transitions contextuelles et les bascules redox brisent **S4** : c'est la forme ou la spéciation, non la molécule, qui porte le danger. Le ralentissement critique, enfin, n'est pas un mode d'échec mais sa *contrepartie utile* : la signature qu'un système émet à l'approche d'une bascule, et que la partie III exploitera comme système d'alerte précoce (§7.6).

Chaque ligne est ainsi une mathématique différente, un mot juste différent, une raison différente pour laquelle le compte statique n'est pas seulement imprécis mais *structurellement incapable*, et, à chaque fois, une vignette de la partie III pour le prouver sur un cas chiffré.

5. Plancher d'incertitude irréductible (clé de voûte)

Faut-il voir dans l'incertitude environnementale un simple manque de données, que l'effort de mesure finira par combler ? En partie seulement, et c'est cette partie-là qui est trompeuse. Il faut séparer deux composantes de nature différente, parce qu'elles n'appellent pas la même réponse.

L'**incertitude épistémique** est celle que davantage de données dissipe : une concentration qu'on n'a pas encore mesurée, un paramètre mal connu, une filière renseignée par analogie. Elle est réelle, souvent dominante, et c'est la seule que la pratique sache nommer. On la réduit en mesurant mieux.

L'**incertitude dynamique** est d'une autre espèce. Elle persiste même avec un modèle exact et des conditions initiales parfaitement mesurées, parce que la sensibilité aux conditions initiales amplifie toute imprécision infinitésimale à un taux exponentiel. Aucun budget de mesure ne la supprime : elle a un plancher. Ce plancher est le résultat central de cette partie, et il se démontre.

Théorème T1 (horizon de prédiction fini). *Soit un système déterministe d'exposant de Lyapunov maximal $\lambda_{\max} > 0$. Même connu exactement et démarré d'une condition initiale mesurée à la précision δ , il ne permet de prédire une observable bornée par L que jusqu'à un temps fini $t_{\text{pred}} \approx (1/\lambda_{\max}) \cdot \ln(L/\delta)$.*

Démonstration (esquisse). Deux trajectoires distantes de δ à l'instant initial s'écartent comme $\delta \cdot e^{\lambda_{\max} \cdot t}$ tant que la dynamique reste dans son régime linéarisé. La prédiction perd son sens lorsque cet écart atteint l'amplitude L de l'observable, soit $\delta \cdot e^{\lambda_{\max} \cdot t} \approx L$, d'où $t_{\text{pred}} \approx (1/\lambda_{\max}) \cdot \ln(L/\delta)$. ■

Tout l'enseignement est dans la *forme* du résultat. L'horizon ne croît pas proportionnellement à l'effort de mesure ; il croît comme son **logarithme**. Diviser δ par mille (exiger mille fois plus de précision sur l'état initial) n'ajoute que $(1/\lambda_{\max}) \cdot \ln(1000) \approx 6,9/\lambda_{\max}$ à l'horizon : une poignée de temps caractéristiques, jamais l'infini. C'est ce qui fonde, rigoureusement, l'affirmation du §1.1 sur le champ d'un hectare. Non seulement on ne peut pas le caractériser à 100 % (limite épistémique), mais quand bien même on le pourrait, cela ne suffirait pas, limite dynamique. Les deux coexistent, et la seconde ne se négocie pas avec un budget.

L'exemple canonique est l'atmosphère. Lorenz (1963) a montré sur son modèle de convection qu'un exposant $\lambda_{\max} \approx 0,05 \text{ j}^{-1}$ impose un horizon de prédictibilité météorologique de l'ordre de deux semaines, une borne que cinquante ans de progrès en assimilation de données et en puissance de calcul n'ont pas reculée, précisément parce qu'elle n'est pas une limite de moyens. Tout transport de polluant couplé à la météorologie, ou à un écoulement souterrain hétérogène, hérite d'un horizon fini de même nature ; nous chiffrons ces horizons par milieu au §5.2, puis nous en examinons les vecteurs un à un au §6.

