



HAL
open science

Impact du Mass Effect sur l'Indice Biologique Diatomées

Lucas Mignien

► **To cite this version:**

Lucas Mignien. Impact du Mass Effect sur l'Indice Biologique Diatomées. Sciences de l'environnement. 2018. hal-04183774

HAL Id: hal-04183774

<https://hal.inrae.fr/hal-04183774v1>

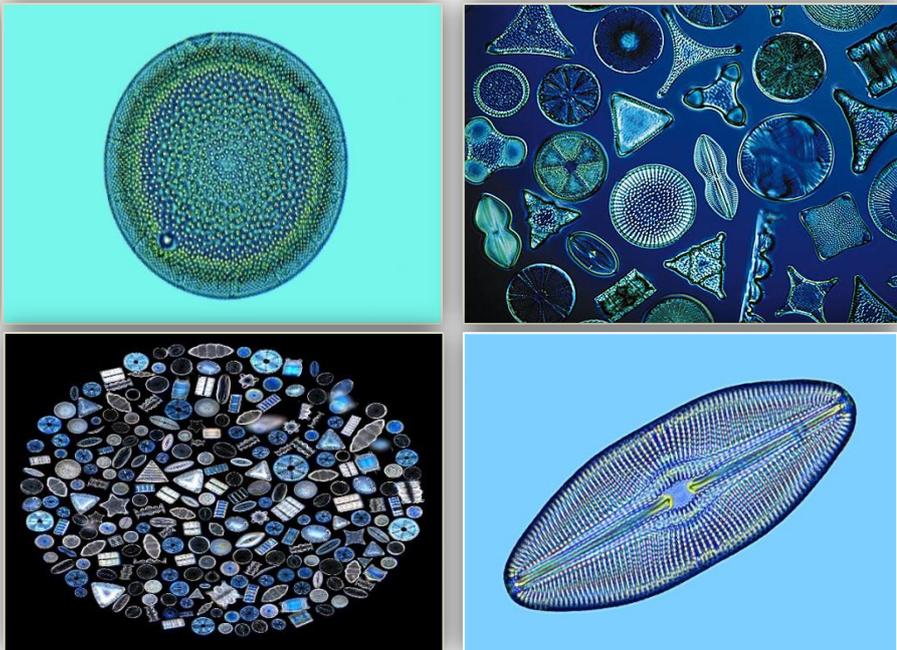
Submitted on 21 Aug 2023

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Impact du Mass Effect sur l'Indice Biologique Diatomées

Rapport réalisé dans le cadre du stage d'insertion professionnelle effectué à l'Institut National de Recherche en Science et Technologie pour l'Environnement et l'Agriculture, Cestas - Gazinet (33)



Encadrants

Juliette Rosebery (Responsable d'équipe ECOVEA)

Thibault Leboucher (Doctorant)

Résumé

A l'échelle locale, les diatomées sont historiquement reconnues comme particulièrement sensibles aux gradients liés à la balance ionique des eaux (alcalinité/acidité et conductivité) (Potapova et Charles, 2003 ; Tison et al., 2005), et aux concentrations en nutriments (phosphates et nitrates) (Winter et Duthie, 2000; Soininen et al., 2016). Ces travaux permettent d'associer à de nombreuses espèces clés des valeurs de sensibilité à tel ou tel paramètre de l'eau, ainsi que des valeurs d'amplitude écologique (quelle gamme de variation du paramètre en question est supportée) ou sténoécie. Sensibilité et sténoécie sont des valeurs essentielles à toute quantification d'impact subi par une communauté. Or les récents travaux de l'équipe (Bottin et al., 2014, 2016 ; Soininen et al., 2016 ; Jamoneau et al., 2017) montrent qu'au niveau du système hydrographique français, les assemblages de diatomées présentent certes une structure en relation étroite avec les paramètres de l'environnement, mais également en lien avec les capacités de dispersion des espèces. Ces conclusions rejoignent celles de nombreux chercheurs opposés à l'idée du cosmopolitisme des micro-organismes et démontrant que ceux-ci présentaient des patrons biogéographiques similaires à ceux des macro-organismes (Vyverman et al., 2007 ; Verleyen et al. 2009). Les assemblages diatomiques semblent donc montrer une structuration complexe, dans laquelle la forte dépendance des espèces aux conditions environnementales s'accompagne de processus complémentaires, comme l'influence des dynamiques de dispersion. Ces phénomènes ont pour effet de créer des réponses complexes, non-linéaires et en partie aléatoires des assemblages aux conditions environnementales. Or le modèle implicite utilisé par la bioindication ne prend pas suffisamment en compte cette complexité, et utilise un lien mécanistique entre l'environnement et la réponse de chacune des espèces. Les travaux récemment menés par l'équipe tendent à montrer que certaines espèces généralistes tolérantes pourraient présenter des taux de dispersion locale importants, en grande partie liés à de forts niveaux de productivité (induits notamment par l'eutrophisation générale des cours d'eau), plutôt qu'à des niveaux de pression anthropique précis. C'est le phénomène de « mass effect » (Mouquet et Loreau,). Présentes car d'abord fortement colonisatrices, leur prise en compte en bio-indication pourrait s'avérer problématique : mettre en évidence ces espèces permettrait d'affiner nos méthodes. Caractérisées à l'heure actuelle par des profils écologiques dégradés quel que soit le niveau et la nature de l'impact du moment que le milieu soutien leur forte productivité en amont, elles brouillent le message et rendent les indices peu discriminants dans certaines conditions du milieu.

Les recherches envisagées visent à terme à rénover les méthodes de bio-indication actuelles, en révisant les profils écologiques des espèces dont la présence est davantage liée à la dispersion neutre qu'aux paramètres du milieu. Les possibilités d'améliorer le pouvoir discriminant de l'Indice Biologique Diatomées pour les cours d'eau naturellement productifs notamment seront ainsi explorées et testées à l'échelle de l'hydro système français.

Remerciements

Table des matières

| | |
|--|------------------------------------|
| Table des matières | 3 |
| Introduction (ajouter ref+ wording)..... | 4 |
| I. Contexte de l'étude..... | 9 |
| A. Généralités sur les diatomées | 9 |
| 1. Biologie des diatomées | 9 |
| 2. Origine et évolution des diatomées | 12 |
| 3. Ecologie des diatomées | 13 |
| B. Diatomées et bio indication..... | 14 |
| 1. Utilisation en tant que bio indicateur | 14 |
| 2. Protocole de détermination de l'Indice Biologique Diatomées | 15 |
| 3. Indices de bio indication diatomiques | 16 |
| C. Processus spatiaux chez les communautés de diatomées benthiques | 20 |
| 1. Processus de dispersion liés aux communautés diatomiques | 20 |
| 2. Mesure de la structuration spatiale des communautés..... | 21 |
| II. Matériel et Méthodes | 22 |
| A. Exploitation des données | 22 |
| 1. Base de données Pandore..... | 22 |
| 2. Elaboration de liste des profils révisés | 24 |
| B. Sélection des données | Erreur ! Signet non défini. |
| 1. Modification des profils écologiques | Erreur ! Signet non défini. |
| C. Traitement statistique des données..... | 29 |
| III. Résultats..... | 31 |
| A. Résultats de l'A.C.P. effectué sur le tableau « results » | 31 |
| 1. Scores sur les axes | 31 |
| 2. Scatter plot | 31 |
| B. Résultats issues de la stepAIC effectué sur les modèles IBD..... | 32 |
| C. Résultats de l'application de l'IBD modifié..... | 32 |
| 1. Comparaison des notes et classes écologique à l'échelle nationale..... | 33 |
| 2. Caractérisation des changements d'états écologiques des sites à l'échelle nationale | 34 |
| 3. Caractérisation des changements d'états écologiques des sites à l'échelle nationale | 35 |
| 4. Comparaison entre région diatomées | 36 |
| 5. Résultats de l'application du nouveau modèle IBD à l'échelle de deux hydro écorégions | 37 |
| D. Liste d'espèces finale | 41 |
| IV. Discussion..... | 42 |
| A. Conséquences sur les notes IBD et les états écologiques | 42 |
| 1. A l'échelle nationale | 42 |
| 2. A l'échelle des régions diatomées..... | 43 |
| B. Hydro écorégions 9 et 12 | 43 |
| 1. Notes et classes écologiques | 43 |
| C. Ecologie et taxonomie des taxons modifiés | 44 |
| V. Conclusion..... | 45 |
| Bibliographie..... | 47 |
| Annexe | 48 |

