

Chapitre 01 :

Biodiversité et méthodes de mesures

1. La biodiversité :

1. Définition

La **biodiversité** désigne la diversité des organismes vivants, qui s'apprécie en considérant la diversité des espèces, celle des gènes au sein de chaque espèce, ainsi que l'organisation et la répartition des écosystèmes. Le maintien de la biodiversité est une composante essentielle du développement durable. Le mot *biodiversité* est un néologisme composé à partir des mots biologie et diversité.

Ou encore

La diversité biologique a été définie comme :

« La variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes. »

2. Les Trois niveaux de la biodiversité

La diversité biologique est la diversité de toutes les formes du vivant. Elle est habituellement subdivisée en trois niveaux :

• La diversité génétique :

Elle se définit par la variabilité des gènes au sein d'une même espèce ou d'une population. Elle est donc caractérisée par la différence de deux individus d'une même espèce ou sous-espèce (diversité intraspécifique).

• La diversité spécifique :

Correspond à la diversité des espèces (diversité interspécifique). Ainsi, chaque groupe défini peut alors être caractérisé par le nombre des espèces qui le composent, voir taxinomie. Cependant, pour caractériser le nombre de plan d'organisation anatomique, il est préférable d'employer le terme de disparité.

• **La diversité écosystémique :**

Qui correspond à la diversité des écosystèmes présents sur Terre, des interactions des populations naturelles et de leurs environnements physiques. Selon les Néo-Darwinistes, le gène est l'unité fondamentale de la sélection naturelle, donc de l'évolution, et certains, comme E.O. Wilson, estiment que la seule biodiversité « *utile* » est la diversité génétique. Cependant, en pratique, quand on étudie la biodiversité sur le terrain, l'espèce est l'unité la plus accessible.

3. Biodiversité sauvage et biodiversité domestique

La Convention sur la biodiversité écologique du 5 juin 1992 a défini le terme de biodiversité comme étant « la variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes ».

La biodiversité concerne donc tout le vivant et la dynamique des interactions au sein du vivant, qu'il soit naturel (biodiversité **sauvage**) ou bien géré par l'homme (biodiversité **domestique**). A ces deux catégories s'ajoute la biodiversité **commensale** de l'homme, c'est à dire les espèces qui, tout en n'étant pas gérées par l'homme s'adaptent aux milieux qu'il crée (le rat et le cafard en ville par exemple).

4. Composantes

a. Richesse

La richesse est le nombre (ou une fonction croissante du nombre) de catégories différentes présentes dans le système étudié, par exemple le nombre d'espèces d'arbres dans une forêt.

Un certain nombre d'hypothèses sont assumées plus ou moins explicitement :

Les catégories sont bien connues : compter le nombre d'espèces a peu de sens si la phylogénie n'est pas bien établie. C'est parfois une difficulté majeure quand on travaille sur les microorganismes.

- Les catégories sont équidistantes : la richesse augmente d'une unité quand on rajoute une espèce, que cette espèce soit proche des précédentes ou extrêmement originale.

L'indice de richesse le plus simple et le plus utilisé est tout simplement le nombre d'espèces S ou son logarithme. $\ln S$

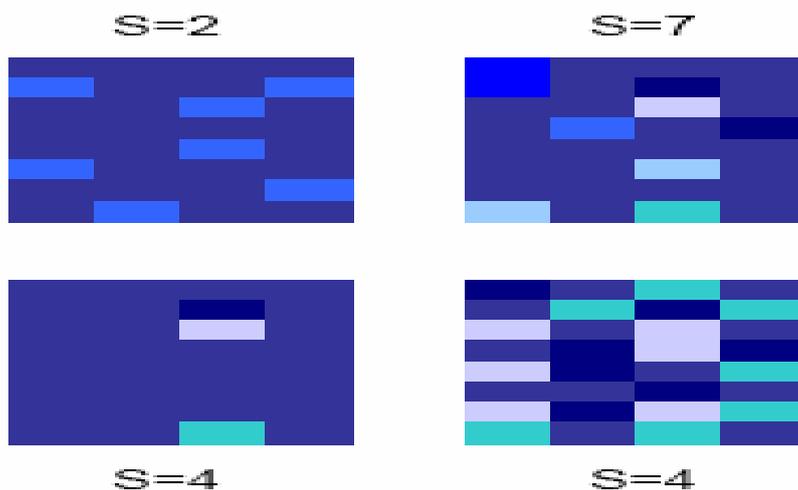


Figure 2 : Importances de la richesse (en haut) et de l'équitabilité (en bas) pour la définition de la diversité

