

L'AGRÉGATION DES DONNÉES ET DES INDICATEURS DE BIODIVERSITÉ : PRINCIPES ET ENJEUX

ÉTUDE 2021 RÉALISÉE AVEC LE SOUTIEN FINANCIER DE L'OFFICE FRANÇAIS DE LA BIODIVERSITÉ



L'agrégation des données et des indicateurs de biodiversité : principes et enjeux

En bref

Le nombre important d'indicateurs « élémentaires » désormais disponibles dans le domaine de la biodiversité, en particulier dans l'ONB (Observatoire national de la Biodiversité) incite à examiner la manière de les regrouper dans des indicateurs synthétiques pour éclairer de manière globale une problématique.

L'objectif de cette note est :

- de présenter les principales options possibles pour opérer ces regroupements ;*
- de montrer que ces options ont des conséquences importantes sur la valeur et les propriétés de l'indicateur synthétique obtenu ;*
- de souligner que ces options peuvent parfois s'appuyer sur une rationalité sous-jacente mais obligent, dans la plupart des cas, à définir ou à expliciter un objectif « politique » vis-à-vis du phénomène que l'on veut mettre en évidence.*

L'agrégation des données et des indicateurs de biodiversité : principes et enjeux

Introduction

Pour décrire l'état de la biodiversité ou les pressions qui l'affectent, on dispose aujourd'hui d'un grand nombre d'indicateurs statistiques « élémentaires », en particulier dans l'ONB (Observatoire National de la Biodiversité)¹.

Cette multiplicité d'indicateurs est souvent évoquée comme une faiblesse par différents acteurs publics ou privés. Ils soulignent souvent, en comparaison, l'intérêt de l'indicateur unique que représente, pour juger des effets des humains sur le climat, la « tonne-équivalent de CO₂ ».

Répondre à cette attente apparaît difficile, et l'on peut en outre en interroger la nécessité, en citant de nombreux exemples de politiques – dans les domaines de la santé, de l'éducation, de la lutte contre les inégalités - qui ont pu être mises en œuvre sans devoir s'appuyer sur un indicateur unique. On peut également souligner que, lorsque de tels indicateurs globaux existent, comme le PIB (produit intérieur brut) pour mesurer la croissance économique, ils peuvent être contestés comme étant excessivement réducteurs vis-à-vis de la complexité du domaine concerné.

Il peut cependant être intéressant de regrouper certains indicateurs « élémentaires » dans des indicateurs synthétiques, pour éclairer de manière globale une problématique. On peut par exemple vouloir rendre compte, à différents niveaux territoriaux, de l'état des milieux aquatiques, des forêts, du degré de mise en œuvre ou des effets d'une politique (comme les différentes stratégies liées à la biodiversité).

L'objectif de ce cahier est :

- de présenter les principales options possibles pour opérer ces regroupements, en donnant des exemples d'utilisation de ces options dans différents domaines ;
- de montrer que ces options ont des conséquences importantes sur la valeur et les propriétés de l'indicateur synthétique obtenu ;
- de souligner que ces options peuvent parfois s'appuyer sur une rationalité sous-jacente mais obligent, dans la plupart des cas, à définir ou à expliciter un objectif « politique² » vis-à-vis du phénomène que l'on veut mettre en évidence. Il est donc nécessaire que cet objectif, qui est souvent implicite, soit exprimé explicitement.

Après avoir détaillé les différentes logiques qui peuvent être utilisées pour regrouper des données ou des indicateurs et leurs propriétés, nous présenterons plusieurs études de cas illustrant concrètement l'importance du choix de ces logiques. Nous traiterons enfin le cas particulier de l'option du « critère déclassant ».

¹ Nous renvoyons par exemple aux travaux de l'UICN à <http://uicn-fr-collectivites-biodiversite.fr/les-indicateurs-de-biodiversite/#>

² Nous entendons par « politique », un objectif qui se propose d'éclairer, voire d'influencer l'action publique à différents niveaux, depuis les actions individuelles des citoyens jusqu'au niveau des négociations internationales.

1. Les cinq grandes logiques

Combiner une série de données brutes pour construire un indicateur unique est une démarche classique de la statistique. Ces variables peuvent être :

- de même nature (des poids, des concentrations, des revenus) et l'on cherche alors à calculer une valeur « moyenne » ou « cumulée » ;
- de natures différentes mais contribuant à décrire un phénomène global (la pauvreté, la qualité de l'environnement, le développement d'un pays) et l'on veut construire alors un indicateur « synthétique ».

On peut identifier cinq grandes logiques combinatoires³ pour réaliser cette agrégation lorsque les données sont de même nature. Dans le cas de données de natures différentes, nous discuterons la question de la standardisation et de la pondération des paramètres.

1.1. La logique additive (ou linéaire) : la moyenne arithmétique

C'est l'approche la plus utilisée, par exemple quand on veut calculer le revenu moyen des français, la pluviométrie moyenne, le rendement moyen d'une culture, le poids moyen d'un groupe d'animaux... Sa justification théorique correspond à des situations où l'on peut considérer que les données brutes s'additionnent effectivement et que l'effet cumulé éventuel est égal à la somme des effets.

On va dans ce cas additionner les données et calculer une moyenne arithmétique :

$$M_a = (d_1 + d_2 + d_3... + d_n)/n$$

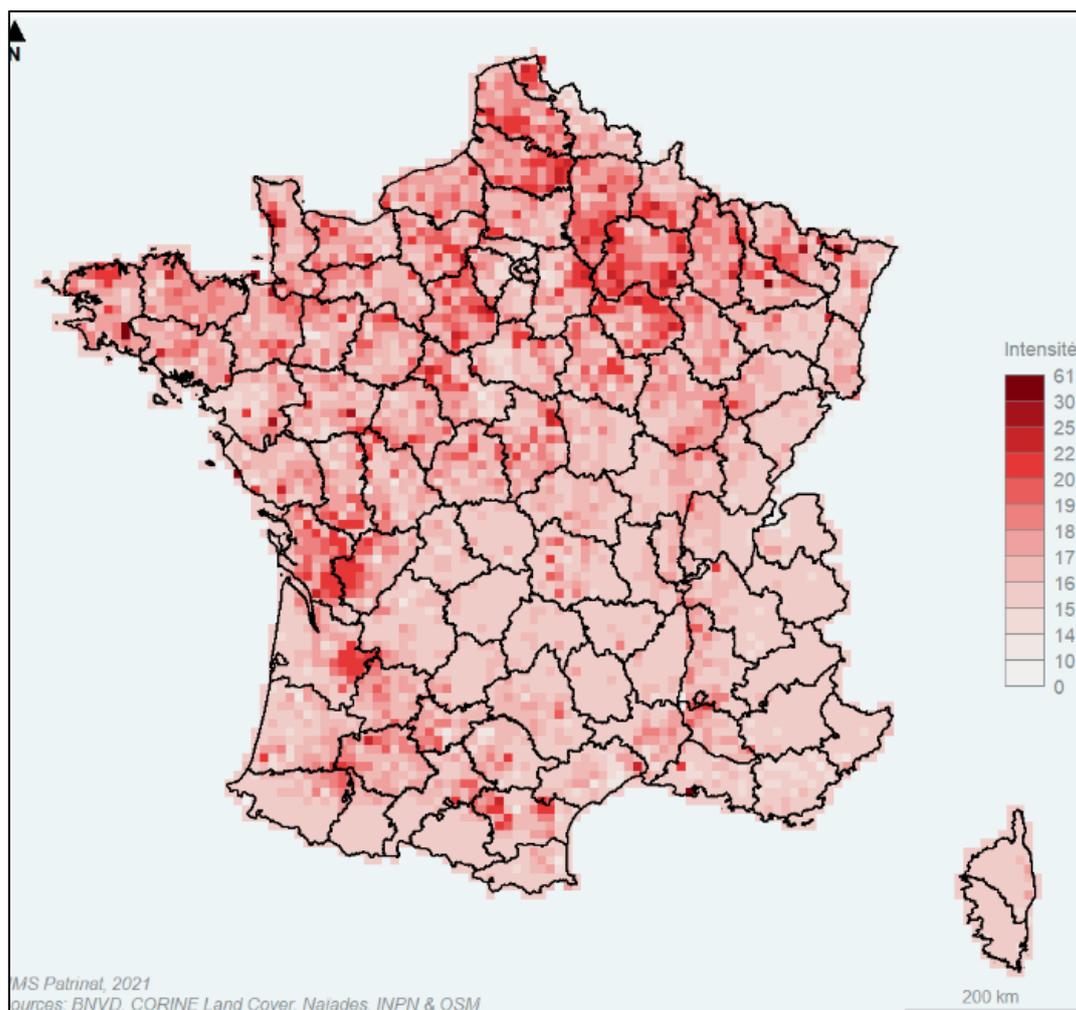
Dans le cas de l'environnement, on aura cette logique pour calculer la teneur moyenne des sols dans divers éléments (carbone, phosphore, métaux lourds...) à partir de données d'un réseau d'observations.

