



VIGIENATURE

Sciences participatives : fiabilité, intérêts et limites Les questions fréquentes

Le 7 avril 2012 – Anne-Laure Gourmand

Table des matières

1.	Comment est fait le choix des taxons suivis ?	2
2.	Comment sont élaborés les protocoles ?	2
3.	Quelle validité des données issues des sciences participatives ?	4
	Comment connaître le taux d'erreur d'identification et détecter l'effet apprentissage ?	4
	Le respect du protocole : peut-on compter sur des observateurs non professionnels ?	7
	Quel taux d'erreur est acceptable ?	9
4.	Comment sont analysés les regroupements d'espèces ?	10
5.	Pourquoi et comment faire le lien entre son projet de suivi de la biodiversité locale et le cadre national ?	12
	Exemple de l'étude menée par les Réserves Naturelles de France	14
6.	Quel est l'échantillonnage minimum pour avoir des données exploitables ?	16

1. Comment est fait le choix des taxons suivis ?

Trois facteurs principaux sont déterminants pour le choix des taxons suivis via les programmes Vigie-Nature :

- La problématique et la valeur indicatrice du taxon

Les projets de recherche à large échelle sur la biodiversité reposent sur l'obtention de grands jeux de données standardisés renseignant sur la distribution et l'abondance des espèces, leur assemblage en communautés et leurs variations temporelles.

Ainsi, le choix des taxons suivis dépend en partie des problématiques de recherches qui en découlent. Par exemple, la biodiversité des jardins privés impliquant de nombreux enjeux environnementaux actuels (économies d'eau, réduction des pesticides, éducation à l'environnement etc.) et étant inaccessible aux naturalistes, les sciences participatives s'avèrent incontournables pour aborder ces questions. Le choix des taxons dépend de leurs fonctions indicatrices. Par exemple, le suivi des papillons et des escargots permet d'avoir une vision complémentaire de l'impact de la fragmentation des habitats et des traitements phytosanitaires (Tableau 1).

Tableau 1 : exemple de complémentarité entre l'observatoire des papillons des jardins et l'enquête escargots

Papillons des jardins	Escargots des jardins
Durée de vie courte	Espèces longévives
Grande capacité de dispersion	Capacité de dispersion faible et lente
Faible résistance aux mauvaises conditions environnementales	Capacité à résister à des mauvaises conditions (estivation)

- Une alliance

Chaque observatoire fonctionne grâce à un duo fondateur : une équipe de recherche et un réseau animateur. Le déploiement d'un observatoire dépend donc de l'intérêt de l'observatoire en termes de recherches et de mobilisation d'un réseau associatif à portée nationale.

- Des observateurs

Quel que soit le suivi réalisé, la mobilisation d'un nombre d'observateurs suffisant pour répondre aux questions posées est centrale. Pour les observatoires à destination d'un public ciblé, comme les naturalistes, il est important de s'assurer qu'un nombre suffisant d'observateurs soient mobilisables autour d'un tel projet. Pour les observatoires destinés à un large public, les taxons suivis doivent être facilement observables et identifiables, et susciter l'intérêt de non-spécialistes.

2. Comment sont élaborés les protocoles ?

Un protocole destiné à être mis en œuvre par le plus grand nombre est une affaire de compromis entre la rigueur scientifique (les données collectées doivent pouvoir répondre de

façon fiable aux questions posées) et la motivation d'un réseau d'observateurs volontaires. Les protocoles d'observation proposés se doivent d'être rigoureux, mais également simples et peu contraignants. Ce principe induit entre autre de réduire au maximum le temps passé sur le terrain pour garantir un investissement des observateurs sur le long terme. Par ailleurs, pour Vigie-Nature, le choix de suivre la biodiversité ordinaire permet à la fois de traiter des questions originales en vue de la publication scientifique des résultats (les espèces rares étant elles-mêmes beaucoup suivies par le monde associatif et la recherche universitaire) et aussi parce que le fonctionnement des écosystèmes, et les services écosystémiques qui en découlent, dépendent pour une bonne part des espèces communes.

Ainsi des compromis doivent être faits entre le nombre de participants et les compétences requises. Plus il sera demandé de fortes compétences naturalistes (par exemple, reconnaître les oiseaux au chant), plus le public sera ciblé (Figure 1). De plus, les naturalistes spécialistes d'un groupe pourront être mobilisés sur des protocoles plus contraignant que le grand public, car ils ont l'habitude des pratiques d'inventaire ou de suivi. Le choix entre le nombre de participants et la précision des données dépendra de l'objectif du projet.

Figure 1 : Compromis entre le nombre de participants et les compétences naturalistes requises



Des données d'absence et des relevés sur des sites pauvres en biodiversité sont tout autant importants pour les analyses que des données de sites très riches. Néanmoins, un observateur, qu'il soit naturaliste ou débutant, sera rapidement démotivé si ses observations sont pauvres. Un compromis doit donc être fait entre la représentativité du territoire, en passant notamment par un tirage aléatoire des sites, et le plaisir des observateurs pour participer à cet observatoire (Figure 2) : si les contraintes du protocole et du plan d'échantillonnage sont telles que les observateurs ne se feront pas plaisir en participant, l'observatoire est voué à l'échec.

Figure 2 : Compromis entre la représentativité du territoire et la richesse des observations motivant les participants



Ainsi, pour qu'un protocole d'un observatoire participatif soit à la fois valide scientifiquement et mobilisateur, une année de test s'impose avec un réseau restreint de bénévoles volontaires pour participer à l'évaluation de la mise en œuvre du protocole avant le déploiement national.

3. Quelle validité des données issues des sciences participatives ?

Comment connaître le taux d'erreur d'identification et détecter l'effet apprentissage ?