Introduction

Depuis l'avènement de l'ère industrielle, l'explosion démographique, et l'intensification des pratiques agricoles ne cessent d'augmenter la quantité de polluants d'origine anthropique rejetés au sein des différents compartiments de la biosphère. Les activités humaines ont également contribué à perturber les principaux cycles biogéochimiques entraînant des changements majeurs dans la disponibilité de carbone, azote et phosphore dans la biosphère (Falkowski et al. 2000). Les écosystèmes aquatiques sont plus particulièrement touchés par ces problèmes de perturbations anthropiques. Les espèces animales ou végétales inféodées à ces systèmes vont présenter une grande variabilité dans leur réponse faces aux perturbations. On assiste aujourd'hui à une hausse de l'anthropisation des cours d'eau, et de manière plus générale, une augmentation de la pollution aquatique. L'importance des zones humides et des milieux aquatiques continentaux dans le maintien de la biodiversité, stabilité des écosystèmes n'est plus à démontrer. Les problématiques émergentes concernant la gestion et la restauration de ces milieux ont posé de nouveaux défis aux acteurs de l'hydrobiologie. En effet, avant de pouvoir mener à bien des actions spécifiques pour préserver ou restaurer l'intégrité d'un système, il est nécessaire de pouvoir évaluer de manière précise l'état biologique, physico-chimique et hydro morphologique des masses d'eau.

L'eau a toujours été reconnue en tant que ressource fondamentale au développement des sociétés humaines et plus largement à la vie sur Terre. Toutefois ce n'est que depuis peu que les pouvoirs publics ont pris conscience que les masses d'eaux continentales étaient soumises à de grandes quantités de polluants venant des activités humaines et que par conséquent celles-ci devaient faire l'objet de protection. C'est dans ce contexte que fut voté le 16 Décembre 1964, la première loi sur l'eau (*loi n° 64-1245 relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution*). Ce texte législatif fut créé dans le but de lutter contre la pollution des masses d'eau du territoire métropolitain ainsi que d'assurer aux citoyens français un accès sans risque à l'eau potable et de permettre à l'agriculture et à l'industrie française d'être autosuffisante en eau. C'est de ce texte que naissent les agences de bassin, au nombre de six et associés aux grands bassins hydrographiques. Elles sont les précurseurs des agences de l'eau actuelles. Il s'en suivit, en 1992 (*loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau*), une nouvelle loi sur l'eau qui s'inscrit dans la continuité de celle de 1964 avec la protection et la gestion de la ressource en eau. Toutefois, il est pour la première fois mentionné, la protection des écosystèmes aquatiques et des zones humides. Les Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion de l'eau (S.D.A.G.E.) sont mis en place consécutivement à cette loi (*art. L.212-1*). Ils constituent des documents de planification visant à appliquer les principes contenus dans le texte de 1992. Les Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eau sont les déclinaisons au niveau d'un bassin versant et du cours d'eau des planifications prévues par le SDAGE. Début 2000, la Directive Cadre sur l'Eau (D.C.E.) est mise en place par le parlement européen. Elle constitue un outil de réglementation quant à la réduction de la pollution, la gestion de la ressource en eau douces et de la protection des écosystèmes aquatiques continentaux, saumâtres et côtiers. Cette directive a imposé le l'identification et la caractérisation des masses d'eaux et a fixé plusieurs objectifs à atteindre concernant leur état écologique à obtenir à la fin d'une période donnée. La loi sur l'eau et les milieux aquatiques de 2006 intervient afin de transposer la DCE pour le droit français, il en résulte également plusieurs changement comme la création de l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (O.N.E.M.A.) qui remplace le Conseil Supérieur de la Pêche (C.S.P.). Cet organisme a pour but de renforcer la surveillance des cours d'eau sur le terrain (police de l'eau), bâtir un pôle national d'étude et d'expertise et mettre en place un véritable système

d'information sur l'eau et les milieux aquatiques ainsi que sur les performances des services publics de l'eau et de l'assainissement.

Afin de pouvoir mener à bien ces objectifs de restauration imposée par l'union européenne, les gestionnaires disposent de plusieurs outils permettant d'évaluer la qualité des cours d'eau. C'est ainsi qu'a été mis en place le Système d'Evaluation de la Qualité des cours d'eau (S.E.Q.). Le Système d'Évaluation de la Qualité de l'eau, ou SEQ-Eau, est un outil pour caractériser l'état physico-chimique des cours d'eau, utilisé par les services de l'État et les collectivités pour évaluer la qualité des eaux (de surface ou souterraines) en France. Il est utilisé depuis le début des années 2000 par tous les acteurs de l'eau pour pouvoir évaluer l'état écologique du système hydrographique français.

Il est décliné en trois volets à savoir :

- Le SEQ Eau : pour la qualité physico chimique de l'eau
- Le SEQ Physique : visant à caractériser les conditions hydro morphologiques
- Le SEQ Bio : concerne l'état des biocénoses du milieu aquatique

Ce système d'évaluation a pour but entre autre, d'évaluer la qualité des cours d'eau, d'identifier les altérations de la qualité de l'eau qui sont à l'origine de déséquilibres biologiques constatés. Le SEQ Bio s'appuie sur l'évaluation de plusieurs taxons d'espèces végétales et animales grâce à plusieurs indices comme l'Indice Biologique Global Normalisé (I.B.G.N.) se basant sur le prélèvement et l'identification de macro-invertébrés benthiques, l'Indice Poisson Rivière (I.P.R.) visant à mesurer un écart entre un peuplement piscicole attendu et observé. L'Indice Biologique Diatomées (I.B.D) quant à lui vise à caractériser un état écologique d'une station donnée à l'aide du prélèvement et de l'identification d'organismes végétaux unicellulaires.

Les diatomées sont des micro-algues unicellulaires eucaryotes photosynthétiques. La caractéristique morphologique fondamentale de ces organismes est la présence d'une paroi de silice appelée frustule. Ces organismes sont caractérisés par une grande variété taxonomique ainsi qu'un large spectre de présence à travers le globe. Les diatomées jouent un rôle prépondérant dans le cycle global du carbone avec un environ 1/5^{ième} du carbone atmosphérique fixé. Leur abondance, leur cosmopolitisme, leur position dans la chaîne trophique ainsi que leur représentativité de certains paramètres environnementaux en font des organismes largement exploités en tant que bio-indicateur. Les diatomées sont un groupe d'organismes particulièrement sensibles aux différents paramètres de la chimie des eaux. On peut citer parmi eux la conductivité, le pH et la quantité de matière organique et nutriments.