Lorsque les données sont de natures différentes, on peut choisir aussi de les cumuler de manière additive mais la justification logique est alors beaucoup moins évidente.

C'est par exemple l'option prise dans les cartes des pressions cumulées sur la biodiversité produites par Cherrier et al. (2021). La figure 1 en donne un exemple dans le cas des pressions liées à l'agriculture. Quatre pressions liées respectivement aux pesticides, aux nitrates, au phosphore et à la destruction des habitats ont été identifiées et additionnées après avoir été standardisées sur une échelle commune (voir plus loin la question de la standardisation et de la pondération).

³ Ce recensement n'est pas exhaustif : il existe bien d'autres moyennes comme par exemple la moyenne énergétique (en acoustique) pour calculer le bruit global résultant de plusieurs sources sonores. Voir http://www.cours-genie-civil.com/wp-content/uploads/acoustique_cours_procedes-generaux-de-construction.pdf

Figure 1 : Carte des pressions cumulées liées à l'agriculture (source : Cherrier et al., 2021)



Un autre exemple de cette logique additive est l'**indice de Singapour de la biodiversité urbaine** (City Biodiversity Index CBI) proposé en 2010 par cette ville à la conférence de Nagoya⁴. Il est basé sur 25 paramètres qui sont notés de 0 à 4 et l'indice global est la somme des notes obtenues.

Avec cette métrique, la ville de Paris avait en 2015, sur la base de 18 paramètres mesurés, un score de 48 points, sur un maximum possible de 72. On pourra consulter également l'étude de faisabilité réalisée en 2013 dans 15 villes des Haut de France⁵. Elle porte sur 12 des indicateurs du CBI qui sont référencés dans chaque ville mais qui, dans ce cas, ne sont pas agrégés car l'étude indique que « *Le propos ici n'est en aucun cas de comparer ces quinze villes entre elles. En effet, avec une histoire et une réalité géographique propre à chaque ville, ainsi qu'un périmètre administratif plus ou moins étendu, chaque situation est unique et seules les comparaisons dans le temps, pour chacune d'entre elles, aura un sens* ».

On trouve également cette logique additive dans Le **NUTRISCORE** des aliments : cet indicateur intègre trois facteurs des aliments considérés comme positifs pour la santé et quatre facteurs considérés comme négatifs. Chaque facteur est transformé en points et le total des points conduit à l'attribution d'une note de A à E⁶.

⁴ https://fr.wikipedia.org/wiki/Index_de_Singapour et <https://www.nparks.gov.sg/-/media/nparks-real-content/biodiversity/singapore-index/handbook-on-the-singapore-index-on-cities-biodiversity-cbd-ts98.ashx>

⁵ <https://www.observatoire-biodiversite-hdf.fr/sites/default/files/documents/medias/documents/indicateurs-singapour-2012-orb-npdcpdf.pdf>

⁶ <https://quoidansmonassiette.fr/comment-est-calcule-le-nutri-score-logo-nutritionnel/>

1.2. La logique additive : les moyennes de puissance

Toujours dans la logique additive, une autre option est de transformer les données brutes par une fonction puissance. Les deux options les plus utilisées sont les moyennes quadratique et cubique.

Dans le cas de la moyenne quadratique, on calcule la moyenne des carrés des données puis la racine carrée de cette moyenne :

$$Mq = \sqrt{[(d_1^2 + d_2^2 + d_3^2 \dots + d_n^2)/n]}$$

L'exemple le plus connu est la notion « d'écart-type » pour caractériser l'hétérogénéité d'une distribution de valeur. Dans ce cas, on calcule la moyenne des carrés des écarts à la moyenne (la variance) et l'écart-type en est la racine carrée. On notera que cet écart-type ne correspond pas à l'écart-moyen (en valeur absolue) entre deux données tirées au hasard⁷ mais on a pris cette convention pour éviter d'avoir à manipuler des valeurs absolues (la moyenne des écarts à la moyenne étant nulle par définition).

Cette moyenne quadratique correspond à des situations **ou les données brutes se cumulent selon le carré de leur effet**. Ainsi, en physique statistique, si l'on a un ensemble de particules de même taille mais ayant des vitesses variables et que l'on veut définir une particule moyenne « représentative », elle aura comme vitesse la moyenne quadratique des vitesses car l'énergie cinétique des particules est proportionnelle au carré de leur vitesse.

Dans le domaine de la biodiversité, on trouve cette logique quadratique dans les **indices de Simpson**, qui mesurent la diversité des espèces (ou des races) animales ou végétales. L'indice de diversité de Simpson est donné par :

$$D = 1 - \sum p_i^2$$

p_i étant la proportion de l'espèce ou de la race i dans la population globale. C'est donc un paramètre compris entre 0 (pour une seule espèce) et 1 (pour un nombre infini d'espèces) et l'on peut démontrer qu'il mesure **la probabilité de tirer deux individus appartenant à deux espèces différentes lorsque ces deux individus sont tirés au hasard**.

On peut calculer à partir de D un nombre efficace d'espèces (ou de races) N_e .

$$N_e = 1/(1 - D)$$

Ce nombre efficace est égal au nombre d'espèces (ou de races) lorsqu'elles sont en proportions égales mais est inférieur lorsque les effectifs sont déséquilibrés. Ainsi, dans notre étude sur la diversité des races bovines françaises (Charpentier et al., 2020), nous avons montré que le nombre efficace de races avait diminué fortement entre 1958 et 1988, avec un minimum inférieur à 5 puis avait légèrement augmenté (figures 2 et 3).

⁷ On peut s'en assurer en calculant ces deux valeurs (écart-type et moyenne des valeurs absolues) pour les résultats d'un lancer successif de deux dés. La moyenne des écarts est de 1,94 alors que l'écart-type est de 2,41.

Figure 2 : Évolution de la proportion des principales races bovines françaises de 1958 à 2017
(Charpentier et al., 2020).