Les données fournies par des personnes non spécialistes de la reconnaissance des espèces animales et végétales impliquent d'être prudent dans leur analyse et lors de l'élaboration du protocole pour minimiser le taux d'erreur, qui peut être évalué par deux méthodes :

- en vérifiant chaque observation grâce à des photos ou des enregistrements sonores
 - en pointant les données aberrantes : des espèces qui ont été vues à un moment où elles ne pouvaient pas être vues ; des espèces qui ont été vues à un endroit où elles ne pouvaient pas être vues
 - En réalisant un double comptage simultané avec un débutant et un expert
-
- Calcul du taux d'erreur à partir de vérification des photographies des observations

L'observatoire des papillons de jardin

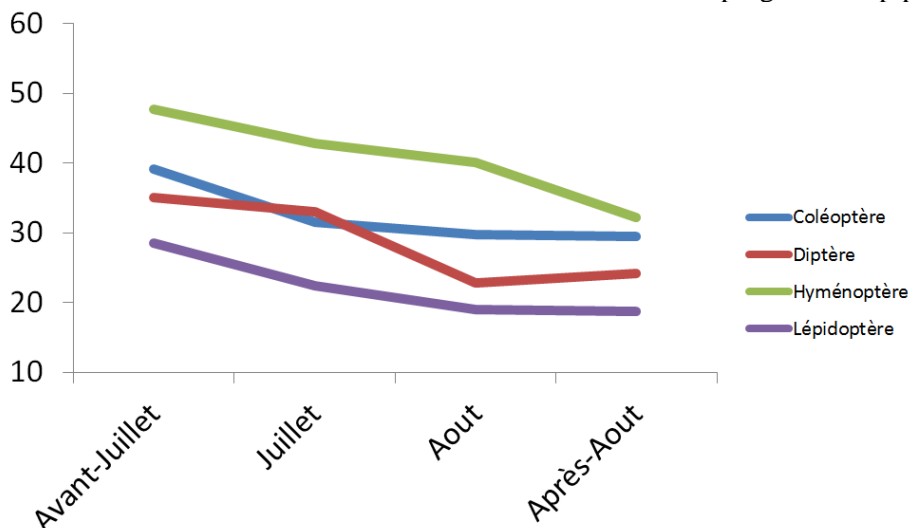
Pour participer à cet observatoire, les participants envoient chaque mois leurs observations de papillons de leur jardin suivant une liste de 28 espèces de papillons ou groupes d'espèces semblables. En 2009, l'enquête « fleurs à papillons », qui demandait aux participants d'envoyer des photos de papillons avec leur identification a permis d'évaluer le taux d'erreur. Certains papillons sont très bien identifiés (0% d'erreur pour les Argus verts par exemple) mais d'autres le sont très mal (60% d'erreurs pour les Hespérides orangées). Une moyenne de 5% d'erreur sur l'ensemble des taxons suivis par l'OPJ a été calculée, ce qui est acceptable pour une exploitation scientifique des observations, même si certains groupes (comme les Hespérides) sont à exploiter avec précaution. Par ailleurs, les Piérides sont correctement identifiées en tant que « Piérides blanches » par les observateurs. Un taux d'erreur important aurait été attendu si les observateurs avaient dû les identifier au niveau spécifique.

Le Suivi photographique des pollinisateurs

Le Spipoll est un programme qui s'appuie sur la prise photographique des insectes pollinisateurs. Les observateurs doivent identifier chaque insecte photographié à l'aide d'outils d'identification en ligne. Chaque photo est ensuite validée par deux processus : un processus participatif, où les observateurs s'autocorrigent (les collections de photos sont visibles par tous) ; un processus de validation par des experts de l'OPIE. Le taux d'erreur est ainsi calculé. L'exemple ci-dessous illustre l'évolution du taux d'erreur pour les quatre groupes (Coléoptères, Diptères, Hyménoptères et Lépidoptères) durant la première année de suivi en 2010. Pour chaque taxon, on observe un effet apprentissage des

observateurs par une diminution importante du taux d'erreur. Le taux d'erreur observé avant juillet 2010 est le maximum que connaîtra le Spipoll, puisque 100% des observateurs découvraient le programme. Ce taux d'erreur ne fera que diminuer dans les années à venir.

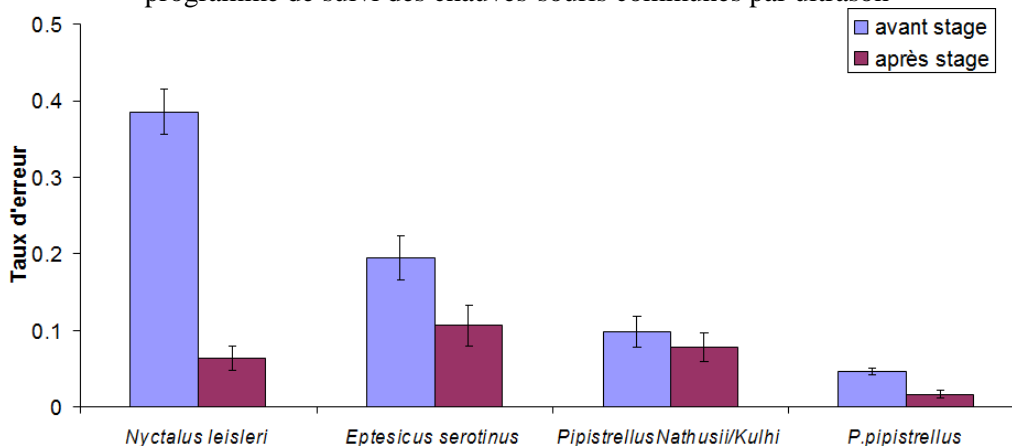
Figure 3 : Evolution du taux d'erreur d'identification des insectes issu du programme Spipoll en 2010



Le suivi des chauves-souris communes

Le suivi des chauves-souris communes repose sur l'enregistrement acoustique des ultrasons émis par les chauves-souris lors de leur activité de chasse et de transit. Chaque enregistrement est conservé et analysé par l'observateur, puis validé par un expert. En parallèle, les observateurs ont la possibilité de suivre des formations de reconnaissance acoustique des chauves-souris. La Figure 4 illustre la diminution importante du taux d'erreur d'identification par les observateurs après la formation acoustique proposée par le Muséum dans le cadre de ce programme. Cette évaluation des erreurs d'identification en fonction de l'expérience des observateurs permet de focaliser les efforts de formation sur les points faibles.