b. Équitabilité

La régularité de la distribution des espèces (équitabilité en Français, *evenness* en Anglais) est un élément important de la diversité. Une espèce représentée abondamment ou par un individu n'apporte pas la même contribution à l'écosystème. A nombre d'espèce égal, la présence d'espèces très dominantes entraîne mathématiquement la rareté de certaines autres : on comprend donc assez intuitivement que le maximum de diversité sera atteint quand les espèces auront une répartition très régulière. Un indice d'équitabilité est indépendant du nombre d'espèces (donc de la richesse). La plupart des indices courants, comme ceux de Simpson ou de Shannon, évaluent à la fois la richesse et l'équitabilité.

5. Niveaux de l'étude

➤ Diversité α , β et γ

La diversité α est la diversité locale, mesurée à l'intérieur d'un système délimité. Plus précisément, il s'agit de la diversité dans un habitat uniforme de taille fixe.

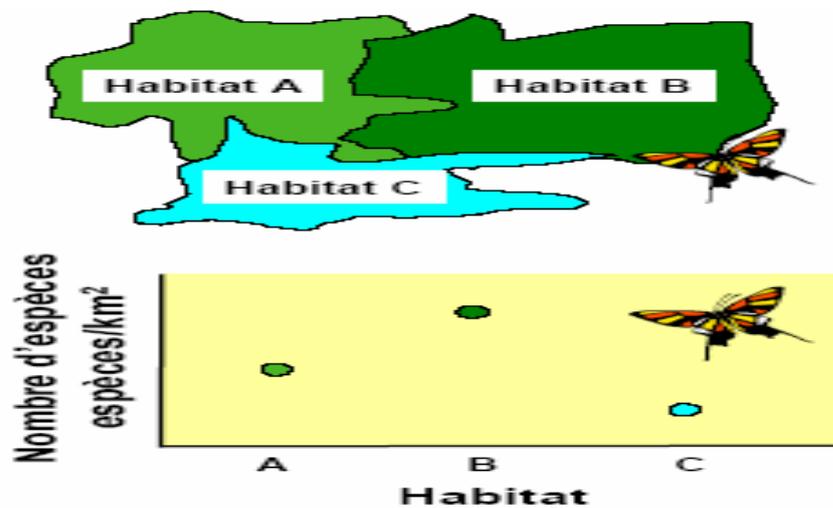


Figure 3 : Diversité α , évaluée par la richesse spécifique.

L'habitat B possède la plus grande richesse (figure issue de Morin et Findlay, 2001).

De façon générale, la richesse spécifique diminue avec la latitude (la diversité est plus grande dans les zones tropicales, et au sein de celles-ci, quand on se rapproche de l'équateur).

La richesse diminue avec l'altitude. Elle est généralement plus faible sur les îles, où elle décroît avec la distance au continent, source de migrations.

La diversité β est le taux de remplacement des espèces le long d'un gradient (topographique ou d'habitats par exemple).

6. Évaluation de la biodiversité

▪ Comment mesurer la biodiversité ?

Selon le point de vue précédemment défini, il ne peut y avoir de mesure unique objective de la biodiversité, mais uniquement des mesures relatives à des tendances ou objectifs précis d'utilisation ou d'application. On devrait parler donc plutôt d'*indices* de biodiversité que de véritables indicateurs. Ils commencent à être élevés à l'échelle mondiale, par des observatoires de la biodiversité, dans le cadre notamment de l'Imoseb.

Une étude récente montre que le déclin des papillons dans une zone donnée est lié à celui de la biodiversité dans cette même zone.

La présence ou l'absence de papillons serait donc un bon indice de mesure de la biodiversité.