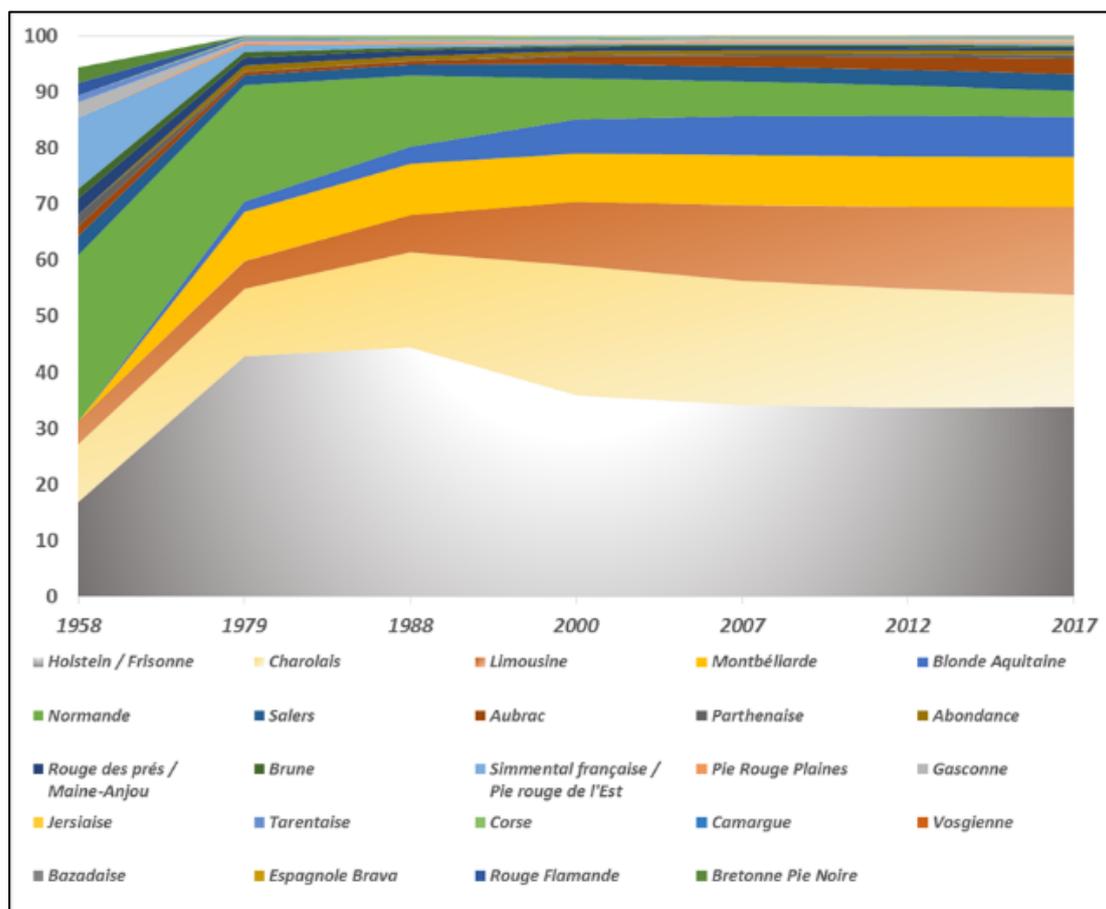
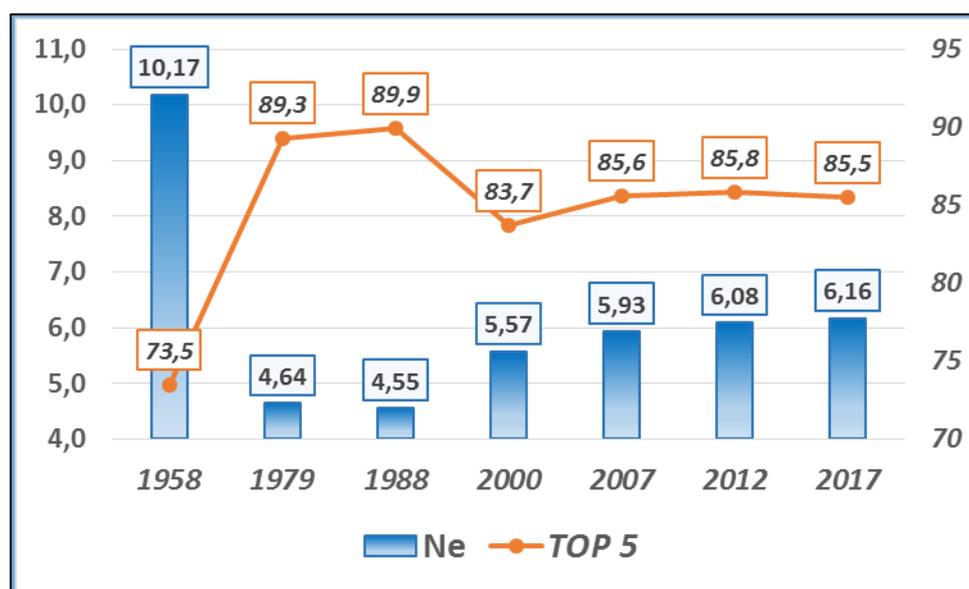


Figure 3 : Évolution de l'effectif efficace de Simpson et du TOP5 pour les races bovines françaises
(graphique : Humanité et Biodiversité)



L'utilisation de la **moyenne cubique** (la racine cubique de la moyenne du cube des valeurs) se rencontre par exemple dans l'indice de pauvreté humaine, sur lequel nous reviendrons.

1.3. La logique multiplicative

On l'appelle également logique logarithmique car elle revient à additionner le log des données : on multiplie les variables entre elles et l'on calcule une moyenne « géométrique ».

$$Mg = (d1 \times d2 \times d3 \times \dots \times dn)^{1/n}$$

On va trouver cette logique lorsque **l'effet cumulé des données brutes dépend de leur produit**. C'est notamment le cas pour des variables financières comme l'inflation ou le rendement d'un placement : si l'on mesure les rendements ou les taux d'inflation des années successives, on montre facilement que le rendement « moyen » annuel est la moyenne géométrique des rendements annuels.

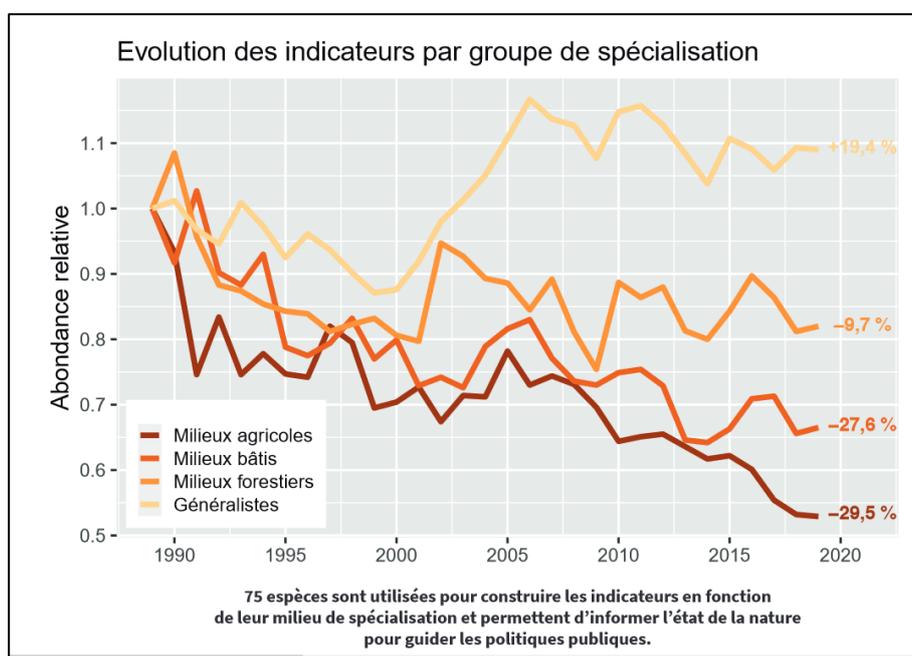
Dans le domaine de la biodiversité, on peut citer le cas de l'indice STOC d'abondance des oiseaux (Fontaine et al., 2020) : après avoir été standardisées à la valeur 1 au début des observations (1989), les abondances de chaque espèce sont mesurées chaque année et la valeur moyenne est **la moyenne géométrique des abondances** (figure 4). On peut constater sur ce graphique la différence entre l'abondance relative, qui utilise cette logique multiplicative (échelle verticale), et la baisse des effectifs (en %), qui est une moyenne arithmétique.

Cette logique multiplicative est une option prise lorsque l'on estime que **les différentes variables ne sont pas « substituables »**, autrement dit que la diminution de l'une d'entre elles ne peut pas être compensée par une augmentation similaire d'autres variables.

Ainsi, pour caractériser la biodiversité des microorganismes des sols, nous avons proposé (Charpentier et al., 2020) de considérer cette biodiversité comme une variable à deux dimensions indépendantes :

- l'abondance, qui peut être mesurée par une biomasse totale ou un nombre total d'individus dans un espace donné (la teneur totale en ADN dans le cas des sols) ;
- la diversité, qui peut être caractérisée par diverses variables (richesse spécifique, indice de Simpson...). Dans le cas des sols, nous avons utilisé le nombre de taxons bactériens identifiés dans les échantillons de sols.

Figure 4 : Evolution de l'indice STOC d'abondance relative de 75 espèces d'oiseaux communs
(source : Fontaine et al., 2020)



Nous avons ensuite multiplié ces deux paramètres pour définir le « coefficient d'intérêt écologique » de cette biodiversité. Cela revient à considérer la biodiversité comme une « surface » rectangulaire : il suffit que l'une des deux dimensions soit faible pour que cette surface soit faible, même si l'autre dimension à une valeur élevée.