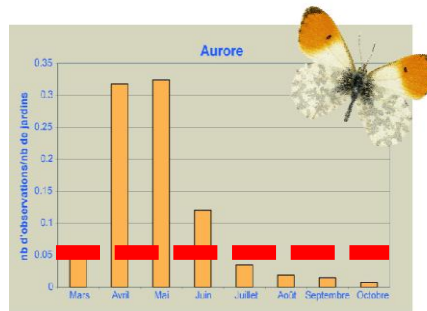
Figure 4 : Taux d'erreur d'identification avant et après la formation à la reconnaissance acoustique du programme de suivi des chauves-souris communes par ultrason



- Analyse des données aberrantes

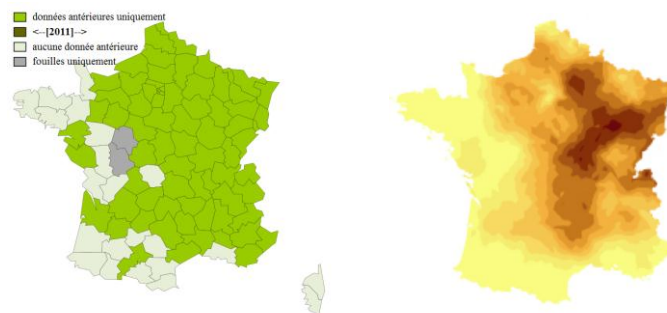
Les espèces qui sont observées à un moment où elles ne pouvaient pas être vues constituent une manière de calculer de taux d'erreur. L'exemple ci-dessous illustre les données aberrantes par rapport aux connaissances de la phénologie de l'espèce. Les données improbables pour l'Aurore sont représentées sous la ligne rouge du graphique et peuvent être quantifiées à 5% d'erreur.

Figure 5 : Données aberrantes de l'Aurore selon les connaissances de sa phénologie



Egalement, les espèces observées à un endroit où elles ne pouvaient pas être vues tiendront selon toute probabilité d'une erreur d'identification par les observateurs. L'exemple de l'escargot de Bourgogne est révélateur (Figure 6). La carte de répartition de cette espèce issue de l'INPN et la carte de prédiction d'abondance réalisée à partir des données de l'observatoire participatif indiquent que les escargots de Bourgognes sont absents de la façade atlantique et méditerranéenne. Les observateurs novices identifient donc correctement cette espèce.

Figure 6 : Exemple de la carte de répartition de l'escargot de Bourgogne issue de l'INPN (à gauche) et la carte de prédiction d'abondance issue de l'observatoire des escargots des jardins (à droite)



Globalement, en 2007, sur la base de la présence d'espèces en des lieux et des dates improbables pour l'observatoire des papillons des jardins, le taux d'erreur a été estimé entre 3 et 4% (Verfaillie, 2007).

Par ailleurs, le taux d'erreur n'est pas un problème lorsqu'il est faible et constant, et que les données sont utilisées pour faire des comparaisons dans le temps ou dans l'espace. Ceci n'est pas le cas lorsqu'on s'intéresse aux valeurs absolues et ponctuelles pour faire des cartes de répartition ou de la phénologie.

Le suivi temporel des oiseaux communs

Un effet apprentissage a par ailleurs été mesuré pour les observateurs du suivi temporel des oiseaux communs, dont le principe est de suivre l'évolution des populations d'oiseaux par écoute des chants. Une étude a permis d'estimer l'effet de la première année de suivi par un nouvel observateur du STOC et d'étudier son effet sur les suivis à long terme.

Les tendances de 105 espèces ont été estimées à partir des données de 2001-2007 obtenues par 1100 observateurs qui effectuent des dénombrements ponctuels sur 1535 sites choisis au hasard. La différence moyenne du nombre d'oiseaux détectés entre la première et toutes les années suivantes de l'enquête sur un site a été estimée. Les observateurs comptent en moyenne 4,3% d'oiseaux en moins la première année comparativement aux suivantes. Cet effet, qui n'est pas liée aux variables connues pour influencer la probabilité de détection des espèces, a diminué de 2001 à 2007 (en moyenne de 2% par an). Seules les espèces avec des chants de plus faible fréquences (de 0,5 à 8 kHz ici) affiche une plus grande augmentation du nombre localement détectés.

L'effet observateur de la première année est le résultat de méthode d'apprentissage par des observateurs. L'effet d'apprentissage est plus important pour les espèces avec des chants de fréquence inférieure qui sont plus difficiles à entendre au cours du chorus matinal.

L'effet observateur peut ainsi être pris en compte lors des analyses et de l'interprétation des résultats.

Référence : Jiguet, Frederic(2009) 'Method learning caused a first-time observer effect in a newly started breeding bird survey', *Bird Study*, 56: 2, 253 - 258

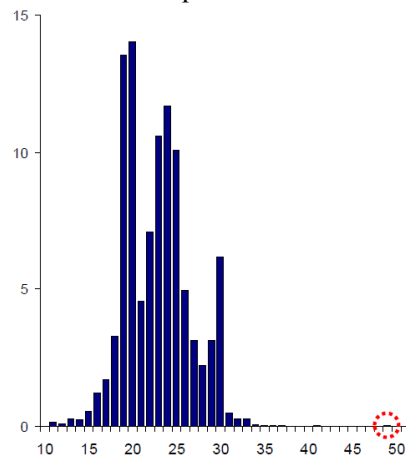
- Double comptage simultané

Dernière approche, il est possible de détecter les erreurs d'identification des observateurs débutants en réalisant, pendant la phase de test, un comptage avec deux personnes simultanément : un débutant et un expert. Cette méthode sera mise en œuvre dans le cadre d'un observatoire impliquant les agriculteurs et dans le cadre du suivi temporel des Libellules.

Le respect du protocole : peut-on compter sur des observateurs non professionnels ?

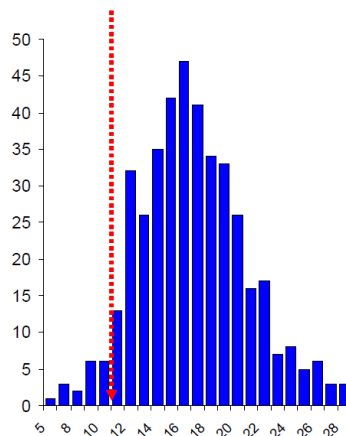
Les erreurs d'identification ne constituent pas le seul paramètre à évaluer pour garantir la validité des données. Le respect des consignes du protocole est également capital. Pour prendre l'exemple du suivi des chauves-souris par ultrason selon des circuits routiers, le protocole demande aux observateurs de rouler en voiture entre 20 et 30 km/h avec un détecteur d'ultrason sur la fenêtre de la voiture. Le graphique Figure 7 représente le nombre de relevé effectués selon la vitesse moyenne de la voiture. En moyenne, les observateurs roulent à 22,8 km/h. Une seule donnée aberrante a été observée à 50 km/h.

Figure 7 : Distribution des relevés du suivi des chauves-souris par ultrason en fonction de la vitesse moyenne de la voiture sur laquelle est fixé le détecteur d'ultrason



Une autre consigne est d'effectuer les relevés quand les températures sont supérieures à 12°C. Le graphique ci-dessous indique qu'une très faible quantité de relevés sont effectués dans les conditions non favorables.