L'utilisation d'organismes bio-indicateurs permet de fournir une mesure intégrative de la qualité des eaux et informe également sur l'analyse physico-chimique (Lavoie et al. 2006). L'IBD ou Indice Biologique Diatomées a été pour la première fois mis au point par Lenoir and Coste en 1996. C'est aujourd'hui un protocole standardisé (AFNOR-NF T90-354,2000) utilisé pour la surveillance de la qualité des cours d'eau. L'intérêt des organismes français gestionnaires de la qualité des eaux pour les diatomées, en tant qu'indicateurs de la qualité des eaux, remonte aux années 70. A l'initiative de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, Coste et Leynaud (1974) ont proposé une première grille diatomique pour l'évaluation de la qualité des masses d'eau continentales. Après plusieurs campagnes de prospections sur le réseau hydrographique métropolitain, les espèces récoltées ont permis de mettre au point le premier indice de polluo-sensibilité IPS et de l'indice diatomique générique

IDG. L'utilisation de ces indices diatomiques ont été peu à peu adoptés tout d'abord sur le bassin Artois-Picardie, puis sur d'autres bassins versants comme la Garonne. En 1994, sous l'impulsion du CEMAGREF, émerge le projet d'un indice applicable sur tout le territoire français. Cela débouche sur l'élaboration d'un protocole d'échantillonnage, de préparation des lames, d'un guide taxonomique pour la détermination ainsi qu'un outil de calcul spécifique. Une première base de données contenant les résultats des échantillonnages effectués entre 1997 et 1994 et également un ensemble de 14 paramètres physico chimiques des eaux (pH, conductivité, DBO5....). Ce n'est qu'en 2000 que l'I.B.D devient une méthode standardisée

En 2003, suite à une réunion du groupement d'intérêt des experts diatomistes des eaux continentales (Michel Coste, 2006), il a été proposé de mener une évaluation auprès des gestionnaires pour mesurer l'efficacité de la méthode IBD. Suite à cette consultation, il en est ressorti que cet indice échouait dans certaines situations à établir correctement l'état écologique d'une station. Et ce pour plusieurs raisons :

- Nombre trop faible d'espèces vivant dans les milieux acides et/ou saumâtres
- Plusieurs problèmes concernant le regroupement taxonomiques d'espèces proches d'un point de vue phénotypique mais très éloignés d'un point de vue écologique

Ces problèmes ayant entraînés de nombreux biais dans l'utilisation et l'exploitation des résultats donnés par l'indice biologique diatomées, plusieurs améliorations ont été effectuées en 2006 afin de pouvoir évaluer avec plus de précisions les masses d'eaux continentales selon les exigences de la D.C.E. En effet, les spécificités écologiques de la flore diatomique selon le écorégions ont été pris en compte, le nombre de taxons et de sites d'études ont été augmentés, les classes de qualités d'eau améliorées et enfin les taxons morphologiquement proches ont été dissociés.

Toutefois, bien que ces avancées aient permis d'augmenter la précision de cet indice, plusieurs facteurs ne sont pas encore considérés. Récemment (ref), il a été observé que les structures des communautés diatomiques n'étaient pas seulement régies par des paramètres purement environnementaux mais également par des schémas géographiques spécifiques. Les communautés diatomiques ont longtemps été considérées comme essentiellement structurées par des paramètres environnementaux. Toutefois des études récentes ont permis de mettre en avant des modèles régionaux et locaux d'assemblage. La conception communément admise aujourd'hui est que ces communautés sont principalement structurées par les processus conjoints de « species sorting » ainsi que dispersion. Au sein de ces phénomènes de dispersion liant les méta-communautés diatomiques on distingue deux mécanismes ayant des effets différents sur la diversité bêta. Le premier, appelé « dispersion limitée » (limited dispersal) rend compte de l'existence de pools d'espèces différentes dues à des barrières environnementales et/ou à de faibles capacités de dispersion. Il en résulte un effet positif sur la diversité bêta. Le second processus, l'« effet de masse » ou « Mass Effect » se définit comme la persistance de population dans des milieux défavorables et affecte négativement la bêta diversité.

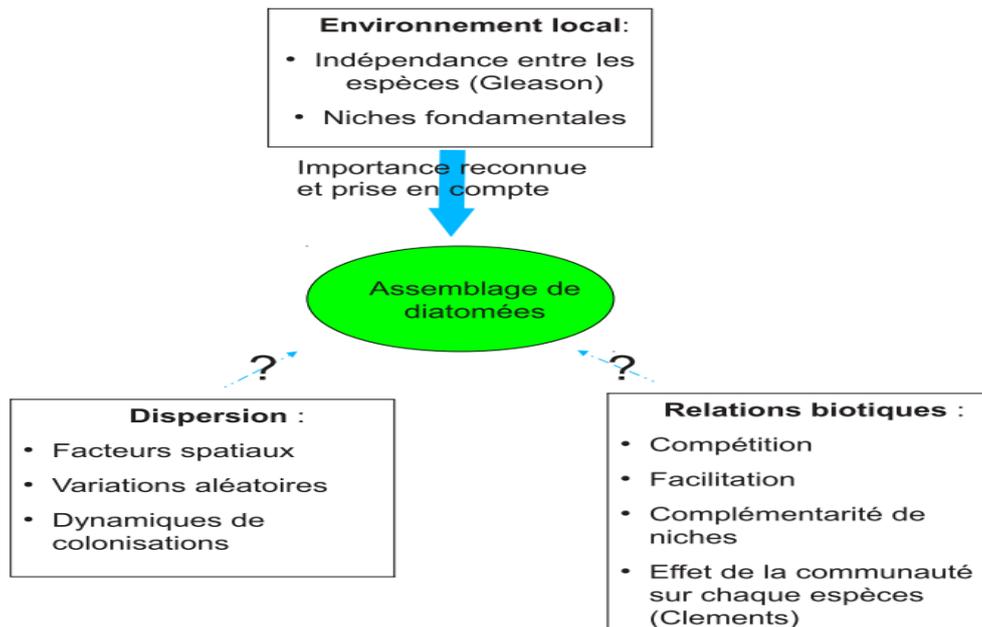


Figure 1: Facteurs déterminants l'assemblage des diatomées

Depuis sa création, l'Indice Biologique Diatomées est basé sur les relations entre les paramètres environnementaux et les diatomées. Toutefois il existe d'autres processus permettant d'expliquer la structuration des communautés diatomiques dans un milieu donné. Même si les facteurs environnementaux tels que la conductivité et le pH notamment sont très structurants, les processus spatiaux occupent une part non négligeable dans la présence ou non de certains taxons sur un site donné. La conception de l'IBD tel qu'il existe aujourd'hui, ne prend pas ces processus spatiaux en compte dans les différents profils écologiques des taxons composant la liste indicatrice. L'objectif de cette étude est donc d'aboutir à une révision des valeurs composant les profils écologiques, en prenant en compte cette part de structuration spatiale chez les taxons composant la liste indicatrice de l'I.B.D. La modification des notes valeurs indicielles telles que la probabilité de présence sur une classe d'eau entrainera des altérations sur la note finale de l'I.B.D. sur un site donné mais aura également des répercussions plus large en termes de bio-indication entre les différentes hydro-écorégions du territoire français. Cette démarche permettrait donc d'arriver à expliquer avec plus de précision la présence de certaines espèces non plus seulement grâce aux paramètres abiotiques mais également grâce aux processus d'assemblages spatiaux.