Nous avons utilisé la même logique multiplicative pour les populations de lombrics (tableau 1) et pour combiner ces deux coefficients avec la teneur en carbone des sols.

$$\text{CIE sols} = (\text{CEI microorganismes} \times \text{CEI Lombrics} \times \text{teneur carbone})^{1/3}$$

Tableau 1 : proposition de coefficients d'intérêt écologique des sols pour les différents usages de la surface agricole. (Source : Charpentier et al., 2020).

Usage	Teneur en carbone		ADN microbien			Lombrics (3)			Coef. global
	Valeur (Kg/m2) (2)	Coef.	Teneur (µg/g) (1)	Diversité (nb taxons)	Coef.	Abondance (nb/m2)	Diversité (nb taxons)	Coef.	
Cultures annuelles	5,57	0,65	8,7	1368	0,86	225	5	0,54	0,67
Prairies permanentes	8,58	1	11,6	1302	0,96	420	9	1	0,98
Vignes et vergers	3,27	0,38	5,7	1396	0,70	170	3	0,36	0,46

On trouve une référence explicite à cette notion de non-substituabilité dans l'indicateur SESI (Strong Environmental Sustainability Index) développé par Usubiaga-Liano et Ekins (2021) pour caractériser la durabilité environnementale de différents pays. 21 indicateurs sont identifiés et combinés en utilisant la moyenne géométrique. Les auteurs indiquent que la moyenne géométrique traduit le concept de durabilité « forte » (*strong sustainability*) alors que l'utilisation de la moyenne arithmétique correspondrait à une durabilité « faible » (*weak sustainability*).

Cet article permet de pointer en outre une **difficulté méthodologique de l'usage de la moyenne géométrique**, à savoir le poids peut-être excessif des valeurs très faibles : **lorsqu'une variable est proche de 0, l'indicateur global fait de même, quelles que soient les valeurs prises par les autres paramètres**. Les auteurs ont résolu ce problème par une option que l'on peut qualifier d'arbitraire, à savoir que toutes les valeurs inférieures à 5 (sur une échelle de 0 à 100) étaient affectées de la valeur 5.

Un autre exemple de logique multiplicative est **l'indice de qualité bocagère (IB)** développé par Patrice Notteghem (2017) et destiné à mesurer la « qualité écologique » des haies dans un territoire de bocages. Il se base sur deux paramètres :

- le volume cumulé de la végétation ligneuse V_v ;
- un indice de maillage I_m , qui mesure la connectivité du réseau des haies.

L'indice global est le produit de ces deux paramètres, rapportés à la longueur totale des haies L_t .

$$\text{IB} = (V_v \times I_m) / L_t$$

Indiquons enfin qu'il existe **des options hybrides entre les logiques additive et multiplicative**, comme la logique arithmético-géométrique⁸ mais elle est d'un calcul complexe (limite d'une suite convergente) et elle n'a pas de justification théorique évidente.

⁸ https://fr.wikipedia.org/wiki/Moyenne_arithm%C3%A9tico-g%C3%A9om%C3%A9trique

On pourrait également envisager de recourir à des moyennes de puissance inférieure à 1 (par exemple la racine carrée des valeurs) pour trouver un intermédiaire entre la moyenne arithmétique et la moyenne géométrique mais nous n'avons pas trouvé mention de cette option dans la littérature. Pour une discussion globale sur les pratiques d'agrégation pour mesurer la diversité, nous renvoyons à Stirling (2007).

1.4. La logique harmonique

On calcule dans ce cas la moyenne de l'inverse des données :

$$n/Mh = 1/d1 + 1/d2 + 1/d3 + \dots + 1/dn$$

Elle correspond à des cas où le cumul se fait selon l'inverse des données brutes. Un exemple est le calcul de l'effectif génétique (appelé également effectif efficace) d'une population, qui permet de prédire l'évolution de la consanguinité dans une population. Cette consanguinité va en effet progresser d'autant plus vite que l'effectif génétique sera faible. On montre que si la population est constituée de M mâles et F femelles, l'effectif génétique N_e est donné par $4/N_e = 1/M + 1/F$.

Lorsque la population comporte autant de mâles que de femelles, cet effectif génétique est égal à l'effectif numérique (nombre total d'animaux) mais en cas de déséquilibre, on constate que **c'est le sexe le plus minoritaire qui va limiter fortement cet effectif génétique** : ainsi, une population ne comportant qu'un seul mâle aura forcément un effectif génétique inférieur à 4, même avec un très grand nombre de femelles, alors qu'une population « équilibrée » avec par exemple 5 mâles et 5 femelles aura un effectif génétique de 10.

Cette notion est particulièrement importante à prendre en compte dans le cas de la gestion de petites populations captives (races locales, animaux de zoo...).

1.5. Les médianes

Dans ce cas, on va caractériser l'ensemble des données par la valeur qui sépare ces données en deux ensembles égaux (en termes de nombre de données). On parlera par exemple de « revenu médian » des français (50% des français ont un revenu inférieur ou supérieur à cette valeur), ou de teneurs « médianes » des eaux en nitrates ou en pesticides.

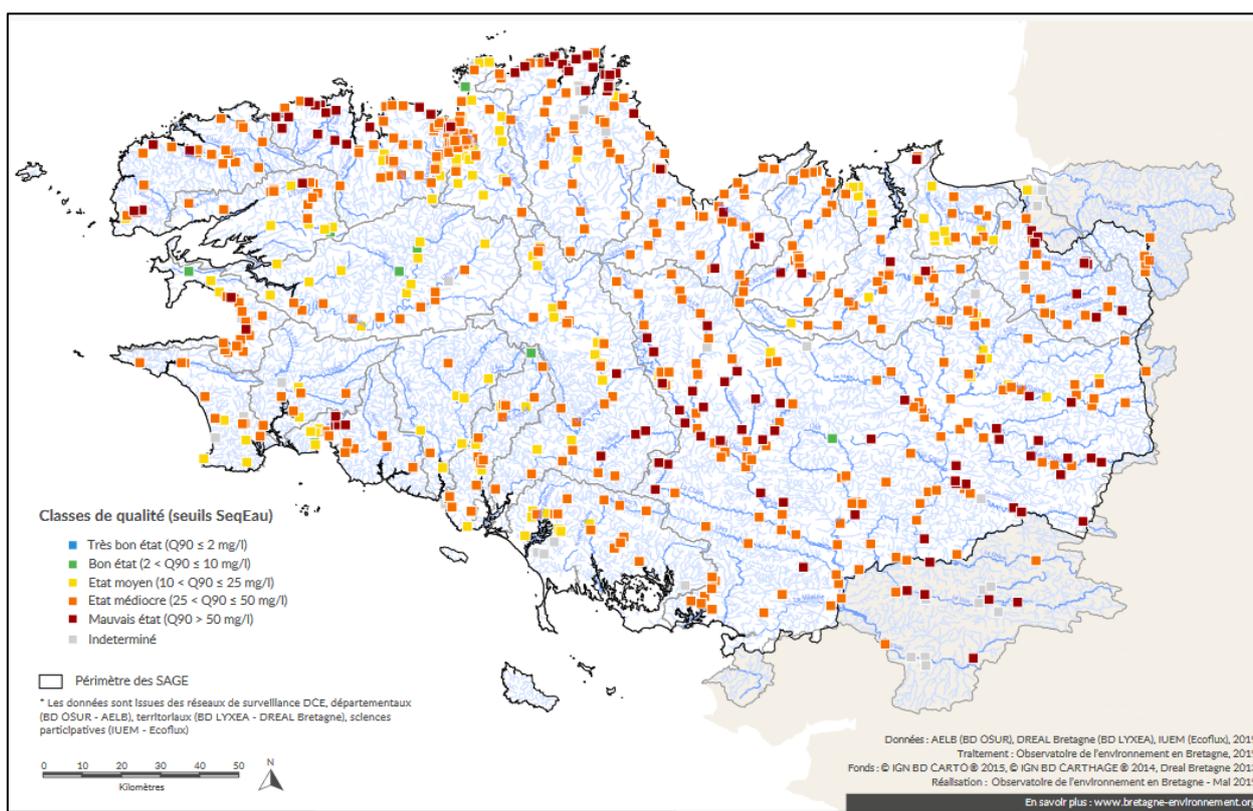
Cette logique se trouve souvent lorsque la distribution des données est dyssymétrique et présente une « longue queue », voire un « rebond », c'est-à-dire un petit nombre de données ayant des valeurs très élevées (c'est le cas pour les revenus ou pour les teneurs en polluants).