Figure 8 : Distribution des relevés du suivi des chauves-souris par ultrason en fonction de la température extérieure au moment du relevé



On peut donc compter sur le professionnalisme des amateurs.

Par ailleurs, les conditions météorologiques et les heures d'observation recommandées par les différents protocoles servent à optimiser les chances d'observer les espèces (tôt le matin pour les oiseaux, en milieu de journée ensoleillée pour les papillons par exemple). Puisque les observateurs participent aussi pour se faire plaisir, on peut compter sur le fait qu'ils ne vont pas faire d'observations aux moments défavorables. Ce point joue d'ailleurs en faveur des observateurs volontaires, par comparaison avec des protocoles effectués par des agents payés pour cela (PROPAGE par exemple). Dans ce dernier cas, les agents font les observations pendant leurs heures de travail, parmi d'autres tâches, et sont parfois moins libres de choisir la période la plus favorable.

Quel taux d'erreur est acceptable ?

Une base de données ne peut être 100 % fiable et le coût nécessaire pour diminuer le taux d'erreur augmente quand on s'approche de 100%. C'est-à-dire qu'il est moins coûteux de passer de 95 à 96% de données fiables que de 98 à 99%. Il existe donc toujours un taux de fiabilité optimum inférieure à 100% compte tenu des moyens à disposition.

La qualité de chaque donnée n'a pas la même importance selon l'information que l'on veut en tirer.

- s'il s'agit de faire des cartes de distribution, et notamment établir les limites de cette distribution, la fiabilité de chaque donnée importe. Ce type d'objectif n'est pas celui des protocoles de Vigie-Nature.
- lorsqu'il s'agit de calculer des indicateurs, qui sont des moyennes, c'est la quantité de données qui a le plus d'importance (10 à 20 % d'erreurs n'est pas rédhibitoire), ainsi que leur représentativité déduite du plan d'échantillonnage et que la répétabilité du protocole (qui permet de faire des moyennes).

On donc peut distinguer deux types de données :

'Données d'inventaire'

Chaque donnée a une importance en soit. C'est par exemple, l'observation d'une espèce hors de son aire de distribution supposée, ou encore dans une région où elle est réputée éteinte. Leur fiabilité dépend de la fiabilité de l'observateur.

'Données de suivis'

Leur intérêt résulte d'une analyse statistique, après qu'elles aient été récoltées en suivant un protocole établi préalablement. C'est le relevé de présence d'espèces communes via les observatoires Vigie-Nature. Leur fiabilité dépend principalement du respect du suivi d'un protocole et selon les cas, de la fiabilité de l'observateur. En particulier, l'inévitable hétérogénéité entre observateurs peut être traitée statistiquement dès qu'un même observateur fait des observations répétées. A noter qu'un des bienfaits du bénévolat est l'autocensure des observateurs incompetents, ce qui n'est pas le cas quand les observateurs sont rétribués.

Ainsi, il s'agit de savoir si ce qui importe est la quantité ou la qualité des données. En d'autres termes, vaut-il mieux 100 données dont très peu sont fausses, ou 1 000 données dont 10 % sont fausses ?

Il faudrait donc, selon l'objectif fixé, inventaire, suivis pour des indicateurs, définir la méthode optimale, ce qui implique de choisir entre :

- un dispositif avec relativement peu de données mais de grande qualité
- un dispositif avec plus de données, mais de moindre qualité

On peut ainsi tirer les conclusions suivantes :

- L'information contenue dans une base de données d'inventaire (de type 1) est principalement la somme des informations contenue dans chaque donnée (présence d'une espèce à un endroit à un instant).
- L'information contenue dans une base de données de type suivi (de type 2) est principalement contenue dans le traitement que l'on va faire de ces données. En d'autre terme, une base de données de type inventaire a un intérêt en soit, une base de données de type suivi n'a aucun intérêt si elle n'est pas associée avec le savoir-faire pour l'analyser.

4. Comment sont analysés les regroupements d'espèces ?

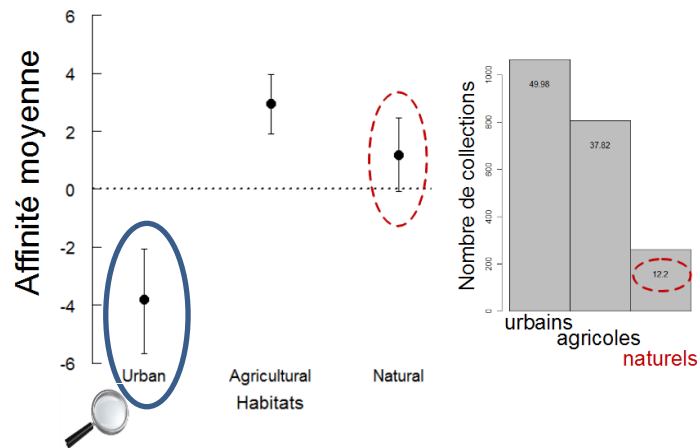
La rigueur scientifique sous-entend des analyses à partir de données les plus précises possibles. Néanmoins, lorsqu'on s'adresse à un public non spécialiste, il n'est pas toujours réaliste de demander des identifications au niveau de l'espèce. C'est pourquoi des regroupements d'espèces semblables sont proposés aux observateurs. Par exemple « les piérides » pour l'OBJ ou « les Anthidies » pour le Spipoll. La question est donc : comment interpréter ces données qui regroupent des espèces avec des exigences écologiques différentes ?

Si des tendances observées sont stables ou peu significatives pour ces groupes d'espèces, il sera difficile d'interpréter le message. Une espèce du groupement peut être en augmentation et une autre en diminution. En revanche, si on observe une diminution forte et significative des « Piérides », le message s'avère d'autant plus fort et alarmant, puisqu'il implique que la majorité des individus composant ce groupe d'espèces est en diminution (il peut s'agir des individus de l'espèce la plus abondante et répandue du groupe, ou de ceux de plusieurs espèces). Pour qu'une tendance soit visible sur un groupe d'espèces, c'est qu'elle est très importante.

Par ailleurs, ce type de données n'intégrera pas toutes les analyses. Par exemple, le regroupement des "petits papillons bleus" dans l'OPJ couvre des espèces très hétérogènes. Dans ce cas, les analyses ne se feront pas sur ce groupe au même titre qu'« une espèce », mais seront associées à des analyses plus globalisantes comme le calcul de l'abondance globale de la communauté de papillons dans un jardin.