5.1 Quand davantage de données ne supprime pas la surprise

Il y a deux façons, bien distinctes, pour que l'effort de mesure ne suffise pas, et la pratique les confond souvent sous le même « $\pm$ ».

La première est épistémique, mais *non rapportée*. Une part considérable des données d'ACV est de qualité moyenne : des jeux notés autour de 3 sur 5 au pedigree, acceptés tels quels dans les études réglementaires faute de mieux. Derrière une telle note se loge une variabilité inter-sites et inter-opérateurs qui, sur des procédés réels (un mix énergétique local, une consommation d'eau, un poste de transport), dépasse couramment 20 % sans transparaître dans l'incertitude officielle, parce que la fermeture log-normale l'a repliée dans son écart-type plafonné (§1.1). Cette incertitude-là *pourrait* être réduite : il suffirait d'aller chercher la donnée primaire. Tant qu'on ne le fait pas, elle reste présente et tue, une surprise en réserve, non une surprise impossible. Elle relève de l'épistémique, mais d'un épistémique que l'outil masque au lieu de signaler.

La seconde est d'une tout autre nature : la grandeur que l'on fige est une *cible mouvante*, un régime, et aucune quantité de données passées n'en épingle la valeur future. L'intensité carbone de l'électricité française l'illustre exactement. Elle s'est établie à 21,7 gCO₂eq/kWh en moyenne sur les émissions directes en 2024, son plus bas niveau historique, près de la moitié du temps sous 10 g, et jamais au-dessus de 70 g même aux pointes de consommation (RTE, 2024), mais ce socle très bas oscille avec la disponibilité du parc nucléaire et la météo, et il s'était nettement dégradé en 2022. Une ACV qui inscrit « le » facteur carbone de l'électricité fige une grandeur qui, en réalité, varie d'un facteur plusieurs d'une heure et d'une année à l'autre. Ce n'est pas du bruit autour d'une constante : c'est la dynamique de régime du système électrique, et la figer revient à confondre une photographie avec la trajectoire. Ici, mesurer le passé avec une précision parfaite ne dit rien de certain sur l'hiver prochain, on a quitté le domaine où « plus de données » est la réponse.

5.2 Trois corollaires (T2–T4) et l'horizon selon le milieu

T1 borne l'horizon ; trois corollaires précisent *comment* la description statique échoue lorsque le système est non linéaire. Nous les énonçons et les démontrons ici ; la partie III en fait l'usage chiffré, vignette par vignette.

Théorème T2 (pas de valeur unique dans une fenêtre bistable). *Dans une fenêtre de bistabilité, sous bruit d'entrée, la densité stationnaire de l'observable n'est pas gaussienne : elle est bimodale.* La forme normale de la bistabilité (la fronce, un double puits) sous bruit blanc additif s'écrit $dx = (a \cdot x - x^3 + b)dt + \sigma \cdot dW$, de potentiel $U(x) = -a \cdot x^2/2 + x^4/4 - b \cdot x$; l'équation de Fokker-Planck admet pour densité stationnaire $\rho(x) \propto \exp[(2/\sigma^2) \cdot (a \cdot x^2/2 - x^4/4 + b \cdot x)]$ (développement en Annexe). Pour $a > 0$, le potentiel possède **deux minima**, donc ρ est **bimodale et normalisable** : le terme quartique

fait remonter le potentiel des deux côtés et borne l'intégrale. La conséquence est tranchante : la fermeture log-normale du pedigree suppose un mode unique et une variance bornée ; dans une fenêtre bistable, elle n'est pas seulement imprécise, elle est *fausse de forme*. C'est l'outil qui démonte la prétendue « valeur d'unité de procédé » du digesteur anaérobie (§7.5), où la moyenne tombe dans le creux entre l'état sain et l'état acidifié, un état que le réacteur n'occupe jamais. Le nœud-col $\dot{x} = r - (x-x^*)^2$ joue un rôle distinct : il marque le **washout**, la disparition de la branche saine au bord de la fenêtre, où la densité est métastable (le potentiel cubique n'est pas borné) et le temps de fuite s'annule, ce qui rattache le washout au plancher de T1.