De manière plus générale, on peut choisir d'autres seuils que les 50% pour caractériser une distribution de données : on parlera de « **percentiles** » lorsque l'on répartit les données en 100 classes d'effectifs égaux et que l'on définit la distribution par la valeur limite inférieure d'une classe donnée.

Ainsi, pour caractériser les teneurs en nitrates de l'eau en un point lorsque de nombreuses données ont été collectées au cours du temps, on ne considère pas la moyenne arithmétique ou la médiane de ces données mais le percentile 90 (P90), c'est-à-dire la valeur qui n'est dépassée que par 10% des observations (figure 5).

Cette valeur est à l'évidence supérieure à la médiane mais peut-être inférieure à la moyenne, notamment lorsque des pics de pollution ponctuels conduisent à quelques valeurs extrêmement élevées. **Cette métrique présente également l'avantage d'être « robuste » vis-à-vis de données aberrantes pouvant résulter d'erreurs de mesures ou de saisies de données quand plusieurs dispositifs d'observation ont été utilisés.**

Figure 5 : Qualité des cours d'eau bretons vis-à-vis des nitrates (percentile 90) en 2018.
https://bretagne-environnement.fr/sites/default/files/OEB_qualite_nitrates_Q90_2018.pdf



Cette référence au P90 se retrouve dans de nombreuses études de suivi de l'environnement mais on peut la trouver aussi dans des études sur les inégalités. Par exemple le P90 des revenus des français caractérise le revenu « minimum » des 10% des français les plus riches et l'on peut caractériser les inégalités par la différence (ou le rapport) entre le P10 et le P90⁹.

⁹ <https://www.inegalites.fr/Quels-sont-les-indicateurs-de-mesure-des-inegalites-de-revenus>

2. Standardisation et pondération des données

2.1. La standardisation des données

Nous avons considéré précédemment que les logiques d'agrégation s'appliquaient aux données brutes. Lorsque les paramètres sont de nature différente et prennent donc des valeurs numériques très différentes, ou fluctuent dans des limites très différentes, il est fréquent de les standardiser pour les exprimer sur une même échelle (entre 0 et 1 ou entre 0 et 100). Cela suppose de définir ce que sont les valeurs de référence correspondant à 0 et à 1.

Il peut s'agir des valeurs extrêmes des distributions observées mais on peut aussi choisir, en particulier dans l'étude d'une politique publique, de prendre comme valeur maximale l'objectif de cette politique publique, afin de mesurer l'écart entre la situation actuelle et cet objectif.

En ce qui concerne la valeur minimale, on peut prendre la valeur 0 mais l'on peut aussi prendre une valeur de référence autre, par exemple celle de l'état initial lors de la mise en œuvre d'une politique publique ou, pour l'environnement, des seuils de polluants considérés comme sans effets avérés pour la biodiversité car correspondant à l'état « naturel » des milieux, comme une valeur de concentration en nitrates des eaux douces de l'ordre de 5 mg/l.

2.2. La pondération des données

Quelle que soit la logique d'agglomération, le fait d'affecter à chaque donnée un coefficient de pondération (autre que 1) peut se justifier si l'on veut donner un poids plus important à certains facteurs. On peut citer quelques exemples de ces indices pondérés dans le cas des pressions sur la biodiversité :

- **L'indicateur METOX** est utilisé par les Agences de l'eau pour calculer les redevances pour pollutions diffuses. Cette métrique affecte à chaque ETM (Elément trace métallique) un coefficient tenant compte de sa toxicité pour les organismes aquatiques et fait la somme des apports pondérés par ces coefficients. Ces coefficients sont particulièrement élevés pour les ETM définis comme des « contaminants stricts » (mercure, cadmium, arsenic, plomb). Le tableau 2 présente ces coefficients et le calcul des apports METOX correspondants dans le cas des sols français.

Tableau 2 : Apports annuels d'éléments traces métalliques aux sols français en grammes par hectare et en unités METOX. Source ADEME, 2007 dans Charpentier et al., 2020.

Source	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Se	Zn	TOTAL
apports (g/ha)	4,5	1,8	34	165	0,4	4,5	19	24	3	514	770,2
coefficients METOX	10	50	1	5	50	<i>pas de norme</i>	5	10	<i>pas de norme</i>	1	
apports (g Metox/ha)	45	90	34	825	20		95	240		514	1863

- **L'HRI (Indicateur de risques harmonisé)** de l'Union européenne, prévu dans la directive cadre sur les pesticides, et qui intègre la toxicité des produits, en utilisant un coefficient allant de 1 à 64 selon la nature de ces produits (Tableau 3). La catégorie 1 correspond à des substances considérées comme peu préoccupantes ; inversement, la catégorie 4 regroupe des substances interdites et qui ne peuvent être utilisées que sur dérogation provisoire pour des usages précis à la demande d'Etats membres. On trouve dans la catégorie 3 les substances classées « CMR » (cancérigènes, mutagènes, reprotoxiques) dont l'interdiction et le remplacement par des produits moins préoccupants est prévu à plus ou moins brève échéance.

Tableau 3 : Coefficients utilisés pour l'indicateur HRI de consommation de pesticides.

Source : <https://agriculture.gouv.fr/les-indicateurs-de-risque-harmonises-etablis-au-niveau-europeen>

Groupe	Définition	Coefficient	%QSA France (2019)
1	Substances à faible risque qui sont approuvées ou réputées approuvées en vertu de l'article 22 du règlement 1107/2009	1	0,12
2	Substances approuvées ou réputées approuvées en vertu du règlement 1107/2009 et qui ne relèvent pas des autres catégories	8	85,47
3	Substances approuvées ou réputées approuvées en vertu de l'article 24 du règlement 1107/2009 dont on envisage la substitution	16	14,36
4	Substances non-approuvées en vertu du règlement (CE) no 1107/2009	64	0,06

3. Considérations générales sur ces logiques

Comme nous l'avons indiqué en introduction, le choix d'une de ces logiques n'est pas anodin et nous allons maintenant approfondir cet aspect.

L'exemple numérique du tableau 4 permet d'introduire cette question : si l'on prend quatre situations décrites chacune par trois données, on observe que le « classement » de ces situations peut se modifier et même s'inverser en fonction de la moyenne choisie. De ce fait, le passage d'une situation à l'autre pourra être considéré soit positivement, soit négativement :

- la situation A est considérée comme la meilleure si l'on considère la moyenne harmonique, alors qu'elle est classée en dernier si l'on considère la moyenne quadratique ;
- inversement, la situation C est placée en tête par les moyennes arithmétique ou quadratique, alors qu'elle est la moins bien placée si l'on recourt aux moyennes géométriques ou harmoniques.

Tableau 4 : Comparaison de trois « situations » en fonction des moyennes choisies

Situation	Données	Moy. Arith.		Moy. Quadra.		Moy. Harm.		Moy. Géom.	
		valeur	Rang	valeur	Rang	valeur	Rang	valeur	Rang
A	10, 11,12	11	3	11,03	4	10,93	1	10,71	2
B	23, 7, 9	13	2	14,8	2	10,08	2	11,04	1
C	40, 3, 2	15	1	23,18	1	3,49	4	6,10	4
D	16, 8, 8	10,66	4	11,31	3	9,60	3	9,85	3

De manière générale, si toutes ces moyennes se situent entre les valeurs extrêmes (min et MAX) et sont identiques lorsque toutes les données brutes ont la même valeur, elles vont intégrer différemment la diversité. Comme le montre le tableau précédent :

- **les moyennes harmonique et géométrique intègrent davantage les valeurs faibles et sont systématiquement inférieures à la moyenne arithmétique.** La moyenne harmonique est la plus sensible à la présence de valeurs faibles.
- c'est l'inverse pour **les moyennes de puissance (quadratique et, a fortiori, cubique) qui donneront un poids important aux valeurs fortes et sont systématiquement supérieures à la moyenne arithmétique.**

Minimum < Moy harmonique et Moy géométrique < Moy arithmétique < Moy quadratique < MAX

En outre, ces moyennes réagissent différemment aux variations des valeurs faibles ou fortes. Comme le montre le tableau 5 pour une variable variant entre 0 et 1 (ou un pourcentage), lorsque l'écart se creuse entre des valeurs faibles ou fortes de manière symétrique, la moyenne arithmétique peut rester constante alors que les moyennes géométrique ou harmonique intègrent beaucoup la baisse des valeurs faibles (elles sont même nulles dès qu'une seule valeur est nulle).