Un exemple peut être développé à partir d'une analyse réalisée avec les données du Spipoll. Les médias relaient souvent que la ville constitue un refuge pour les abeilles. C'est peut-être le cas pour l'abeille domestique vivant en ruches mais c'est loin d'être la règle générale pour l'ensemble des insectes floricoles et pollinisateurs.

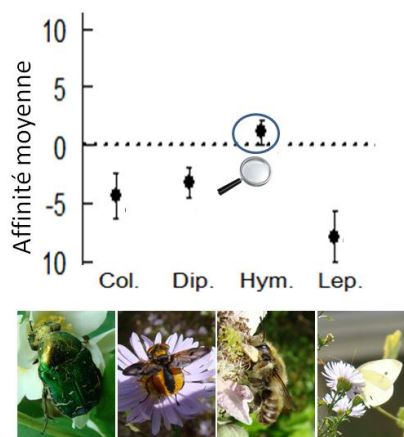
Figure 9 : Affinité moyenne des taxons envers les trois habitats principaux suivis par les Spipoll
 (Il est à noter que le milieu naturel est sous échantillonné par rapport au milieu agricole et urbain, ce qui pourrait expliquer l'affinité plus faible des insectes par rapport aux habitats agricoles)



La figure ci-dessus représente le degré de préférence moyen des insectes pollinisateurs pour les habitats urbains, agricoles et naturels (les barres verticales sont un indice de confiance). La préférence pour les milieux urbains est clairement négative, ce qui signifie que la majorité des insectes pollinisateurs évitent la ville et leur diversité est moins grande dans ces milieux. À l'inverse, les milieux agricoles et naturels sont propices à la majorité des insectes pollinisateurs. En effet, « milieux agricoles » n'est pas toujours égal à « pesticides » et les milieux agricoles peuvent être très riches en insectes floricoles. C'est là que se situent les principaux enjeux de conservation de ces insectes.

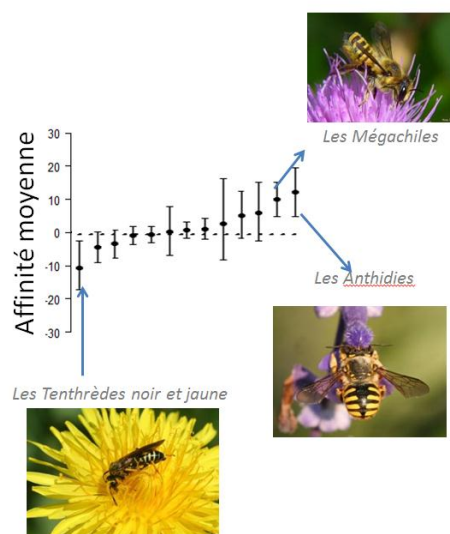
Si on zoome sur l'affinité au milieu urbain, on remarque sur la figure ci-dessous que seuls les hyménoptères parviennent à coloniser la ville.

Figure 10 : Affinité des insectes pollinisateurs envers les habitats urbains



En zoomant d'avantage sur les hyménoptères, on peut visualiser que plusieurs espèces d'abeilles solitaires trouvent en villes des conditions favorables (Figure 11).

Figure 11 : Affinité des hyménoptères envers les habitats urbains



A ce stade, on arrive au zoom maximum possible avec les données du Spipoll.

5. Pourquoi et comment faire le lien entre son projet de suivi de la biodiversité locale et le cadre national ?

De par sa conception, Vigie-Nature s'adresse à des observateurs bénévoles souhaitant apporter leur contribution à un projet national. De plus en plus, des structures menant des actions locales sur la biodiversité, (Réserves Naturelles, Conservatoires d'Espaces Naturels, collectivités territoriales, acteurs du monde agricole, ...), participent au programme avec un objectif supplémentaire : accéder à une vision locale de l'évolution de la biodiversité, et par là évaluer l'impact des pratiques de gestion locales sur la nature.

Adapter la démarche Vigie-nature pour répondre à une problématique locale tout en intégrant l'étude au programme national permet d'utiliser une méthodologie, des outils standardisés et profiter d'un réseau pour pouvoir confronter ses résultats locaux avec des données à plus large échelle. En alimentant une démarche nationale, l'observateur peut bénéficier des derniers développements de la recherche sur le suivi des populations, les indicateurs de services écosystémiques, des scénarios de biodiversité, ... Par ailleurs, il dispose d'un état de référence pour évaluer l'état de santé de la biodiversité dans sa zone, puisqu'il peut le comparer aux autres sites suivis selon le même protocole.

Intégrer son étude dans un projet national présente des avantages, mais les deux démarches locales et nationales doivent être en adéquation. Le programme Vigie-Nature doit être adapté pour s'intégrer au programme local et le programme local doit être adapté pour alimenter Vigie-Nature. Ceci permet alors de distinguer si les changements observés localement sont dus aux actions des gestionnaires ou plus fatalement aux changements globaux, et d'intégrer un réseau pour confronter ses résultats avec d'autres acteurs ayant les mêmes démarches.

Les sites Internet des différents observatoires Vigie-Nature mettent à disposition quelques outils d'analyses directement en ligne, ou sont en cours de développement. Ces outils peuvent

permettre d'avoir un premier regard sur son jeu de données, notamment en comparant ses résultats au référentiel national.

Il est important, si l'on désire répondre à des questions locales, de bien savoir ce qu'apporte Vigie-Nature, et les questions auxquelles ses programmes ne permettent pas de répondre :

- L'approche du programme Vigie-Nature permet-elle de répondre à mes questions ?

Vigie-Nature est un programme de science participative qui permet le suivi dans le temps et dans l'espace de l'état de santé de la nature ordinaire.