▪ **Les différentes dimensions de la biodiversité**

La biodiversité doit d'une part être considérée en tant que processus dynamique, dans sa dimension temporelle. Elle est un système en évolution constante, du point de vue de l'espèce autant que celui de l'individu. La demi-vie moyenne d'une espèce est d'environ un million d'années et 99% des espèces qui ont vécu sur terre sont aujourd'hui éteintes. Elle peut aussi être considérée dans sa composante spatiale : la biodiversité n'est pas distribuée de façon régulière sur terre. La flore et la faune diffèrent selon de nombreux critères comme le climat, l'altitude, les sols ou les autres espèces (critères que l'homme modifie de plus en plus fortement et rapidement).

7. Quelles méthodes d'analyses les chercheurs mettent-ils en place pour mesurer la biodiversité d'un milieu ?

La biodiversité, c'est des espèces animales, des espèces végétales, les interactions entre ces espèces et avec leurs milieux naturels. Mais **quels sont les outils de mesure de tous ces paramètres ?**

7.1. Échantillonner :

7.1.1. Collecte de biote

- Au laboratoire, les échantillons prélevés sur le terrain sont normalement **triés** par espèce selon les guides et la clé standard d'identification relatifs aux groupes taxinomiques et aux zones géographiques des prélèvements.
- cette procédure est suivie par un **dénombrement** des individus par espèce et par la **détermination de la biomasse** spécifique en poids humide, poids sec et poids sec sans cendre.

NB : La mesure de la biomasse autrement qu'en poids humide étant destructive, si des spécimens importants sont présents dans les échantillons prélevés, il faut les retirer avant cette étape. La correction pour la biomasse ainsi perdue est normalement fondée sur les régressions poids humide-poids sec, calculées avec les spécimens qui ne sont pas conservés dans leur intégrité.

En présence d'un seul spécimen d'une espèce, il ne faut pas aller au-delà du poids humide pour déterminer la biomasse.

7.1.2. Photographies

Il est plus difficile d'identifier les espèces à partir des photos qu'en examinant les spécimens. En cas de difficulté, des échantillons seront nécessaires pour compléter les photos. Dans de nombreux cas, les photos permettent seulement l'identification jusqu'à un niveau taxinomique assez général.

7.1.3. Évaluer la biodiversité

Les méthodes d'évaluation de la biodiversité doivent avoir deux volets :

- l'établissement d'un **inventaire** des espèces
- **la compréhension des changements** de la structure des communautés dans le temps et dans l'espace, c'est-à-dire les différences parmi les assemblages d'espèces.

A . Méthodes uni variées

Ces méthodes servent habituellement à faire ressortir les caractéristiques générales des communautés qui ne sont pas fonction de taxons spécifiques ; elles sont donc indépendantes de l'espèce et ne sont pas sensibles aux variations spatio-temporelles dans la composition spécifique, de sorte que les assemblages n'ayant pas d'espèces en commun peuvent théoriquement présenter des diversités égales. Elles sont plus faciles à utiliser que les méthodes multi variées mais, tout comme les méthodes graphiques et distributionnelles, elles ne sont pas aussi sensibles pour détecter les changements (Warwick et Clarke, 1991).

a) Richesse spécifique

Il s'agit de la mesure de la diversité la plus ancienne et la plus élémentaire, fondée directement sur le nombre total d'espèces dans un site ; on préfère l'expression « richesse spécifique », car le nombre exact d'espèces dans une communauté est rarement connu.

Toutefois, cette méthode dépend de la taille des échantillons et ne considère pas l'abondance relative des différentes espèces. Sa valeur écologique est donc limitée. En tant que concept écologique, l'abondance est une autre composante importante de la diversité (Hurlbert, 1971), que Peet (1974) définit comme l'hétérogénéité, c'est-à-dire l'équitabilité ou l'égalité de la répartition des individus parmi les espèces. Un grand nombre d'espèces fait augmenter la diversité spécifique, et une distribution égale ou équitable parmi les espèces représente aussi une plus grande diversité. On a créé plusieurs indices à cet égard, mais il est inutile de tous les calculer, car ils sont fortement corrélés (Gray et al., 1992). L'indice de Shannon-Wiener est le plus utilisé.

b) Indice de Shannon-Wiener

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \cdot \log p_i$$

Avec :

p_i = abondance proportionnelle ou pourcentage d'importance de l'espèce, se calcule ainsi :

$p_i = n_i/N$; S = nombre total d'espèces ;

n_i = nombre d'individus d'une espèce dans l'échantillon ;

N = nombre total d'individus de toutes les espèces dans l'échantillon.