Tableau 5 : évolution des différentes moyennes lorsque l'hétérogénéité augmente

Situation	Données	Moy arithmétique	Moy quadratique	Moy géométrique	Moy harmonique
A	0,5 0,5 0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
B	0,4 0,5 0,6		0,506	0,493	0,486
C	0,3 0,5 0,7		0,525	0,472	0,444
D	0,2 0,5 0,8		0,557	0,430	0,364

Inversement, la moyenne quadratique va être sensible à la hausse des valeurs fortes et va augmenter.

Il est donc impératif de justifier d'une manière ou d'une autre le choix effectué et, si possible, d'explicitier le « modèle » sous-jacent, comme le montrent les quelques exemples suivants.

4. Études de cas

4.1 La croissance moyenne d'une population

L'exemple est tiré de Vandeschrick (2017). Supposons que l'on dispose de l'évaluation des effectifs N_1 et N_2 d'une population à quelques années d'intervalle (n années) et que l'on observe une augmentation de ces effectifs. On veut donc estimer le taux « moyen » annuel de croissance de cette population.

On doit donc s'interroger sur le « modèle » de croissance de cette population pendant ces n années et l'on peut faire diverses hypothèses, en particulier une croissance linéaire (même augmentation des effectifs chaque année), une croissance cumulative (même taux de croissance en % chaque année) ou exponentielle (l'effectif est multiplié par un même coefficient chaque année).

On soulignera tout d'abord que, **si l'on ne dispose que de deux points d'observation, il est impossible d'en déduire quel est le « bon » modèle**, même si, parfois, les commentateurs utilisent le qualificatif « exponentiel » pour désigner une croissance importante (on l'a vu dans le cas de l'épidémie de la Covid).

L'auteur montre que ces différentes hypothèses conduisent à des estimations différentes de ce taux de croissance « moyen », et donc à des extrapolations différentes sur les évolutions à venir.

4.2 La vitesse moyenne sur la route

Supposons que l'on dispose des valeurs de vitesse des voitures circulant dans un lieu donné. On veut estimer une vitesse « moyenne » mais cela peut correspondre à diverses préoccupations :

- une vision purement statistique et l'on prendra alors sans doute la **moyenne arithmétique (ou la médiane)**.
- une politique de **prévention des accidents** de la route et l'on sait que la gravité de ces accidents est sensiblement proportionnelle à l'énergie cinétique des véhicules, et donc au carré de leur vitesse. Il sera donc légitime dans ce cas d'utiliser la **moyenne quadratique** des vitesses pour alerter sur les risques d'accidents. On peut en dire de même pour une politique **d'économie d'énergie**, car la consommation de carburant croît également avec le carré de la vitesse.
- une politique de **fluidification du trafic** pour réduire le temps passé dans les embouteillages. On peut montrer dans ce cas que le temps passé dans les embouteillages pour un conducteur tiré au hasard est proportionnel à la **moyenne harmonique des vitesses** des véhicules. De ce fait, on peut justifier une politique de réduction de la vitesse moyenne si elle conduit à une réduction de la variance des vitesses.

4.3 La taille moyenne d'un troupeau

Supposons que l'on dispose des effectifs de mâles et femelles m_1 et f_1 , m_2 et f_2 , m_3 et $f_3...$ de différents troupeaux d'une espèce donnée (domestique ou sauvage) et que l'on cherche à estimer l'effectif moyen de ces troupeaux.

On peut identifier trois logiques selon les propriétés des troupeaux que l'on veut mettre en évidence :

- l'approche statistique (par exemple pour des statistiques agricoles) incitera à calculer l'effectif total des animaux et à diviser par le nombre de troupeau, c'est-à-dire de calculer la **moyenne arithmétique** pour qualifier un troupeau « moyen ».
- la seconde logique est de s'intéresser aux **risques de consanguinité** que peut présenter cette espèce (en supposant les troupeaux isolés). Comme indiqué précédemment, on calculera alors l'effectif

génétique de chaque troupeau en utilisant la **moyenne harmonique** du nombre de mâles et femelles de ce troupeau et on calculera ensuite la moyenne arithmétique de ces effectifs génétiques.

- la troisième logique est de considérer les troupeaux « **du point de vue de l'animal** » et donc de chercher à répondre à la question « je tire une vache au hasard, quelle est la taille moyenne du troupeau dans lequel elle vit ? ». Cette question peut être posée notamment si l'on s'intéresse à des questions de **bien-être animal ou de comportement social**. On montre alors que la réponse à cette question conduit à calculer la **moyenne quadratique** de la taille des troupeaux qui, comme nous l'avons vu, est supérieure à la moyenne géométrique et réagira davantage à la mise en place de très grands troupeaux.

4.4 Les indices de développement

La volonté de montrer que le développement humain ne se limite pas à la croissance économique a donné lieu à la production de nombreux indices composites. Ces indices illustrent également l'importance de la métrique choisie. Nous en donnerons trois exemples :

- **L'Indice de santé sociale (ISS)**¹⁰, développé dans les années 80 aux USA puis plus récemment en France. Il agrège seize variables élémentaires liées à l'espérance de vie, à l'usage de drogues et autres conduites à risque, au chômage. Chacune de ces composantes est standardisée selon une échelle de 0 à 100 et l'on utilise la somme arithmétique (ou la moyenne) pour calculer l'indice global.
- **L'Indice de développement humain (IDH)**¹¹ est un indice sans dimension, compris entre 0 (exécrable) et 1 (excellent). Il est calculé par la moyenne de [trois indices quantifiant respectivement](#) :
 - la **santé / longévité** (mesurées par l'espérance de vie à la naissance) ;
 - le **savoir** ou **niveau d'éducation**. Il est mesuré par la durée moyenne de scolarisation pour les adultes de plus de 25 ans et la durée attendue de scolarisation pour les enfants d'âge scolaire ;
 - le **niveau de vie** (logarithme du revenu brut par habitant en parité de pouvoir d'achat).

Pour illustrer l'importance et le caractère parfois politique du choix de la moyenne, indiquons que, jusqu'à 2010, ces trois indices étaient combinés en utilisant leur **moyenne arithmétique**. La conséquence était qu'une valeur élevée (par exemple un fort niveau de vie moyen) pouvait « masquer » des faiblesses dans le niveau d'éducation ou dans la santé, ce qui revenait à bien classer certains pays à très fort niveau de vie.

C'est pourquoi il a été décidé en 2011 d'utiliser la **moyenne géométrique** de ces trois indices. Comme indiqué précédemment, ce choix permet d'éviter ce phénomène de compensation : les pays avec des déficits dans l'éducation (par exemple une faible éducation des filles) seront mal classés même s'ils disposent d'un fort niveau de vie. **On voit bien dans cet exemple à quel point cette décision qui pourrait être considérée comme « technique » traduit en fait un choix « politique » majeur.**

- **L'Indice de pauvreté humaine (IPH)**¹². Développé également par l'ONU, l'IPH est calculé à partir de trois indicateurs exprimés en pourcentages P_1 , P_2 et P_3 :
 - P_1 est le pourcentage de décès avant 40 ans ;
 - P_2 est le pourcentage d'analphabétisme ;
 - P_3 représente le manque de conditions de vies décentes, il est lui-même la **moyenne arithmétique** de trois sous-indices P_{31} , P_{32} et P_{33} : P_{31} est le pourcentage de personnes privées d'accès à l'eau potable, P_{32} est le pourcentage de personnes privées d'accès aux services de santé, P_{33} est le pourcentage d'enfants de moins de cinq ans souffrant d'insuffisance pondérale (modérée ou aiguë).