Vigie-Nature permet :

- de comparer un site à un autre et d'avoir une vision temporelle de l'évolution de la biodiversité
- d'évaluer l'impact des différents modes de gestion ou d'aménagement du territoire
- d'étudier l'influence de certains facteurs (météo, habitats, ...) sur la richesse de la biodiversité
- d'avoir une représentation cartographique des données

Vigie-Nature ne permet pas :

- de relever de manière exhaustive toutes les espèces présentes sur le territoire
- de compter les effectifs absolus des populations animales et végétales. Le programme Vigie-Nature se base sur des indices d'abondance. Si on prend l'exemple des relevés oiseaux par point d'écoute, les oiseaux sont comptabilisés pendant 5 min par point échantillon. Pendant 5 min on relève seulement une partie des individus, mais la proportion d'individus comptés par rapport au nombre total présent sera identique pour tous les relevés. Ceci permet d'avoir des données comparables dans l'espace et dans le temps et d'évaluer des tendances d'évolution.
- de donner une note à un site. Les indicateurs Vigie-Nature ne sont pas des valeurs absolues mais des indicateurs relatifs qui permettent de comparer un site à un autre et un même site dans le temps.
- De répondre à une question très locale et ciblée comme l'évaluation de l'efficacité de la restauration d'une roselière pour le Butor étoilé. Un protocole adapté à l'espèce ciblée par cette gestion devra être mise en place localement.
- de cartographier les corridors écologiques, même si les résultats peuvent apporter des réponses indirectes sur la présence d'un corridor. A l'échelle locale, d'autres techniques comme le suivi d'individus marqués seront plus appropriée.

- Les taxons suivis dans les programmes Vigie-Nature et les méthodes de relevés sont-ils adaptées à ma problématique ?

Le choix des taxons à étudier se fera en fonction de leur place dans la chaîne alimentaire, de leur cycle de vie, de l'étendue de leur territoire, de leur rôle écologique, etc.

Par exemple, quel impact la gestion différenciée mise en place dans les Espaces Verts a-t-elle sur la biodiversité ? Les organismes directement impactés par les jardiniers étant les plantes, le meilleur indicateur pour évaluer ce mode de gestion est donc la flore sauvage. Le protocole Vigie-Flore peut être suivi. D'autres taxons permettront de donner des réponses à d'autres échelles. Par exemple les différences observées sur la diversité floristique sont-elles suffisantes pour avoir un impact positif sur les papillons ? Un suivi peut-être réalisé en suivant le protocole PROPAGE.

- La stratégie d'échantillonnage proposée par le Muséum est-elle adaptée au degré de précision que je souhaite avoir à l'échelle de mon site ?

La pression d'échantillonnage du cadre national n'est généralement pas assez importante pour des analyses à l'échelle d'un site (par exemple, un parc urbain). Il est alors possible d'avoir deux regards différents. D'une part respecter l'échantillonnage national pour bénéficier des avantages du programme en transmettant uniquement ces données au MNHN et d'autre part augmenter le nombre de sites échantillonnés tout en gardant les mêmes méthodes de relevés pour gagner en précision. Les analyses locales se réaliseront avec le jeu de données complet.

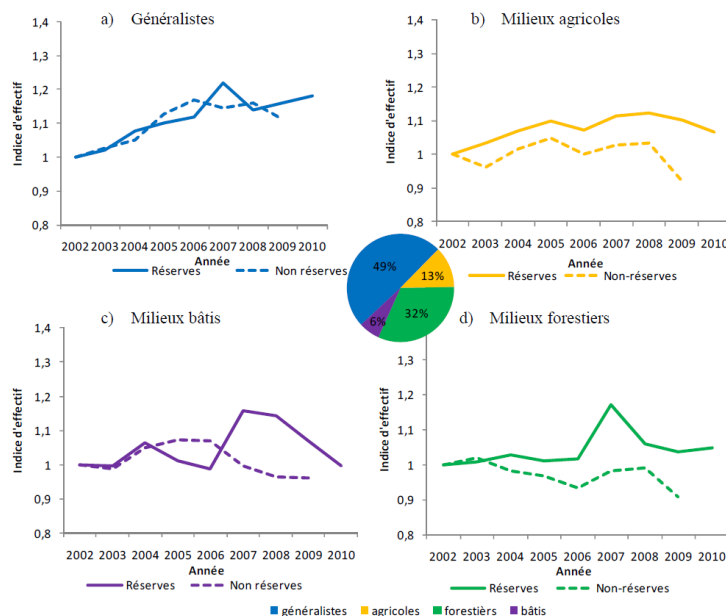
Exemple de l'étude menée par les Réserves Naturelles de France :
Peut-on mesurer l'effet réserve pour la biodiversité du réseau RNF ?

Référence : Robin Marguier, 2011. Evaluation des tendances d'évolution des effectifs d'oiseaux nicheurs communs dans les réserves naturelles depuis 2002, Mémoire Master 1, Université de Bourgogne

Le protocole de Suivi Temporel des Oiseaux Communs (STOC) est suivi nationalement et au sein du réseau des Réserves Naturelles de France depuis 2001. Cette étude a permis de dresser un bilan des tendances des effectifs d'une centaine d'espèces d'oiseaux communs nicheurs observées au sein d'une soixantaine de réserves naturelles suivies entre 2002 et 2010. Les tendances de ces espèces dans les réserves ont été comparées avec les tendances observées au niveau national.

Les analyses révèlent une plus grande capacité d'accueil des écosystèmes et une meilleure stabilité des populations d'oiseaux au sein des réserves naturelles qu'au sein des écosystèmes non-protégés. Ce résultat se vérifie pour les 4 groupes d'oiseaux indicateurs d'habitats : les oiseaux spécialistes du milieu agricole, forestiers, bâti et les oiseaux généralistes (Figure 12).

Figure 12 : Evolution de l'indice d'effectif des 4 groupes indicateurs en fonction du statut réserve (trait plein) ou non-réserve (pointillés) pour la période 2002 à 2010. La proportion d'individus appartenant à chacun des groupes contactés en réserves est présentée au centre.