Pour cela, dans un premier temps nous allons détailler le contexte scientifique dans lequel s'inscrit cette étude. Nous allons notamment développer la biologie des diatomées avec les caractéristiques morphologiques prépondérantes dans la classification et l'identification. Nous verrons également quels sont les différents cycles de vie et modes de reproduction pouvant être observés chez ces organismes. L'importance écologique que revêtent les diatomées aussi bien en termes de rôle dans le fonctionnement des écosystèmes aquatiques et marins ainsi qu'au niveau de leur répartition et leur abondance à travers le globe. Nous aborderons ensuite la notion de bio-indication. Nous expliquerons en quoi l'utilisation d'indices diatomique est pertinent quant à l'évaluation des états écologiques des masses d'eau. Le territoire français métropolitain présente des particularités de découpage en certaines régions présentant des caractéristiques géologiques, hydro morphologique particulières influençant la répartition des espèces bio-indicatrices. La bio-indication diatomique étant régie par un protocole normalisé, nous exposerons les étapes successives afin de calculer et d'obtenir une note permettant de

statuer sur l'état écologique d'une station donnée. Les processus spatiaux évoqués précédemment et plus particulièrement le Mass Effect va influencer sur la richesse spécifique et l'abondance des taxons sur une station donnée et ce, indépendamment des facteurs purement environnementaux. Notre démarche est donc de prendre en compte ce processus spatial dans l'écologie et les valeurs indicatrices des espèces présentes dans l'élaboration de l'I.B.D. afin d'aboutir à un indice plus représentatif de la mosaïque d'individus retrouvé dans un endroit donné. Les schémas « purement » spatiaux d'assemblage

Ensuite, en ce qui concerne la méthodologie employée, nous commenterons en premier lieu la base de données Pandore qui nous a servi de référence pendant toute cette étude. En effet, elle compile toutes les informations relatives à l'évaluation des états écologiques des masses d'eau continentales sur le territoire métropolitain français depuis 2003. La structure de cette base donnée sera détaillée afin de permettre de comprendre comment, pas à pas, à l'aide du logiciel R nous avons réussi à élaborer une liste de taxons susceptibles de subir des processus de dispersion spatiaux. Nous expliciterons la création de la table synthétique de données associant les variables de flore diatomique aux paramètres physico chimiques des différents sites. Cette table de données sera le point départ de la création de nos modèles statistique permettant d'envisager différents scénarios de révisions de l'I.B.D via la modification du profil écologique de certaines espèces clés de l'IBD. Par conséquent, Cela permettra d'envisager différents scénarios d'évaluation de l'état écologique des masses d'eau grâce à ces versions préliminaires modifiées de l'IBD. Pour finir, suite à l'application du nouveau modèle et sa nouvelle version de l'I.B.D associé, nous comparerons les notes obtenues ainsi que les états écologiques obtenus par rapport à la version originale. Les espèces constituant le nouvel indice seront analysées pour permettre de comprendre leur écologie ainsi que les problèmes taxonomiques que celles-ci peuvent impliquer. l'IBD, et nous effectuerons une comparaison de ces résultats avec ceux issus de la version actuellement en cours. Nous comparerons les régions diatomées entre elles mais nous focaliserons également sur deux hydro écorégions du bassin Loire-Bretagne. Pour finir, nous conclurons sur les conséquences engendrées par l'application d'un nouvel I.B.D. sur les masses d'eau du territoire français métropolitain.

I. Contexte de l'étude

A. Généralités sur les diatomées

1. Biologie des diatomées

Les diatomées sont le groupes d'organismes le plus abondant sur Terre. Elles peuvent se développer en endosymbiose notamment avec les dinoflagellés et les foraminifères. Elles sont présentes dans les zones du globe particulièrement riches en nutriment et sont capables de fixer environ 20 Pg (=20 x 10¹⁵ g) de carbone chaque année (Mann 1999), ce qui est supérieure à ce que toutes les forêts tropicales peuvent fixer ensemble. Les diatomées également appelées bacillariophytes sont des algues unicellulaires eucaryotes photosynthétiques. Leur taille peut varier de quelques micromètre jusqu'à 50 micromètres. La

caractéristique morphologique fondamentale est la présence d'une paroi de silice appelée frustule. Ce frustule est subdivisée en deux parties à savoir l'épivalve et l'hypovalve qui sont connectés entre eux par une ceinture connective siliceuse et une matrice extracellulaire. Il est constitué de petites perforations permettant les échanges avec l'extérieur d'eau, de solides, de nutriments, substrats organique... La silice composant de la membrane cellulaire se révèle résistante à la décomposition. Pour ce

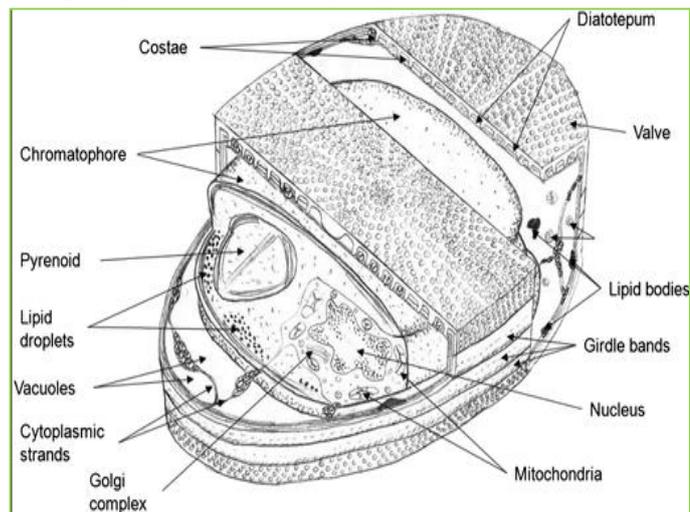


Figure 2 : Schéma d'une diatomée centrique

qui est des frustules, ils peuvent persister dans centaines de millions d'années et se révèlent des témoins des conditions passées dans les milieux aquatiques et marins. Les frustules des diatomées sont extrêmement divers en termes de forme et d'ornementation. Cette grande variabilité est la base des critères d'identification taxonomique. Selon la forme du frustule, on distingue deux grands groupes de diatomées : celles à symétrie radiale et pennée. La cellule du noyau diatomique est composé de chloroplastes qui diffèrent par leur nombre et leur formes selon le groupe taxonomique (pennée ou radiale). Présence de pigments photosynthétiques principaux a et c ainsi que certains pigments accessoires comme les xanthophylles et caroténoïdes. Ce sont des organismes à la fois autotrophes et hétérotrophes c'est-à-dire utilisant la lumière pour produire leur source de carbone mais également capable d'assimiler les molécules organique riche en azote. Cela explique en partie le grand succès évolutif des diatomées.