Théorème T3 (non-injectivité). *Si la dose-réponse $g(d)$ n'est pas monotone, aucun facteur de caractérisation constant ne la reproduit.* La preuve tient en une ligne : un facteur constant impose $\text{impact} = CF \cdot d$, fonction strictement monotone de d ; elle ne peut donc coïncider avec une g qui croît puis décroît sur un intervalle contenant son pic, où g prend deux fois la même valeur pour deux doses distinctes $d_1 \neq d_2$. Le corollaire opérationnel est sévère : un facteur calibré sur la plage des essais réglementaires (des doses fortes) peut sous-estimer l'impact réel en exposition environnementale (des doses faibles) d'un facteur arbitrairement grand. Nous en donnons la mesure au §7.2.

Théorème T4 (aveuglement du seuil). *Près d'une bifurcation, un seuil fixe n'a aucune valeur prédictive sur le régime qu'occupera le système.* Dans la fenêtre bistable ci-dessus, les deux états stables $x_- < x_+$ (les deux minima du double puits) peuvent se trouver tous deux du même côté d'un seuil fixe $x = c$, de sorte que classer « sûr » ou « dangereux » selon que x franchit c ne sépare pas les deux régimes ; et la bascule de l'un à l'autre obéit au passage d'un paramètre de contrôle par un pli qui détruit l'un des puits, non au franchissement de c par x . Le seuil vit sur l'axe de l'état x , la bifurcation sur l'axe du paramètre. Classifier par un nombre fixe revient alors à surveiller la mauvaise variable. T4 sous-tend deux vignettes : le seuil « sûr » mouvant des PFAS, qui se déplace de 17 500 fois sans que la molécule change (§7.1), et la requalification des déchets inertes, où la classe bascule avec la spéciation et non avec une teneur franchie (§7.4).

Reste à dire où le plancher de T1 mord vraiment, car l'horizon t_{pred} dépend du milieu par son exposant λ_{max} . Les ordres de grandeur ci-dessous bornent la prédiction déterministe (modèle parfait compris) pour les principaux vecteurs de transport, que le §6 examinera ensuite un à un.

Milieu	λ_{max} (ordre)	t_{pred} (ordre)	Origine de l'estimation
Atmosphère libre	$\sim 0,05 \text{ j}^{-1}$	~ 2 semaines	Lorenz (1963), modèle de convection
Sol vadose hétérogène	$\sim 0,003\text{--}0,01 \text{ j}^{-1}$	$\sim 1\text{--}4$ ans	instabilité de front, digitation (§6.2)
Systèmes redox de sol	$\sim 0,001\text{--}0,002 \text{ j}^{-1}$	$\sim 3\text{--}5$ ans	cinétiques d'oxydoréduction (§6.5)
Lacs / eaux de surface	$\sim 0,01\text{--}0,1 \text{ j}^{-1}$	$\sim 1\text{--}5$ mois	mélange saisonnier, stratification

La lecture importe plus que les décimales : pour le sous-sol, le plancher dynamique se situe à l'échelle de l'année, c'est-à-dire *bien à l'intérieur* des horizons sur lesquels se prennent les décisions de stockage et de réhabilitation, qui se comptent en décennies. Le plancher d'incertitude n'est donc pas une curiosité asymptotique reléguée à l'infini ; il tombe au beau milieu du calendrier de gestion, là où il gêne le plus.

6. Conclusion : un changement d'objet, et un programme

L'évaluation environnementale des déchets s'est construite sur une simplification féconde : traiter le déchet comme une unité classée, et l'incertitude comme une marge autour d'un nombre. Cette convention a rendu d'immenses services, et elle continue d'en rendre partout où le procédé reste confiné, contrôlé, alimenté par des flux mesurés. Nous avons soutenu qu'elle échoue ailleurs, et qu'elle échoue non pas au troisième chiffre après la virgule, mais au niveau du *genre* de l'objet.