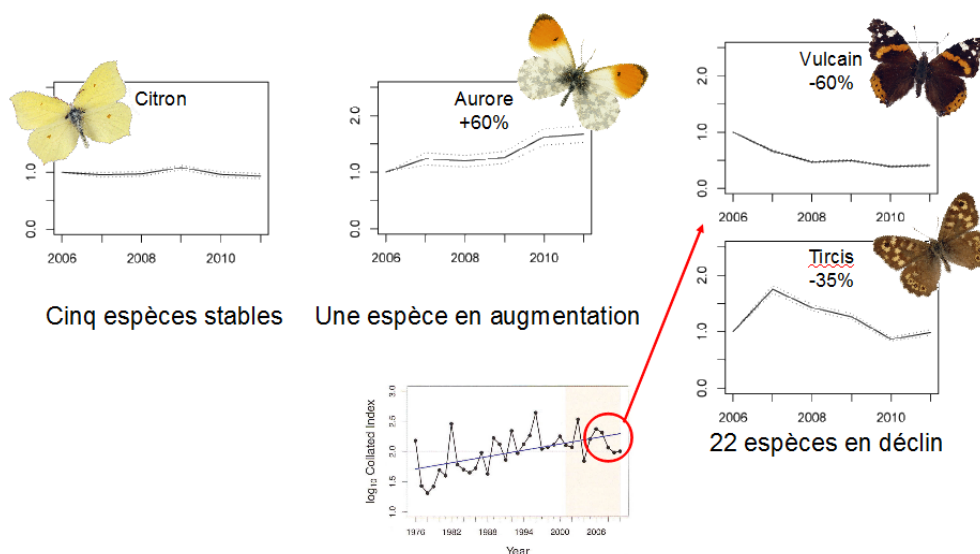
Source : R. Marguier, 2011

La comparaison des données au sein des réserves et hors réserve a également été réalisée par un indice de spécialisation thermique des communautés (CTI). L'évolution de cet indice, placé dans un contexte de réchauffement climatique, permet d'observer les changements dans la composition des communautés en termes d'espèces à maximum thermique forts (espèces méridionales) ou faibles (espèces septentrionales). Entre 2002 et 2010 les mêmes tendances ont été observées dans les deux réseaux, mais les variations plus faibles au sein des réserves naturelles témoignent là encore probablement d'une plus grande résilience des communautés d'oiseaux dans ces milieux protégés.

Ces résultats vont dans le même sens que l'étude menée en 2007 par Vincent Devictor sur les espaces protégés de manière générale, qui montrent que pour la plupart des espèces ayant eu un fort déclin ces 15 dernières années, ont une densité relativement plus importante dans les espaces protégés (V. Devictor, 2007).

Le deuxième observatoire le plus ancien de Vigie-Nature est l'Observatoire des Papillons des Jardin qui a démarré en 2006. Les premières tendances ont pu être obtenues en 2012. Pour la plupart des espèces, les tendances obtenues correspondent aux tendances observées en Angleterre (Figure 13).

Figure 13 : Premières tendances d'évolution des papillons après six ans d'observatoire participatif (OPJ)



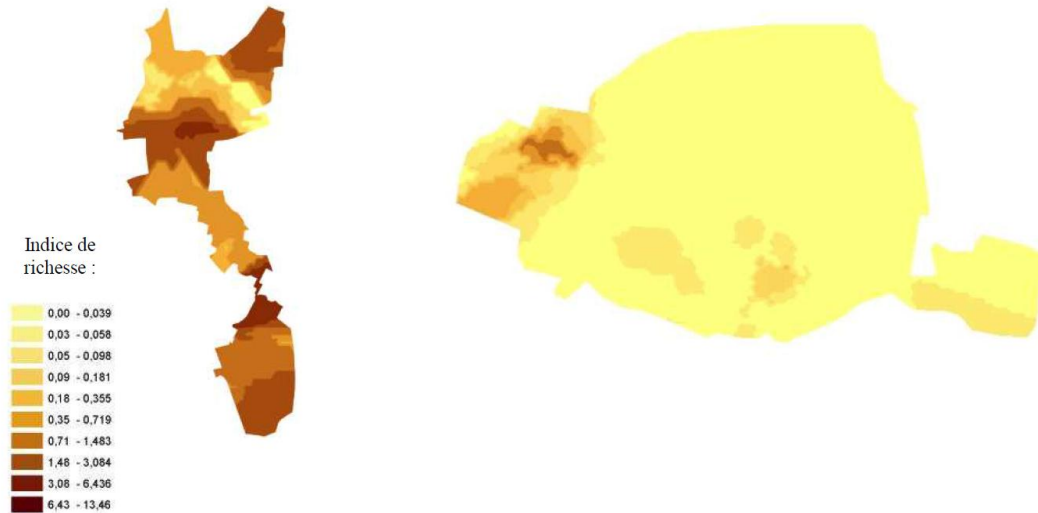
Les premières tendances sont comparables à celles obtenues en Angleterre

Les premières tendances sont également obtenues pour le suivi des chauves-souris communes par ultrasons (Figure 16). Des études similaires pourront être réalisées dans quelques années pour comparer les évolutions des papillons et des chauves-souris sur un territoire par rapport aux tendances globales.

Sans attendre 10 ans, on peut néanmoins avoir une approche spatiale et comparer les données d'un site à un autre. Pour prendre un exemple d'une étude menée en 2008 sur Orléans et Paris, l'activité de chasse avait été mesurée au sein de ces deux villes en suivant le protocole pédestre du suivi des chauves-souris communes. Les résultats ont relevé qu'il y a 15 fois

moins d'activité de chasse des chauves-souris à Paris qu'à Orléans (en moyenne 29 contacts par point d'écoute à Orléans, 2 contacts par point d'écoute à Paris) (**Figure 14**).

Figure 14 : Carte de prédiction de l'activité de chasse des chauves-souris à Orléans et à Paris en 2008 - (Carte corréalisée : CERSP/MNHN – Mairie d'Orléans)



6. Quel est l'échantillonnage minimum pour avoir des données exploitables ?

Le nombre minimum de relevés à effectuer et le nombre d'années nécessaires pour déceler une tendance peuvent être modélisés à partir d'un premier jeu de données. Pour le suivi des chauves-souris (Figure 15), il avait été estimé qu'avec 90 circuits, des variations inférieures 5% pour la Pipistrelle commune pouvaient être décelé pour 2010. Les courbes incluant l'effet observateur correspondent à la prise en compte des 3% d'erreurs d'identification en moyenne fait par les observateurs sur les enregistrements de Pipistrelle communes. On remarque que ce taux d'erreur n'a pas d'impact important sur la détection des tendances d'évolution. Avec ce projet qui mobilise aujourd'hui 300 circuits, la première courbe de tendance de la Pipistrelle commune qui a pu être obtenue (Figure 16) décelant une diminution de l'activité de chasse de cette espèce de 50%. A titre de comparaison, on peut voir le déclin observé d'une population de Pipistrelle commune hivernante dans un gîte parisien (figure 17).