Ainsi, la valeur de H' dépend du nombre d'espèces présentes, de leurs proportions relatives, de la taille de l'échantillon (N) et de la base de logarithme. Le choix de la base de logarithme est arbitraire (Valiela, 1995) mais, lorsqu'on compare des indices, la base utilisée doit être mentionnée et être la même.

La dominance marquée d'une espèce révèle une faible diversité, alors que la co-dominance de plusieurs espèces révèle une grande diversité. Puisque l'équation est un estimateur biaisé (Valiela, 1995). C'est le rapport de la diversité observée à une distribution de fréquence des espèces

c) L'équitabilité :

Complètement égale (échelle de 0-1), peut être quantifiée séparément à l'aide de l'indice Shannon-Wiener comme étant :

$$J' = H'/H'_{\max}$$

où : H' est la diversité spécifique observée et H'_{\max} est le logarithme du nombre total d'espèces (S) dans l'échantillon (ACMRR/IABO, 1976 ; Gray et al., 1992).

Par exemple, deux espèces présentant 50 individus chacune représenteraient une équitabilité ou une égalité complète d'une valeur de 1. Deux espèces, dont la première est représentée par un individu, et la deuxième, par 99, obtiendraient seulement un résultat de 0,08.

B. Méthodes graphiques et distributionnelles

Ces méthodes font partie d'une classe de techniques située à mi-chemin entre les sommaires uni variés et les analyses multi variées complètes de la matrice espèces/échantillons. Deux méthodes sont couramment utilisées pour comparer la diversité du biote.

a) Courbes de raréfaction de la diversité

Cette méthode, élaborée par Sanders (1968), est largement utilisée pour évaluer la diversité au sein des écosystèmes, par exemple dans les études sur la pollution (Gray et Pearson, 1982). Elle estime le nombre d'espèces pour un nombre donné d'individus. Son principal avantage est qu'elle ne dépend pas de la taille des échantillons. Elle prend pour hypothèse que les rapports espèces/individus sont semblables dans les communautés comparées et que les individus sont distribués aléatoirement. Štirn (1981) et Sanders (1968) montrent comment construire les graphiques.

b) Courbes de dominance k :

Mises au point par Lamshead et al. (1983), ces courbes sont obtenues en traçant un graphique du pourcentage de l'abondance cumulative par rapport au rang k de l'espèce sur une échelle logarithmique, où l'assemblage d'espèces x est plus divers que y si la courbe de y est toujours au-dessous de celle de x ou la touche (voir Warwick, 1986 ; Warwick et al., 1990a,b). Clarke (1990) a élaboré une procédure statistique pour tester les différences significatives par « analyse des similarités » (ANISE), en comparant la variabilité des courbes de dominance k d'échantillons répétés à celle d'échantillons séparés spatialement ou temporellement. On peut également superposer des courbes de dominance k représentant l'abondance et la biomasse des espèces (Warwick, 1986).

On appelle ces courbes superposées « **courbes de comparaison abondance-biomasse** » (ABC) ; la position relative de l'abondance et de la biomasse sur le graphique peut révéler les impacts de la pollution. Pour les sites relativement peu perturbés, les courbes de biomasse se trouvent au-dessus des courbes d'abondance, et vice versa. Cette méthode est très répandue (Warwick et Clark 1991 ; Clark, 1990 ; Warwick, 1988) mais, pour la mission du RESE, elle n'a qu'une applicabilité limitée, car les données sur la biomasse ne sont et ne seront probablement pas recueillies sur une base régulière.