Nous l'avons établi en deux temps. D'abord en nommant les quatre axiomes implicites sur lesquels repose tout l'édifice, l'estimation ponctuelle, la caractérisation linéaire, l'indépendance au chemin et l'invariance catégorielle, et en montrant que chacun, raisonnable dans son domaine d'origine, devient faux pour une classe précise de déchet. Ensuite en démontrant quatre théorèmes qui transforment ce constat en résultats : un horizon de prédiction fini que les données ne reculent pas (T1), une statistique bimodale dans une fenêtre bistable qui invalide la marge log-normale (T2), l'impossibilité d'un facteur de caractérisation unique sous non-monotonie (T3), l'aveuglement d'un seuil fixe au voisinage d'une bifurcation (T4).

Ce socle théorique appelle ses preuves de terrain. Les neuf vignettes falsifiables qui chiffrent ces fractures, du seuil PFAS qui se déplace de 17 500 fois au digesteur tantôt puits tantôt source selon sa seule histoire, de l'écoulement préférentiel qui surestime un délai de

sécurité d'un facteur treize à l'effondrement bifurqué d'une colonie d'abeilles, font l'objet des articles compagnons de ce programme, de même que l'inscription de ces axiomes dans le droit (REACH, CLP, EN 15804) et les cadres de décision qui en découlent. Ce que nous proposons ici n'est pas un modèle prédictif universel ; nous n'en avons pas, et nous doutons qu'il en existe un. C'est un *changement d'objet* : évaluer le régime dynamique d'un déchet en même temps que sa quantité, distinguer dans son incertitude ce qui relève de l'ignorance réductible et ce qui relève du plancher irréductible, et adapter la décision au régime diagnostiqué plutôt qu'à une moyenne qui, près d'une bascule, ne décrit aucun état réel.

Trois siècles durant, la science a promis que mieux mesurer, c'était mieux prévoir ; et la promesse fut tenue, tant qu'on étudiait des systèmes qui voulaient bien rester linéaires. Les déchets, eux, ne le veulent pas. Reconnaître la frontière au-delà de laquelle la prédiction ne s'achète plus avec de la précision n'est pas un aveu de faiblesse : c'est le commencement d'une honnêteté.

Annexe. Esquisse de preuve de T2 et T4 (Fokker-Planck sur le double puits, le nœud-col comme frontière de washout)

T2 porte sur une fenêtre bistable, dont la forme normale est la fronce (un double puits), pas le nœud-col. Soit

$$dx = (a \cdot x - x^3 + b) dt + \sigma dW,$$

de potentiel $U(x) = -a \cdot x^2/2 + x^4/4 - b \cdot x$. La densité $\rho(x, t)$ obéit à l'équation de Fokker-Planck

$$\partial \rho / \partial t = -\partial_x [(a \cdot x - x^3 + b) \rho] + (\sigma^2/2) \partial_{xx} \rho.$$

À l'état stationnaire ($\partial \rho / \partial t = 0$) avec flux nul, une intégration donne

$$\rho(x) \propto \exp[(2/\sigma^2) (a \cdot x^2/2 - x^4/4 + b \cdot x)].$$

Pour $a > 0$, le potentiel possède **deux minima** (en $\pm\sqrt{a}$ lorsque $b = 0$) : ρ est **bimodale et normalisable**, car le terme quartique fait remonter U des deux côtés et l'intégrale converge. La moyenne tombe dans le creux entre les deux modes, un état que le système n'occupe jamais. La fermeture log-normale du pedigree (un seul couple μ, σ) est donc *structurellement* incapable de représenter la statistique de sortie dans une fenêtre bistable : c'est l'énoncé T2.

Le nœud-col est la frontière, pas la bimodalité. Au bord de la fenêtre, un puits fusionne avec la barrière : c'est le pli $\dot{x} = r - (x - x^*)^2$, dont le potentiel cubique $U(x) = -r \cdot x + (x - x^*)^3/3$ n'est **pas borné**, de sorte que la densité associée est **métastable**, non stationnaire. À l'approche du pli ($r \rightarrow 0^+$), le temps de relaxation diverge comme $\tau \sim |r|^{-1/2}$ (ralentissement critique) et le temps de fuite hors du puits restant s'annule : c'est le **washout**, la disparition de la branche saine, qui relie cette perte au plancher d'horizon fini de T1.