Figure 15 : Prédiction réalisée en 2008 du nombre de sites et du nombre d'années de suivis nécessaires pour déceler une tendance d'évolution de 1, 2 ou 5% des effectifs de pipistrelle commune selon le protocole du suivi Vigie-Nature des chauves-souris communes

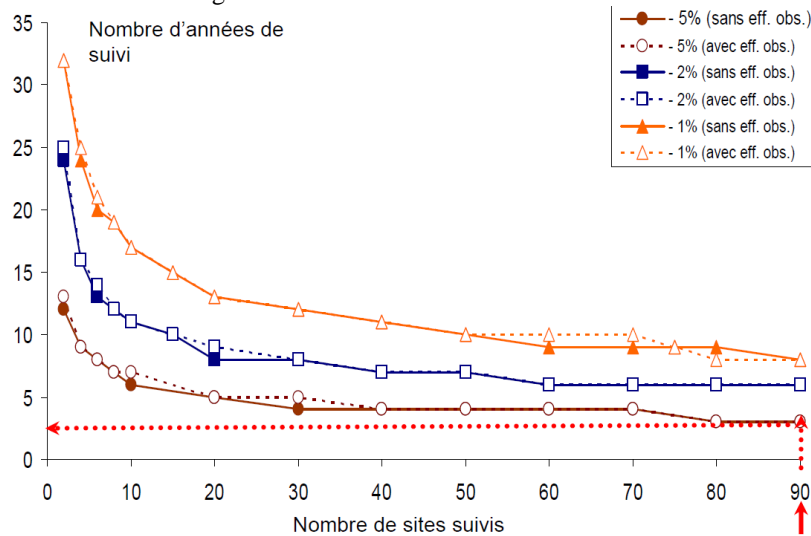


Figure 16 : Premières tendances observées de la Pipistrelle commune issue du suivi des chauves-souris communes (Vigie-Nature)

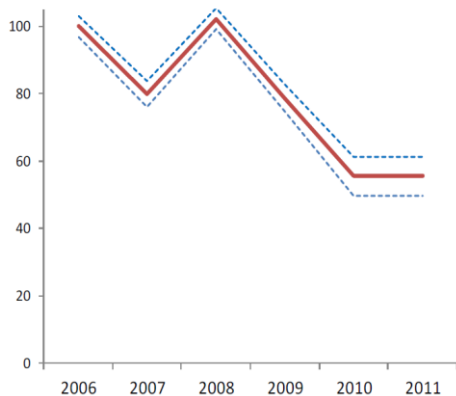
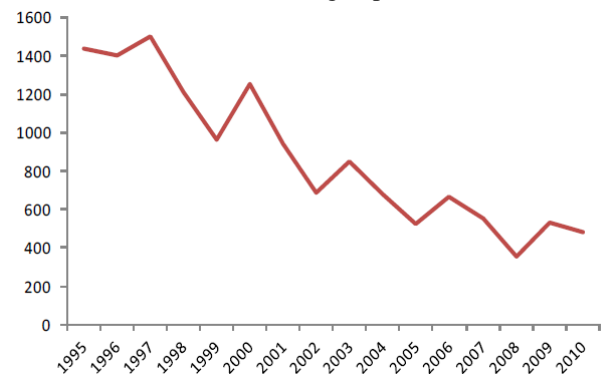
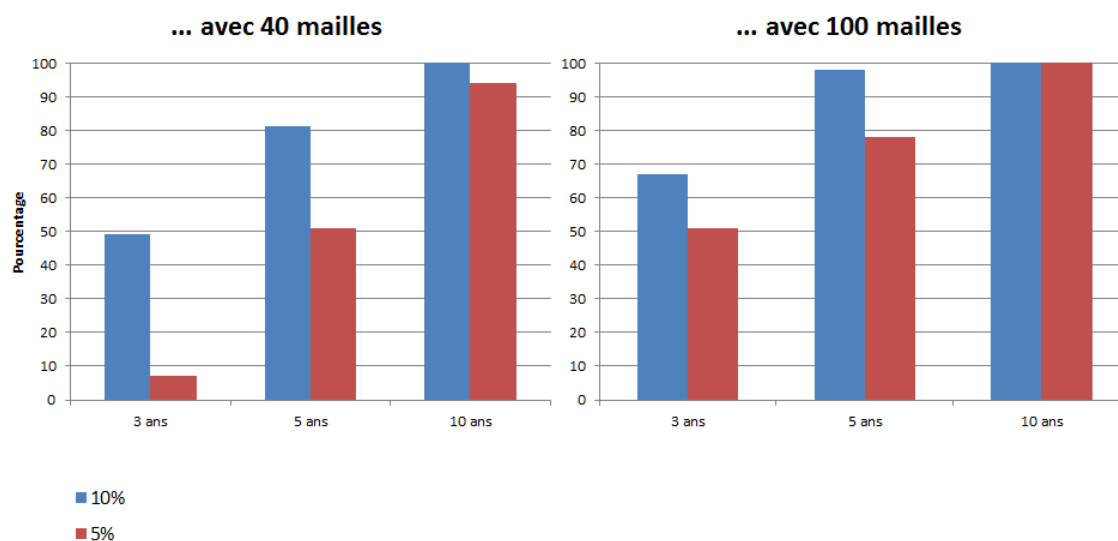


Figure 17 : Population de Pipistrelle commune hivernante dans un gîte parisien



Un autre exemple issu de l'observatoire Vigie-Flore. Pour l'espèce *Lolium perenne*, il a été calculé une probabilité de détecter 5 ou 10% de variation de population pour cette espèce en 3, 5 ou 10 ans en suivant 40 ou 100 mailles. Ce calcul s'est basé sur les données obtenues les deux premières années de suivi en considérant les variations d'effectif entre ces deux années comme du bruit liés aux conditions météorologiques, etc., et non des tendances réelles des populations (Figure 18). On remarque que pour avoir une probabilité certaine de détecter une variation de 10% des populations de *Lilium perenne*, il faudra attendre 10 ans avec 40 mailles suivies. En revanche, en suivant 100 mailles, 5 ans seront suffisants.

Figure 18 : Probabilité de détecter 5 ou 10% de variation de population pour *Lolium perenne* en 3, 5 ou 10 ans ...



Le nombre de sites et d'années minimum sont très liés à la variabilité interannuelle de l'espèce considérée. Plus l'espèce aura des variations fortes, plus le nombre d'années nécessaires pour détecter des tendances sera important.

Par ailleurs, le nombre minimum de sites échantillonnés peut varier selon l'utilisation que l'on fait des données. Les calculs précédents sont conçus pour déceler des tendances d'évolution. Pour répondre à d'autres questions comme l'influence de l'habitat, ou de mode de gestion, l'échantillonnage requis peut être plus ou moins important.