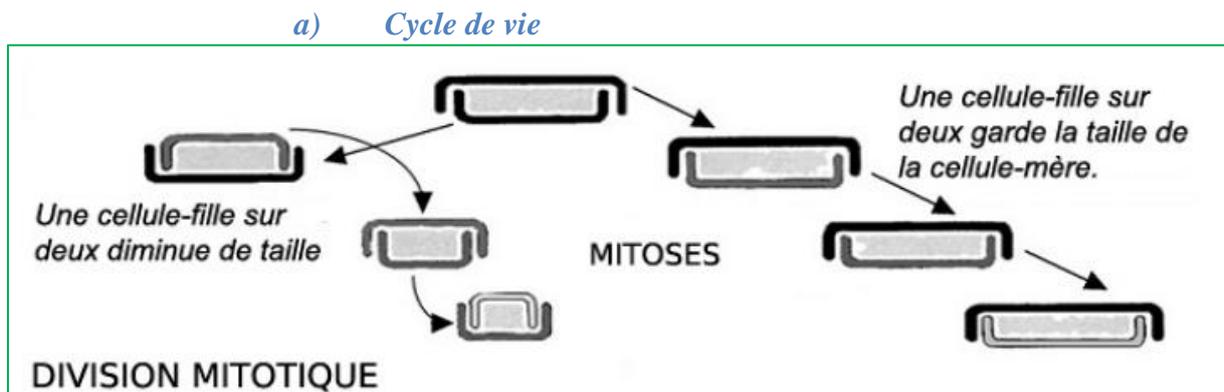


Figure 3 : Représentation schématique du cycle de vie des diatomées

Il existe différentes modalités de reproduction chez les diatomées. Par exemple, chez les Chromophytes, la reproduction est asexuée. Le cycle de vie est caractérisé par une baisse progressive de la taille des individus après chaque génération (qui peut varier de quelques jours à quelques heures). Les organismes diatomiques ont un cycle de vie essentiellement diplophasique (e.g : alternance d'une phase haploïde et diploïde). Les cellules diploïdes se multiplient par mitose pendant plusieurs mois, voire plusieurs années. Chacune des valves de la cellule parente devient l'épithèque d'une cellule-fille, qui sécrète l'hypothèque correspondante. En conséquence, l'une des deux diatomées-filles est de taille inférieure à la diatomée initiale, alors que l'autre fille est de même taille. Par conséquent, au cours des divisions successives, des diatomées plus petites apparaissent et l'une des lignées de descendantes voit sa taille diminuer à chaque génération (figure 3). Cette diminution ne dure pas indéfiniment. En dessous d'un certain seuil (~ 30% de la taille initiale), ces cellules entrent en méiose et produisent des gamètes (le gamète mâle est la seule cellule flagellée du cycle), dont la paroi cellulaire ne comporte pas de frustule siliceux. Le zygote issu de la fusion des gamètes (auxospore) croît jusqu'à la taille maximale propre à l'espèce ou à la population avant de former un nouveau frustule (figure 3). Si les individus n'arrivent pas à produire des auxospores à cause d'un manque de « partenaires » ou à cause de conditions environnementales défavorables, la division cellulaire continue indéfiniment jusqu'à que la taille de la cellule devienne nulle provoquant sa mort. A noter qu'un changement dans la forme de la cellule après la division mitotique peut également avoir lieu comme ci-dessous avec *Navicula reinhardtii* :

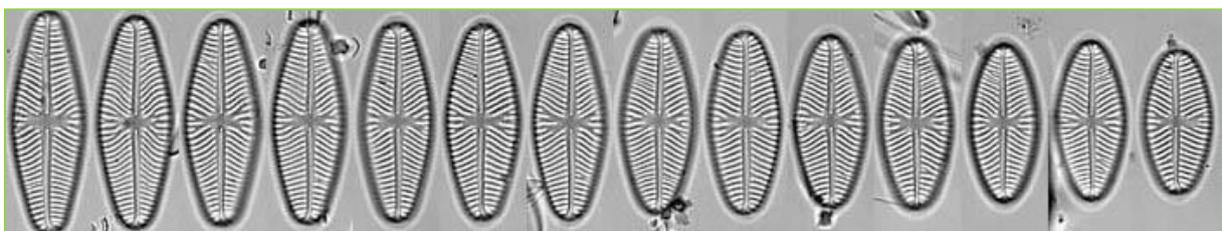


Figure 4 : Cycle de vie de *Navicula reinhardtii*

Ces variations de la taille et de la forme pendant le cycle de vie peut poser des problèmes d'identification aussi bien pour les diatomistes que pour les agents chargés de réaliser un protocole I.B.D.

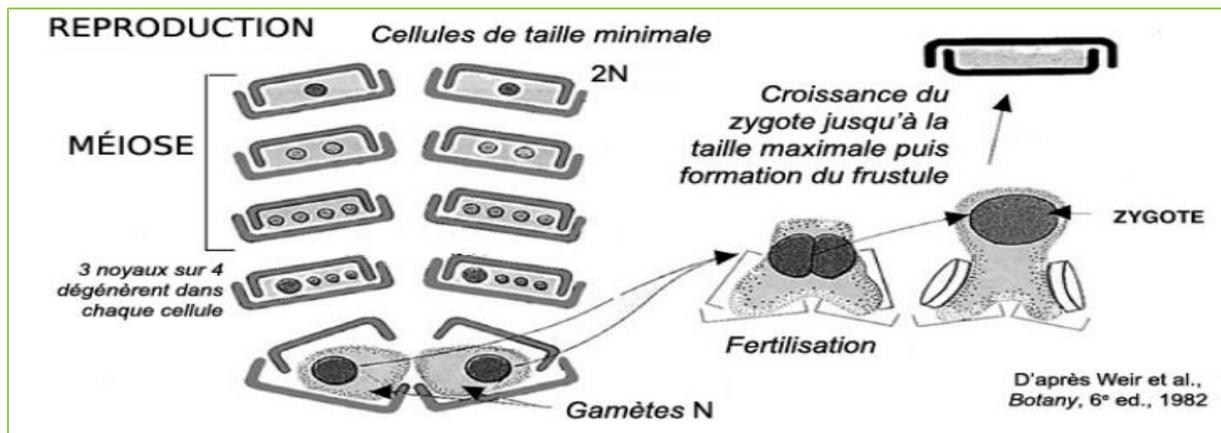


Figure 5 : Cycle de reproduction des diatomées

b) Classification

Grâce aux techniques de microscopie électronique, des grands progrès ont pu être réalisés depuis les 50 dernières années. Cela a permis l'observation de la structure cellulaire et la mise en évidence de caractéristiques ignorées jusque-là. L'utilisation des techniques de phylogénie moléculaire ont permis de décrire plusieurs nouveaux genres sur la base de critères morphologiques et cytologique. Round et al ont proposé une nouvelle base de classification pour les nouveaux genres. Toutefois les séquençages génétiques ne se sont pas révélés fructueuses car elles n'ont pas réussi à mettre en évidence un réel lien évolutif. Les techniques moléculaires dans l'ensemble se sont révélées peu efficaces à cause des convergences évolutives au sein de cet embranchement mais aussi à cause de la difficulté à établir des homologies dans les séquences d'ADNr qui permettent de mettre au point des matrices d'alignement

La classification et l'identification des diatomées se fait principalement selon des critères morphologiques car c'est la méthode la moins couteuse et la moins longue. Il existe des méthodes de phylogénie moléculaire mais elles ne sont pas utilisées pour réaliser l'IBD.

L'embranchement des diatomées est communément divisé en trois embranchements distincts Round et al. (1990) :

- Les Coscinodiscophyceae
- Les Fragilariophyceae
- Les Bacillariophyceae

Cette classification est basée sur l'organisation des valves. Les Coscinodiscophyceae ont des valves qui présentent des stries tout autour d'un anneau. Chez les Fragilariophyceae, on observe une forme de plume avec des stries réparties de part et d'autre du ou des raphés. Et pour finir, chez les Bacillariophyceae, la forme est similaire à celle des Coscinodiscophyceae excepté que la strie centrale contient un raphé. On se réfère également à ces embranchements comme les diatomées « centriques » (Coscinodiscophyceae), les « pennées » araphides (Fragilariophyceae) et les pennées raphidées (Bacillariophyceae). Toutefois ce système de classification s'est révélé erroné. Il a été prouvé, à travers les arbres phylogénétiques qu'une première radiation a eu lieu chez les diatomées avec une valve centrique, les pennées ayant évolué plus tard à partir d'ancêtres « centriques ». De plus les Fragilariophyceae ne sont pas un groupe monophylétique.