¹⁰ https://fr.wikipedia.org/wiki/Indice_de_sant%C3%A9_sociale

¹¹ https://fr.wikipedia.org/wiki/Indice_de_d%C3%A9veloppement_humain

¹² <https://www.memoireonline.com/12/08/1749/Mesure-et-indicateurs-pauvrete-dans-le-monde.html>

Pour agréger ces trois pourcentages, le choix de l'IPH a été d'utiliser la **moyenne cubique** de ces trois pourcentages. Comme nous l'avons vu, cette option pondère fortement les valeurs élevées. Autrement dit, elle va donner **un poids considérable au paramètre de pauvreté le plus pénalisant**. Ainsi, si les trois indicateurs valent respectivement 20, 20 et 80%, l'IPH sera de 56%, alors que la moyenne arithmétique n'est que de 40%. Là aussi, on mesure l'influence du choix « politique » sous-jacent.

5. L'option du critère déclassant

5.1 Définition et fondements

Nous traiterons pour finir d'une option méthodologique particulièrement forte dans ses conséquences, à savoir l'option du critère déclassant. Il s'agit, pour un ensemble de paramètres caractérisant une situation et qui sont généralement normalisés sur une échelle allant de « mauvais » à « très bon » (généralement avec 5 niveaux), de considérer que l'état global sera qualifié par le paramètre le plus déclassant : si la plupart des paramètres sont considérés comme bons, voire très bons, mais qu'un des paramètres est mauvais, l'état global sera considéré comme mauvais.

On peut considérer que cette option s'inspire de l'approche classique de la « santé » humaine ou animale : un individu est considéré comme « malade » si un seul organe ou une seule fonction est diagnostiquée comme en mauvais état, même si tout « le reste » fonctionne correctement.

Nous en donnerons quelques exemples, puis nous en discuterons les avantages et les limites.

5.2 Quelques exemples

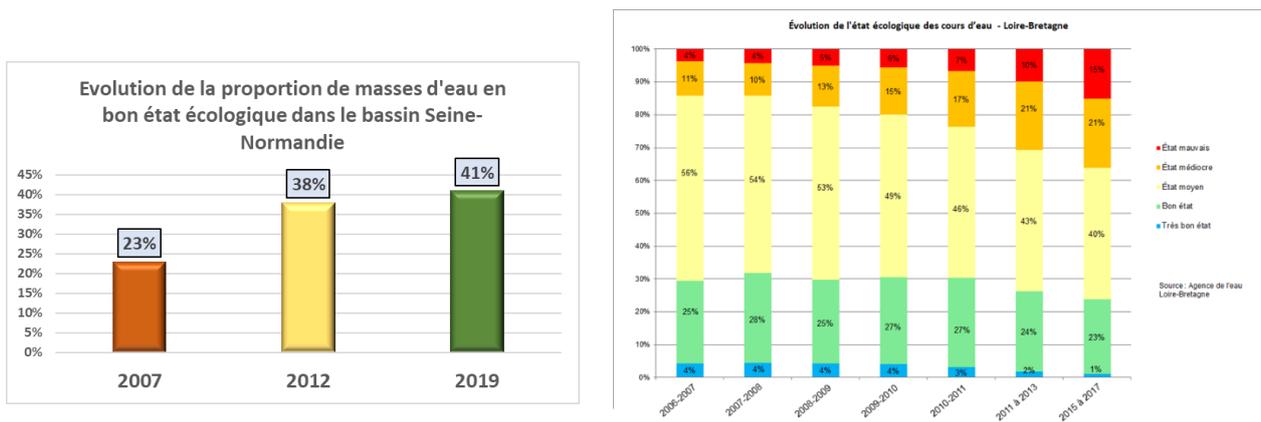
Le cas le plus connu est celui de l'état écologique des masses d'eau. Au titre de la directive-cadre européenne sur l'eau de 2000, les Etats-membres étaient invités à atteindre le « bon état écologique » de leurs eaux superficielles ou souterraines à un horizon de 15 ans (cette échéance a été repoussée à plusieurs reprises). Pour cela, ces eaux superficielles ou souterraines étaient « découpées » en unités élémentaires, les masses d'eau, et chacune de ces masses d'eau étaient caractérisées par plusieurs paramètres¹³ permettant de définir son état chimique (pour les eaux souterraines) ou écologique (pour les eaux superficielles). La règle du critère déclassant est utilisée pour agréger ces différents paramètres.

La figure 6 donne deux exemples de cet inventaire et des évolutions observées dans deux bassins français.

A noter que **cette option du critère déclassant n'est pas systématique** pour qualifier la qualité des masses d'eau. Le gouvernement du Québec utilise deux indices, l'IQBP (Indice de qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau), qui utilise ce critère, et l'IQE (Indice de la qualité des eaux), qui fait appel à la moyenne géométrique des paramètres (Hébert et Simard, 2005).

¹³ Nous renvoyons au site EAUFRANCE pour une présentation détaillée des paramètres utilisés.
<https://www.eaufrance.fr/regles-devaluation-de-letat-des-eaux>

Figure 6 : Evolution de l'état écologique des masses d'eau superficielles dans les bassins Seine-Normandie (à gauche) et Loire-Bretagne (à droite). Sources : Agences de l'eau



Un autre exemple d'utilisation du critère déclassant est celui de l'évaluation de l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire (Combrous et al., 2006). Dans ce cas, l'état de chaque habitat est décrit par quatre paramètres :

- son aire de répartition naturelle ;
- la surface recouverte par l'habitat ;
- la structure et les fonctionnalités spécifiques de l'habitat ;
- les perspectives futures d'évolution qui lui sont associées.

La cotation utilise le principe des « feux tricolores » : chaque paramètre est décrit par une « couleur » (vert, orange, rouge et gris pour inconnu) et la couleur finale est définie en appliquant le principe du critère déclassant, comme le montre le tableau 6 ci-dessous.

Tableau 6 : caractérisation de l'état de conservation des habitats selon quatre paramètres (Combrous et al., 2006)

Etat des paramètres	Classement
4 verts ou trois verts et un inconnu	
Au moins un orange et aucun rouge	
Un ou plusieurs rouges	
4 inconnus ou 2 ou 3 inconnus et au moins un vert	

5.3 Intérêts et limites

Comme pour la santé, cette option du critère déclassant présente l'avantage « politique » d'inviter à traiter en priorité le paramètre considéré comme étant considéré en mauvais état.

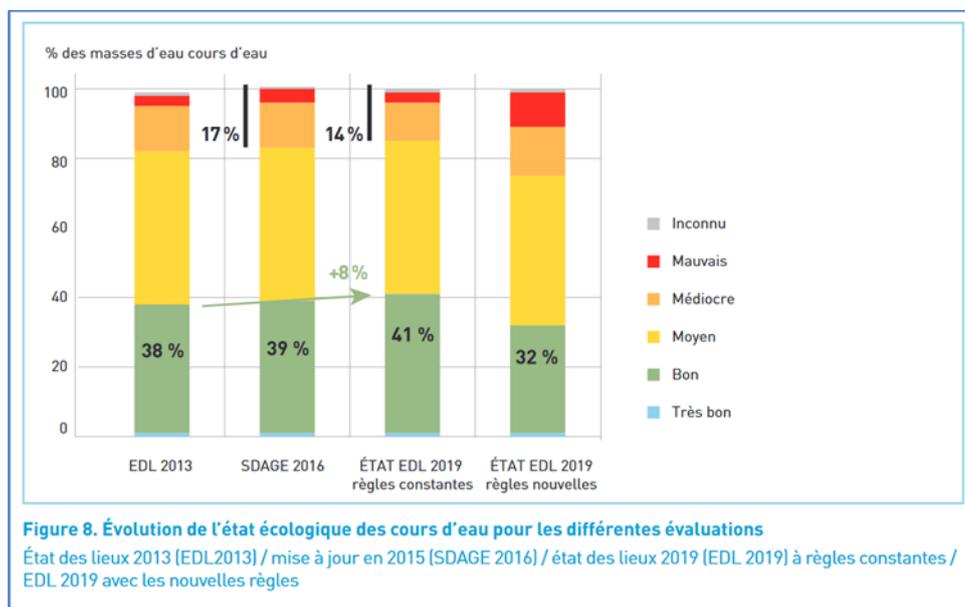
Cependant, on peut identifier deux limites, également « politiques », à cette approche :

- la première est qu'elle ne rend pas compte des progrès qui ont pu être réalisés sur des paramètres moins dégradés, mais dont l'amélioration contribue effectivement à l'amélioration de l'état

écologique des milieux. Cela peut conduire à décourager ceux qui ont œuvré pour ces améliorations, surtout lorsqu'ils ne pouvaient pas agir sur le critère déclassant. C'est par exemple le cas des masses d'eau situées en aval des fleuves et, a fortiori, des masses d'eau côtières, dont la pollution chimique résulte souvent d'activités situées en amont.