En général, les deux méthodes (raréfaction et dominance k) donnent les mêmes résultats. Les courbes de dominance k présentent deux avantages : la dominance relative des espèces les plus courantes ou les plus rares peut être déterminée en un coup d'œil, et les calculs permettant de tracer les courbes sont moins compliqués (Lamshead et al., 1983). Comme l'affirment Lamshead et al. (1983), il est recommandé d'appliquer routinièrement les méthodes graphiques aux données de la biologie marine avant de calculer les indices compliqués de diversité ou d'équitabilité.

C. Méthodes multi variées

Dans un contexte écologique, ces méthodes informatisées de tri sont utilisées pour classer par groupes les taxons ou les sites montrant des attributs semblables.

Au départ, elles indiquent simplement le degré de similarité ou de dissemblance dans la composition des espèces entre des stations ou à l'intérieur de la même station au fil du temps. On ne peut obtenir des preuves de corrélation solides des causes et des effets, par exemple ceux des polluants, qu'en reliant les groupements de stations aux gradients mesurés de l'environnement et de la pollution ou à des mesures indirectes de l'intensité de la pollution, notamment la distance par rapport à la source de pollution ou le temps écoulé depuis l'événement polluant (Gray et Pearson, 1982 ; Warwick, 1987). Parce qu'elles sont fondées sur des critères formels, ces méthodes semblent plus objectives que d'autres. Contrairement aux indices de diversité, les méthodes multi variées décrites préservent l'identité des espèces et sont généralement considérées comme plus sensibles pour la détection des patrons changeants dans les communautés. Elles permettent de détecter les effets plus rapidement (Warwick et Clarke, 1991 ; Gray et al., 1990).

Les méthodes multi variées, toutefois, ont des lacunes. Elles sont considérablement plus complexes que les autres méthodes et nécessitent des traitements préalables substantiels ou une préparation des données, par exemple des transformations, mais il n'existe actuellement aucune procédure uniforme ou acceptée. La matrice de données doit également être réduite en vue du traitement des données. Généralement, cette réduction élimine de l'analyse les espèces rares, qui sont pourtant une propriété intrinsèque de toutes les communautés et peuvent constituer certaines des espèces déterminantes (Gray et Pearson, 1982). Les méthodes multi variées entrent dans les deux grandes catégories du regroupement et de l'ordination. Avant de soumettre les matrices de données à l'un de ces types d'analyse, les données sur l'abondance et la biomasse des espèces sont soumises à une transformation, et on calcule les similarités entre les paires d'échantillons à l'aide du coefficient Bray-Curtis (Bray et Curtis, 1957) : $Cz = \frac{2w}{(a+b)}$, où a est la somme des abondances de toutes les espèces trouvées dans un échantillon donné ; b , la somme des abondances des espèces d'un autre échantillon ; w , la somme des valeurs d'abondance les plus faibles pour chaque espèce commune aux deux échantillons.

D. Méthodes de classification

Ces méthodes sont fondées sur l'attribution d'entités aux classes ou aux groupes, les données d'entrée étant généralement les abondances des espèces dans une matrice croisée échantillons/espèces (Gauch, 1982). Le processus de classification est essentiellement une réduction de l'information, pour chaque échantillon, d'un grand nombre de chiffres (toutes les abondances des espèces) en un seul chiffre (attribution du regroupement). Les méthodes de réduction du nombre de chiffres sont innombrables ; elles peuvent mettre l'accent sur les espèces dominantes, les espèces mineures, les espèces individuelles, etc. La méthode la plus couramment retenue effectue le regroupement hiérarchique, les stations semblables étant fusionnées pour former des groupes de plus en plus gros. Ce regroupement est basé sur l'analyse des groupes ou sur le tri à liens simples d'une matrice de similarités entre échantillons, à l'aide de la mesure de similarité de Bray-Curtis. Les résultats sont affichés dans un dendrogramme. On repère les espèces qui contribuent le plus à la division des sites en groupes grâce au programme des pourcentages de similarité (SIMPER) (Warwick et al., 1990a).