2. Origine et évolution des diatomées

Les diatomées sont un clade dont l'ancêtre commun est estimé remonter entre 190 et 200 millions d'années (Rothpletz, 1896, 1900; Medlin et al. 1997). Les diatomées partagent un ancêtre commun avec les hétérocontes (ou stramenopiles). Ce sont des protistes flagellés (Leedale, 1974; Hoek, 1978) incluant des individus avec et sans chloroplastes (Patterson, 1989). L'ancêtre commun des hétérocontes est quant à lui estimé à environ 725 millions d'années (Bhattacharya & Medlin, 2004). Les techniques de phylogénie moléculaire ont permis de dater la première apparition des diatomées au Trias (250 Ma). Une radiation évolutive fut constatée au Crétacé et la première divergence coïncide avec l'augmentation du dioxygène atmosphérique ainsi que l'appauvrissement des ions. Un pic de diversité est atteint il y a 30 Ma au Paléocène et Eocène avec l'apparition des pennées. Colonisation des zones côtières. Actuellement plus de 24,000 espèces de diatomées possèdent une nomenclature scientifique valable (Fourtanier & Kociolek, 2009a, b). Il est estimé qu'il existe approximativement 200,000 espèces de diatomées ce qui signifie que seulement 12% de la flore diatomique a été actuellement décrite (Mann and Droop, 1996). Toutefois les études récentes semblent montrer que la diversité taxonomique est plus grande que l'on pensait auparavant (Theriot & Stoermer, 1984; Bourne et al. 1992). Le débat est également porté sur les critères permettant de caractériser les individus. Les caractéristiques morphologiques sont actuellement prioritaires pour la classification (forme des frustules, symétrie...) mais les chercheurs explorent d'autres pistes comme les composantes cytologiques (Round, 1996). D'un point de vue de la phylogénie moléculaire, seule la petite sous unité du gène ribosomal (SSU) a été utilisé pour établir une phylogénie. Les arbres créés à partir des sous unités du gène ribosomal ont permis de mettre en évidence une série de lignée de diatomées centriques avec une symétrie radiale pour la plupart et ensuite une série de lignée de centriques avec une symétrie bipolaire ou multipolaire, une série de taxons constitués d'araphides et pour finir un clade de pennées possédant des raphés. Ce sont des organismes issus de deux endosymbioses successives. La première aurait été réalisée entre un organisme eucaryote hétérotrophe et une cyanobactérie.

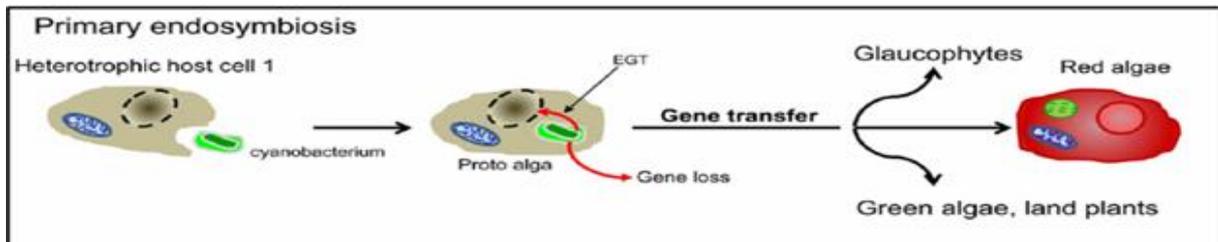


Figure 6 : Endosymbiose primaire

Dans un second temps, une autre endosymbiose aurait été effectuée entre un eucaryote hétérotrophe et une algue rouge. Les diatomées possèdent donc des caractéristiques diffèrent de la lignée verte.

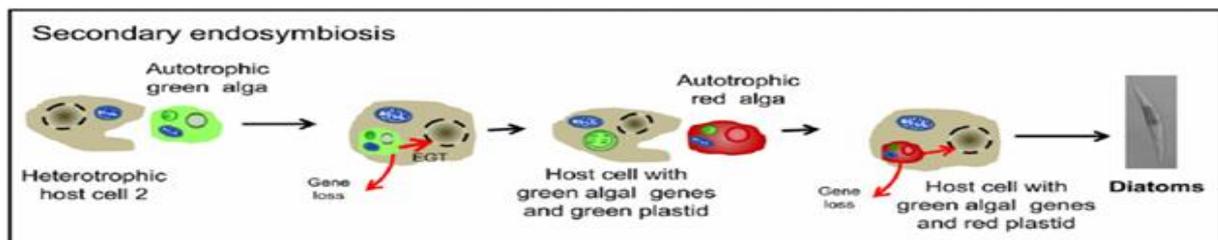


Figure 7 : Endosymbiose secondaire

3. Ecologie des diatomées

Ces organismes jouent un rôle prépondérant dans le cycle et la fixation du carbone atmosphérique avec environ 20 % du carbone total absorbé. Elles sont présentes sous toutes les latitudes et à tous les milieux. Diatomées périphtiques, libres et fixées... Les diatomées sont des organismes riches en lipides et constituent donc une source de nourriture préférentielle pour les hétérotrophes aquatiques (Volkman et al. 1989; Ahlgren et al. 1990). Les acides gras et plus particulièrement ceux de la classe des EFA (essential fatty acids) jouent un rôle prépondérant dans les relations trophiques aquatiques (Arts et al. 2009). Les diatomées sont la proie des brouteurs. Invertébrés aquatiques. La variabilité et l'abondance des taxons de brouteurs sont expliqués par la variabilité et l'abondance des diatomées. Les diatomées sont présentes dans un large spectre de valeurs de pH, nutriments, températures... Ces conditions variées permettent de fournir le nombre de niches écologiques suffisantes pour les milliers d'espèces existantes. Les diatomées peuvent également être décrites selon leur mode de développement. Certaines espèces peuvent être planctoniques, benthiques.. Les modes d'assemblages des individus entre eux peuvent également varier. On peut les retrouver sous forme de colonies ou bien seulement une cellule. Les espèces benthiques présentent une grande diversité taxonomique. En effet, elles sont capables de coloniser un grand nombre de substrats tels que les pierres, galets, sédiment, les macrophytes photosynthétiques et même des espèces animales. Toutefois d'autres espèces sont motiles et ne se fixent que très rarement. Des facteurs comme la disponibilité en nutriment (Townsend & Gell, 2005) ainsi que les courants des rivières (Tuji, 2000) sont très structurants. Selon les conditions du milieu, la composition spécifique des communautés diatomiques va varier. En effet, certains taxons vont subsister dans des systèmes perturbés alors que d'autres vont plutôt évoluer dans des milieux stables. Les perturbations des paramètres physico chimiques peuvent altérer les types de développement rendant certains taxons indisponibles pour les brouteurs (Julius, 2007b). Cela va également influencer sur la quantité de biomasse dans un écosystème benthique. Il faut savoir qu'on observe généralement une biomasse maximale dans des cours d'eau avec un débit faible à modéré ainsi que des substrats adéquats pour la fixation tel que des rochers. De cette manière, les diatomées se retrouvent dans des conditions optimales de développement (Biggs, 1996). Les types de développement ne sont pas le résultat direct de l'histoire évolutive. Les barrières rencontrés par un taxon nécessitent des adaptations pour la croissance on put dans certains cas fournir un avantage permettant une radiation évolutive et une colonisation de plusieurs habitats similaires. Les contraintes physico chimiques suscitent un plus grand défi évolutif et de ce fait, le mode de nutrition on conférer un avantage sélective permettant des variations dans les formes de développement évoluant à plusieurs reprises. Chez les monoraphidées par exemple, il existe plusieurs origines évolutives (Kingston, 2003) et les différents taxons se sont adaptés à des sources de nutritons rares. La variation des habitats provoque des opportunités pour la spéciation et la divergence des populations de diatomées. Ces phénomènes de spéciation peuvent avoir lieu dans un temps évolutif relativement faible (< 10,000 ans). Les combinaisons entre les habitats possibles et l'abondance de ces organismes signifie que la découverte de nouvelles espèces est possible dans n'importe quelle niche où sont présent les diatomées.

B. Diatomées et bio indication

Un bio-indicateur est « un organisme ou un ensemble d'organismes qui par références à des variables biochimique, cytologique, physiologique, éthologique ou écologique peut caractériser l'état d'un écosystème » (Lagadic, 1977). Ce sont des organismes présentant un lien étroit avec des paramètres tels que le pH et la conductivité des eaux. Les concentrations en nutriments tels que les phosphates et nitrates jouent un rôle prépondérant. La topographie (altitude, pente) ainsi que la luminosité ou la présence de polluants d'origine anthropique influencent sur la répartition de ces organismes.