- la seconde est que l'introduction de nouveaux paramètres pour mieux caractériser l'état écologique des milieux **accroît nécessairement** (dans la mesure où ils ont une probabilité non nulle d'être considérés comme « mauvais ») le risque de classer une masse d'eau comme étant en « mauvais état ». La figure 7 illustre ce phénomène dans le cas du bassin Seine-Normandie : l'introduction en 2019 de paramètres complémentaires (en particulier la présence de nouveaux pesticides) pour caractériser l'état écologique fait passer la proportion de masses d'eau en bon état écologique de 41 à 32%, donnant l'impression d'annuler l'effet de plus de dix années d'efforts. Là aussi, l'effet « politique » de découragement peut se révéler important.

Figure 7 : Conséquences de l'introduction de nouveaux paramètres d'état écologique sur la qualification des masses d'eau superficielles du bassin Seine-Normandie (Source : AESN)



Conclusions

Ces analyses montrent clairement que l'élaboration d'un indicateur « synthétique » n'est que rarement une opération purement technique, dont la logique obéirait à des propriétés objectives, intrinsèques, des indicateurs élémentaires que l'on souhaite agréger.

Cette élaboration doit le plus souvent faire appel à un objectif « politique » vis-à-vis du phénomène que l'on veut mettre en évidence. Nous utilisons ce terme dans un sens très large : pour prendre un dernier exemple, un agriculteur connaissant la longueur et la largeur de son champ va en calculer le périmètre (logique additive) s'il veut l'entourer d'une clôture mais il en calculera la surface (logique multiplicative) s'il veut calculer les quantités de semences ou d'engrais à épandre.

Identifier, expliciter et faire connaître cet objectif, cette finalité de l'indicateur synthétique, apparaît donc indispensable pour le construire et, surtout pour éviter les critiques et interrogations légitimes qui peuvent s'exprimer vis-à-vis de tels indicateurs.



Cette étude a été réalisée en 2021 avec le soutien financier de l'Office français de la biodiversité.

Citation : Humanité et Biodiversité, 2021. La création d'aires protégées : analyse des engagements français et européens. Les Cahiers de la Biodiversité, n°8, janvier 2023.

Directeur de la publication : Bernard Chevassus-au-Louis

Rédacteur : Bernard Chevassus-au-Louis

Relecteurs : Nathalie Frascaria et Michel Badré

Remerciements du Président d'H&B : Merci à Nathalie Frascaria et Michel Badré pour leur relecture critique de ce document.

Références bibliographiques citées

Charpentier A., Chevassus-au-Louis B., Frappa A.. Proposition d'indicateurs de l'Observatoire national de la biodiversité pour la thématique « Biodiversité et agriculture ». *Rapport final, décembre 2020*.

<https://naturefrance.fr/sites/default/files/2020-08/Rapport%20ONB-AGRI%2006122019-V7-CE.pdf>

Cherrier, O., Prima, M-C., Rouveyrol, P., 2021. Cartographie des pressions anthropiques en France continentale métropolitaine - Catalogue pour un diagnostic du réseau d'espaces protégés, UMS PatriNat (OFB/CNRS/MNHN), Paris, 110p. <https://inpn.mnhn.fr/docs-web/docs/download/384370>

Combroux, I., Bensettiti, F., Daszkiewicz, P. & Moret, J. 2006. Evaluation de l'Etat de conservation des Habitats et Espèces d'intérêt communautaire 2006-2007. Document 2. Guide Méthodologique. Muséum national d'histoire naturelle, Département Ecologie et gestion de la biodiversité, UMS 2699 Inventaire et suivi de la biodiversité. 149 pp. https://inpn.mnhn.fr/docs/combroux_etal_2006.pdf

Fontaine B., Moussy C., Chiffard Carricaburu J., Dupuis J., Corolleur E., Schmaltz L., Lorrillière R., Loïs G., Gaudard C. 2020. Suivi des oiseaux communs en France 1989-2019 : 30 ans de suivis participatifs. MNHN-Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation, LPO BirdLife France - Service Connaissance, Ministère de la Transition écologique et solidaire. 46 pp.

https://www.vigienature.fr/sites/vigienature/files/atoms/files/syntheseoiseauxcommuns2020_final.pdf

Hebert S. et Simard A., 2005. Comparaison entre l'indice de la qualité générale de l'eau du Québec (IQBP) et l'indice de qualité des eaux du CCME (IQE) pour la protection de la vie aquatique. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.

http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/vie-aqua/Comparaison.pdf

Notteghem P. 2017. IPERBOC, l'indice du potentiel écologique des réseaux bocagers. *Revue scientifique Bourgogne-Nature*, 25, 95-102. Consultable à <https://fr.calameo.com/read/002206791caeecc1baa6>

Stirling A., 2007. A general framework for analysing diversity in science, technology and society. » In: *Journal of the Royal Society, Interface / the Royal Society*, 4.15, p. 707– 719.

<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2373389/pdf/rsif20070213.pdf>

Usubiaga-Liano A., Ekins P., 2021. Monitoring the environmental sustainability of countries through the strong environmental sustainability index. *Ecological Indicators*, 132, 108281.

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X21009468>

Vandeschrick C., 2017. La moyenne : l'approche de Chisini revisitée. Exemples et enseignements.

RECHERCHES ET PERSPECTIVES. *Statistique et Enseignement*, 8(1), 3-20. <http://statistique-et-enseignement.fr/article/download/593/556>

Les Cahiers de la Biodiversité

« Les Cahiers de la Biodiversité » sont une publication de l'association Humanité et Biodiversité paraissant une dizaine de fois par an. Ils présentent les analyses ou propositions de notre association sur des sujets liés à la connaissance et à la gestion de la biodiversité ou à d'autres aspects (agriculture et alimentation, santé, énergie, aménagement du territoire...) pouvant avoir des incidences sur la biodiversité.

Humanité et Biodiversité est une association dont l'objet principal est le renforcement de la perception et de la prise en compte par tous des synergies et des liens indissociables entre l'humanité et la biodiversité. Elle mène des actions de plaidoyer auprès des pouvoirs publics, des actions de sensibilisation et de communication et développe des échanges avec les différents acteurs sociaux.

L'objectif est d'agir pour la transformation concrète de toutes les pratiques qui affectent la biodiversité. Cette stratégie vise à construire aussi de nouvelles solidarités autour de la nature en veillant à ne pas induire de nouvelles inégalités sociales.

Numéros précédents :

- Humanité et Biodiversité, 2020. Stratégies européennes pour l'alimentation et la biodiversité et agriculture française. Les Cahiers de la Biodiversité, n°1, juin 2020.
- Humanité et Biodiversité, 2020. Nos systèmes alimentaires sont-ils durables ? Les Cahiers de la Biodiversité, n°2, août 2020.
- Humanité et Biodiversité, 2020. Comment aller vers des systèmes alimentaires durables ? Les Cahiers de la Biodiversité, n°3, septembre 2020.
- Humanité et Biodiversité, 2020. Néonicotinoïdes et compétitivité de la production française de betterave. Les Cahiers de la Biodiversité, n°4, octobre 2020.
- Humanité et Biodiversité, 2020. Plan de relance de l'économie et biodiversité. Les Cahiers de la Biodiversité, n°5, décembre 2020.
- Humanité et Biodiversité, 2021. Le projet de loi « climat et résilience » et la biodiversité. Les Cahiers de la Biodiversité, n°6, juin 2021.
- Humanité et Biodiversité, 2021. La création d'aires protégées : analyse des engagements français et européens. Les Cahiers de la Biodiversité, n°7, juillet 2021.



Humanité et Biodiversité
94 rue La Fayette, 75010 PARIS
01 43 36 04 72
contact@humanite-biodiversite.fr

WWW.HUMANITE-BIODIVERSITE.FR