Pour T4, l'argument est géométrique. Dans le double puits, les deux états stables sont $x_- < x_+$ (les deux minima). Un seuil fixe $x = c$ ne les sépare que si $c \in (x_-, x_+)$; lorsque les deux minima tombent du même côté de c , le seuil classe les deux régimes de manière identique (« sûr » ou « dangereux » ensemble), tandis que la bascule obéit à un paramètre de contrôle (ici a , ou la charge) franchissant un pli qui détruit l'un des puits, indépendamment de c . Le seuil vit sur l'axe de l'état, la bifurcation sur l'axe du paramètre : c'est l'énoncé T4.

(Références de fond : Strogatz 2018 pour les formes normales de la fonce et du nœud-col ; littérature standard de la densité stationnaire de Fokker-Planck pour le double puits.)

Références

- Anderson, P. W. (1972). More is different. *Science*, 177(4047), 393–396.
- Berkowitz, B., Cortis, A., Dentz, M., & Scher, H. (2006). Modeling non-Fickian transport in geological formations as a continuous time random walk. *Reviews of Geophysics*, 44(2), RG2003.
- Ciroth, A., Muller, S., Weidema, B., & Lesage, P. (2016). Empirically based uncertainty factors for the pedigree matrix in ecoinvent. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(9), 1338–1348.
- Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H.-J., et al. (2005). The ecoinvent database: overview and methodological framework. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 10(1), 3–9.
- Heijungs, R., & Suh, S. (2002). *The Computational Structure of Life Cycle Assessment*. Springer.
- JRC, Commission européenne (2010). *ILCD Handbook: General guide for Life Cycle Assessment, Detailed guidance*. Joint Research Centre, EUR 24708 EN.
- Leontief, W. (1936). Quantitative input and output relations in the economic system of the United States. *Review of Economics and Statistics*, 18(3), 105–125.
- Limpert, E., Stahel, W. A., & Abbt, M. (2001). Log-normal distributions across the sciences: keys and clues. *BioScience*, 51(5), 341–352.
- Lorenz, E. N. (1963). Deterministic nonperiodic flow. *Journal of the Atmospheric Sciences*, 20(2), 130–141.
- Mackay, D. (2001). *Multimedia Environmental Models: The Fugacity Approach* (2^e éd.). CRC/Lewis Publishers.

- McAvoy, S., Grant, T., Smith, C., & Bontinck, P.-A. (2021). Combining life cycle assessment and system dynamics to improve impact assessment: a systematic review. *Journal of Cleaner Production*, 315, 128060.
- Rosenbaum, R. K., et al. (2008). USEtox, the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(7), 532–546.
- Strogatz, S. H. (2018). *Nonlinear Dynamics and Chaos* (2^e éd.). CRC Press.
- Vandenberg, L. N., Colborn, T., Hayes, T. B., et al. (2012). Hormones and endocrine-disrupting chemicals: low-dose effects and nonmonotonic dose responses. *Endocrine Reviews*, 33(3), 378–455.
- Weidema, B. P., & Wesnæs, M. S. (1996). Data quality management for life cycle inventories, an example of using data quality indicators. *Journal of Cleaner Production*, 4(3–4), 167–174.
- Zampori, L., & Pant, R. (2019). *Suggestions for updating the Product Environmental Footprint (PEF) method*. JRC Technical Report EUR 29682 EN, Commission européenne.
- RTE (2024). *Bilan électrique / eco2mix : émissions de CO₂ de la production d'électricité en France*. rte-france.com
- Piens, T. (2026). Chaotic dynamics in life-cycle inventory pedigree (preprint). Zenodo 10.5281/zenodo.20086772.

Supplément

Code et figures reproductibles (Python ; numpy/scipy/matplotlib), déposés en accès ouvert (DOI Zenodo à la première version stable). Les facteurs cités ne sont pas des points choisis mais des valeurs représentatives d'un espace de paramètres plausible, assorties de balayages de robustesse.