1. Utilisation en tant que bio indicateur

Les diatomées sont des organismes cosmopolites c'est-à-dire caractérisées par une présence dans de nombreux endroits du globe. On les retrouve dans presque tous les milieux aquatiques et humides. De plus leur grande abondance permet d'effectuer un échantillonnage robuste. Les diatomées ont la particularité d'avoir une forte concentration d'individus en une zone restreinte. Elles ont également l'avantage d'être localisées en début de chaîne trophique et sont un maillon essentiel dans le transfert de nutriment et d'énergie (acides gras notamment). La persistance des valves au niveau des sédiments lacustres constituent des témoins fiables très utilisés en paléoécologie. Leur cycle de vie relativement simple et court permet de déceler rapidement des changements ponctuels mais également à long terme. L'échantillonnage des diatomées se révèle simple et rapide tout comme la préparation des lames. Le protocole est normalisé. Néanmoins la phase de comptage et plus particulièrement celle d'identification peut se révéler délicate pour un opérateur non initié. Les diatomées sont des organismes caractérisés par une grande variabilité de niches et d'habitats dans des conditions très variables. Toutefois les études ont permis de dégager les principaux paramètres environnementaux propices au développement de ces microorganismes. En effet, ils se distinguent par une sensibilité à certains paramètres du milieu tels que :

- La température
- Le pH, déterminant à cause de ses effets indirects sur la solubilité des différentes substances et la disponibilité en carbone
- La conductivité
- La teneur en nutriment

Malgré les avantages que présentent les diatomées en tant que bio-indicateurs, elles possèdent notamment un pouvoir intégrateur plus faible que les vertébrés (durée de vie plus courte). L'abondance diatomique peut se révéler délicate. De plus le prélèvement de ces organismes ne peut être effectué sur des substrats artificiels (ex). L'identification quant à elle se fait sur les frustules dépourvues de leur contenu.

2. Protocole de détermination de l'Indice Biologique Diatomées

La détermination de l'Indice Biologique Diatomées est encadrée par une norme homologuée de la part de l'Agence Française de Normalisation (AFNOR). La norme actuellement en vigueur est la NF T 90-354 datée du 28 décembre 2007. Elle définit les recommandations à adopter pour l'échantillonnage et l'analyse des échantillons de diatomées.

a) *Echantillonnage et préparation des lames*

Les stations sont échantillonnées selon le protocole normé NF T90-354 Pour chaque station (supérieure à 100 cm²), au moins 5 cailloux ont été récoltés puis grattés avec une brosse à dents afin de récupérer les diatomées présentes à la surface de ces cailloux. Les échantillons récoltés ont été fixé avec de l'éthanol à 90% avant digestion et analyse. Dans un premier temps, la matière organique doit être détruite à l'aide d'eau oxygénée présente en volume 6 fois plus importants que le volume des échantillons. Plus la matière organique présente



Figure 8 : Prélèvement à l'aide de brosse sur des galets

est importante, plus cette phase d'élimination sera longue. La température joue également un rôle au cours de cette étape.

Une étape de dilution/décantation dans de l'eau distillée a été effectuée à l'aide d'une centrifugeuse. Nous avons réalisé 3 à 4 passages en centrifugeuse afin de récupérer le culot et le mettre en suspension dans de l'eau distillée afin d'obtenir une solution légèrement trouble. Une troisième étape consiste à faire chauffer sur une plaque, une goutte en suspension sur une lamelle. Cela permettant l'évaporation de l'eau. Après évaporation, une quatrième étape consiste à utiliser de la résine fluidifiée que l'on dépose sur la lamelle. Cela permet ainsi d'obtenir une préparation mise sous lamelle et observable au microscope.

b) *Identification et comptage*

Le comptage s'effectue sur 400 individus, au minimum, et se fait par balayage de la préparation au plus fort grossissement (X 100). La détermination des taxons se fait simultanément. Ne sont pas distingués lors du comptage :

- Les valves ou frustules vides (Diatomées mortes avant nettoyage par H₂O₂)
- Les valves ou frustules trop endommagés. Seuls, les valves ou les frustules, entiers au $\frac{3}{4}$, visibles et identifiables sont pris en compte.

Les taxons qui présentent une abondance inférieure à 7,5 % (3 diatomées pour un total de 400 diatomées) sont éliminés du calcul global de IBD (Guide méthodologique pour la mise en œuvre de l'Indice Biologique Diatomées NF T 90-354). La détermination taxonomique a été réalisée à l'aide du guide d'identification de Krammer et Lange-Bertalot (1986–1991) ainsi Lange-Bertalot (1995–2015, 2000–2013). L'harmonisation taxonomique a été effectuée avec le logiciel Omnidia version 5.3 (Lecoite, Coste, & Prygiel, 1993). Les résultats ont été consignés dans un tableur Excel contenant une macro automatisée permettant de donner une note IBD une fois que les taxons et leurs abondances relatives sont consignés dans la feuille de calcul.



Figure 9 : Matériel nécessaire à l'identification et au comptage des diatomées

3. Indices de bio indication diatomiques

a) Calcul de l'I.B.D.

Une fois l'identification et le comptage effectué, l'IBD peut être déterminé. Il faut d'abord calculer l'abondance $A(x)$ pour mille de chaque taxon. Ensuite, on peut calculer la fréquence pondérée d'un taxon et ce pour chaque classes de qualité d'eau i (au nombre de sept) grâce à la formule ci-dessous :

$$F(i) = \frac{\sum_x^n = 1 AxPx(i)Vx}{\sum_x^n = 1 AxVx}$$

Où :

- $A(x)$ est l'abondance d'un taxon pour la classe de qualité de l'eau (i)
- $Px(i)$ représente la probabilité de présence d'un taxon x pour la classe de qualité de l'eau (i)
- $V(x)$ est la valeur indicatrice du taxon x

La probabilité de présence d'un taxon sur une classe de qualité d'eau i est donnée par la formule suivante :

$$Pclass(i) = \frac{N(i) A(i)}{Nsites Som}$$

Où

- $Pclass(i)$ représente la probabilité de présence d'un taxon pour la classe de qualité de l'eau (i)
- $N(i)$ est l'occurrence d'un taxon pour la classe de qualité de l'eau (i)
- $A(i)$ est l'abondance d'un taxon pour la classe de qualité de l'eau (i)
- $Nsites$ est le nombre de sites au sein d'une classe de qualité
-

$$Som = \sum_{i=1}^7 \frac{N(i)A(i)}{Nsites}$$

Où

- Ax est l'abondance du taxon X exprimé pour mille (‰)
- $N(i)$ est le nombre de taxons retenus
- $Nsites$ est le nombre de taxons par site

On obtient ainsi 7 valeurs de $F(i)$. Il existe 7 classes de qualités des eaux selon des métriques physico-chimiques. Chaque taxon diatomique possède une probabilité de présence propre dans chacune des classes, donnant ainsi son profil écologique. Un spectre de l'ensemble des profils écologiques des taxons trouvés dans un échantillon est établi.