E. Méthodes d'ordination

Ces méthodes donnent un aperçu des relations de similarité entre échantillons en termes d'abondance ou de biomasse des espèces, la distance relative d'une paire d'échantillons reflétant leur dissemblance relative. Clark et Green (1988) les définissent comme une analyse d'une matrice de données de n échantillons par p espèces, grâce à laquelle on obtient une nouvelle série de variables qui prédisent de façon optimale la structure des relations entre les variables originales p . Les méthodes diffèrent selon le critère d'optimalité et selon la façon dont l'algorithme d'ordination détermine les nouveaux axes représentant les nouvelles variables. Actuellement, il existe plusieurs techniques d'ordination, dont l'analyse factorielle des correspondances (AFC) et l'analyse factorielle des correspondances redressée (DECORANA). Warwick (1987) a conclu que le choix de la technique la plus appropriée dépend grandement des préférences personnelles et de la disponibilité des programmes adaptés et des installations informatisées.

Dans les ACP, l'étendue de l'écart représenté par les nouveaux axes est maximisée, car elle est déterminée par une analyse des valeurs et vecteurs propres sur la matrice de corrélation p par p , les nouveaux axes n'étant pas corrélés. La procédure est relativement simple, mais les nouveaux axes peuvent rarement être interprétés comme des facteurs environnementaux responsables de la structure des données sur l'abondance des espèces. L'analyse multidimensionnelle construit une carte des sites, dans laquelle plus deux échantillons se ressemblent en termes d'abondance ou de biomasse, plus ils sont proches l'un de l'autre sur la carte (Clarke et Green, 1988 ; Gray et al., 1988). Ce type d'analyse est répandu, car il dépend seulement des renseignements de corrélation plutôt que des valeurs quantitatives, et utilise des affirmations telles que « l'échantillon 1 ressemble davantage à l'échantillon 2 qu'à l'échantillon 3 ». La mesure dans laquelle ces rapports peuvent être adéquatement représentés sur une carte bidimensionnelle est exprimée comme statistique de coefficient de stress, les valeurs faibles indiquant le taux de réussite (p. ex. $< 0,1$). Les résultats sont affichés dans des graphiques dont la configuration et l'échelle sont arbitraires. Les méthodes de regroupement et d'ordination ne sont pas en concurrence (Clark et Green, 1988) ; on les recommande toutes les deux (Gray et al., 1988).

F. Espèces indicatrices

L'examen des espèces indicatrices effectué par Pearson et Rosenberg (1978) a montré que les espèces présentes dans les endroits les plus pollués, par exemple le polychète *Capitella capitata*, sont typiques des premiers stades de succession. On peut également trouver ces espèces en grandes densités dans des endroits autres que ceux qui présentent un enrichissement organique (Gray et Pearson, 1982). Néanmoins, des groupes d'espèces caractérisant divers stades d'enrichissement se retrouvent dans des zones peu étendues. Par contre, comme ces groupes varient selon la région géographique, ils ne constituent peut-être pas des indicateurs universels.

Gray et Pearson (1982) ont utilisé la distribution des individus au sein d'une espèce pour identifier les taxons critiques. Contrairement aux méthodes multi variées, il s'agit d'une technique simple, utilisant l'ensemble des données sur les espèces communes et rares, qui

identifie les groupes d'espèces indicatrices pouvant servir dans les programmes de surveillance à petite échelle.

On porte le nombre d'espèces sur l'axe des ordonnées, et le nombre d'individus par espèce agrégé en classes géométriques, sur l'axe des abscisses. Les courbes temporelles ou spatiales peuvent ensuite être comparées, et on note les changements dans le nombre d'espèces dans une classe de taille particulière. Les perturbations environnementales sont indiquées par une diminution des espèces rares les plus proches de l'axe des ordonnées. Les espèces indicatrices se retrouvent dans les catégories qui comprennent les groupes d'espèces assez courantes (habituellement V et VI) chez lesquelles on observe des changements rapides le long d'un gradient spatial ou temporel (pour de plus amples détails, voir Gray et Pearson, 1982, p. 116-117 ; Gray et al., 1990, p. 290). À l'aide de l'analyse de variance standard (ANOVA), on peut tester les changements d'une espèce particulière pour en vérifier la signification statistique (Gray et al., 1990).

Dans le cas des techniques multi variées, on peut aussi identifier les espèces indicatrices qui contribuent le plus à la division des sites en regroupements en utilisant les pourcentages de similarité (SIMPER), comme le décrivent Warwick et al. (1990a).