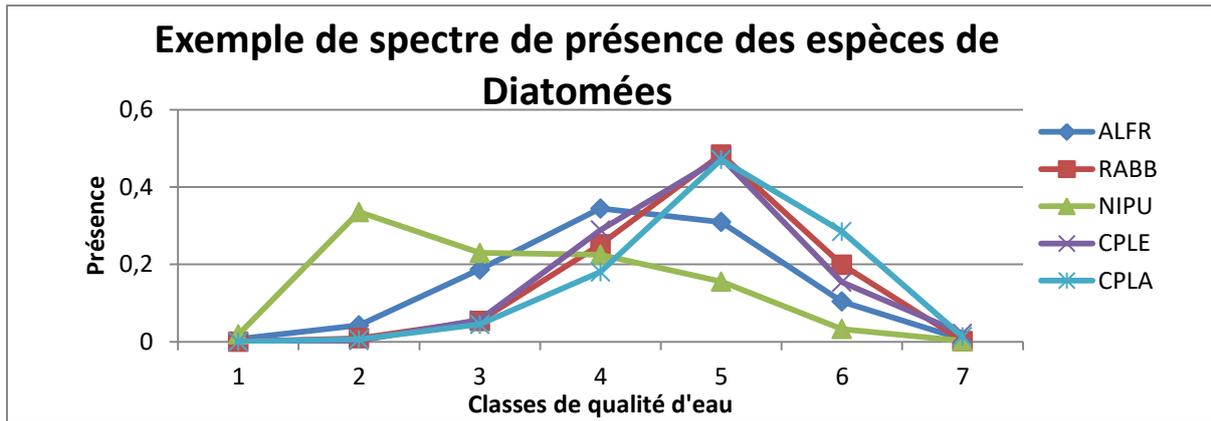


Figure 10 : Probabilités de présence de taxons sur les 7 classes de qualités d'eau

Les profils écologiques établis selon les probabilités de présence sur les 7 classes de qualités de l'eau permettent de définir la polluo-sensibilité. Par exemple si le spectre de présence du taxon associé s'étend sur les 7 classes de qualité d'eau, cela signifie que la valeur indicatrice sera faible. A contrario, si le profil est restreint à une seule classe de qualité d'eau, la valeur indicatrice sera forte. Les classes de qualité d'eau sont organisées par ordre croissant de 1 à 7. La classe 1 correspondant à la plus mauvaise en termes de pollution et la 7, celle avec la meilleure qualité.

On calcule ensuite la valeur de B pour déterminer la valeur de l'I.B.D.

$$B = 1 * F(1) + 2 * F(2) + 3 * F(3) + 4 * F(4) + 5 * F(5) + 6 * F(6) + 7 * F(7)$$

Figure 11 : Formule de calcul de la valeur B

Grâce à la valeur de B calculée précédemment et en se référant au tableau ci-dessous, on obtient la valeur de l'I.B.D. sous la forme d'une note allant de 0 à 20.

Tableau 1 : Détermination de la valeur de l'IBD

| Valeur de B | Inférieure ou égale à 2 | Comprise entre 2 et 6 | Supérieure ou égale à 6 |
|-----------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| Valeur de l'IBD | 1,0 | $(4,75 \times B) - 8,5$ | 20,00 |

La note obtenue sur 20 correspond à une des cinq classes de qualité biologique représentées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 2 : Correspondance entre les notes I.B.D. et les classes de qualités associées

| Intervalle de valeurs de l'IBD | 1 à 5 | 5 à 9 | 9 à 13 | 13 à 17 | 17 à 20 |
|--------------------------------|-------------------|--------------|------------|----------|---------------|
| Classe | E | D | C | B | A |
| Etat écologique | Très mauvais état | Mauvais état | Etat moyen | Bon état | Très bon état |

| Classe IBD | Signification écologique |
|------------|--|
| A | La communauté de diatomées retrouvée correspond aux conditions de référence du milieu (c'est-à-dire non perturbées). On ne constate pas ou peu d'altération d'origine anthropique et les pollutions de type organique sont faibles. Le cours d'eau est oligotrophe |
| B | De légères altérations sont constatées par rapport aux communautés de référence. On n'observe que de faibles perturbations liées à l'activité anthropique. Les concentrations en nutriments et en polluants organiques sont faibles |
| C | Modifications modérées par rapport aux communautés de référence. Niveau modéré d'altérations lié aux activités humaines. Les concentrations en polluants organiques et nutriments sont élevés. Cours d'eau mésotrophe |
| D | Les communautés diatomiques sont sérieusement altérées par l'activité humaine par rapport aux conditions du milieu de référence. La composition spécifique est caractérisée par la présence de nombreuses espèces polluo-sensibles. Les concentrations en nutriments et polluants organiques sont élevées. |
| E | La dégradation de la communauté est la plus importante par rapport aux conditions de référence du milieu. La composition spécifique est caractérisée par la présence exclusive de taxons très tolérants à la pollution. Cours d'eau eutrophe |

b) *Ratio de Qualité Ecologique (E.Q.R.)*

L'E.Q.R ou écart à la référence, est le rapport entre un état observé et l'état que « devrait » avoir le milieu en l'absence de perturbation anthropique. L'EQR est calculé sur la base d'indices, son résultat est un ratio sur une échelle de 0 à 1. L'expression de l'état en EQR est une exigence de compatibilité DCE des méthodes d'évaluation. Les bornes des classes d'état sont définies sur cette échelle en EQR.:

$$EQRibd = \frac{IBD - IBDmin}{IBDref - IBDmin}$$

Figure 12: Formule de calcul de l'EQR

c) Variabilité entre régions

Le territoire français métropolitain est découpé en plusieurs aires géographiques appelées hydro-écorégions (HER). Elles constituent des régions homogènes au niveau de leurs paramètres environnementaux. Elles sont représentatives des conditions climatiques, géologiques et topographiques du territoire français (métropole), elles sont au nombre de 22. En ce qui concerne la bio indication diatomique, on distingue 5 régions définies entre les où les différentes conditions affectent réellement les structures d'assemblages des diatomées, elles sont appelées régions diatomées.

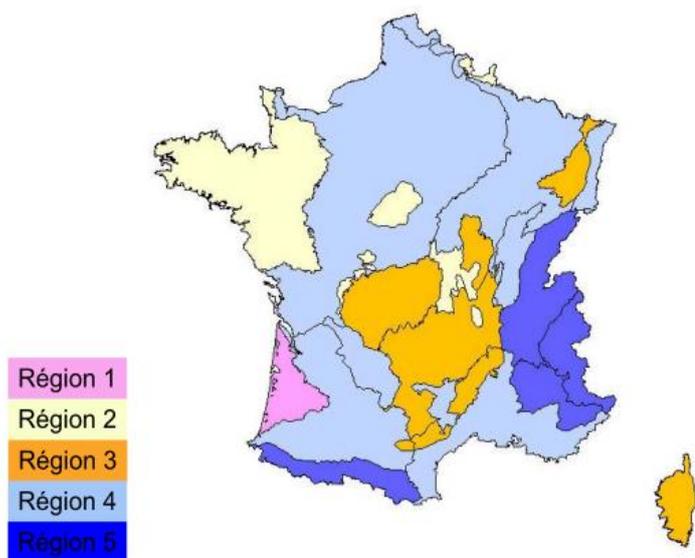


Figure 13 : Carte des régions diatomées du territoire métropolitain français



Figure 14: Carte des hydro éco régions du territoire métropolitain français

Région 1 : contexte acide des Landes (note minimale : 5/20)

Région 2 : plaines et faible altitudes peu carbonatées (note minimale : 1/20)

Région 3 : régions moyennement élevées à élevées, peu carbonatées : Massif Central Nord et Sud, Vosges, Cévennes (note minimale : 5/20)

Région 4 : plaines et faibles altitudes carbonatées (note minimale : 1/20)

Région 5 : montagnes, plutôt carbonatées à franchement carbonatées (note minimale : 5/20)

En effet les hydro écorégions 17 (dépressions calcaires), 20 (dépôts argilo sableux) ,21 (massif central nord) et 9 (Tables calcaires). EXPLICATION

| HER 17, 20,21 | | | | | |
|-------------------|-----------|-----------|-------------|----------|-------|
| Classe de qualité | Bleu | Vert | Jaune | Orange | Rouge |
| Note I.B.D | 20 à 16,5 | 16,5 à 14 | 14 à 10,5 | 10,5 à 6 | 6 à 0 |
| HER 9 | | | | | |
| Classe de qualité | Bleu | Vert | Jaune | Orange | Rouge |
| Note I.B.D | 20 à 17 | 17 à 14,5 | 14,5 à 10,5 | 10,5 à 6 | 6 à 0 |

C. Processus spatiaux chez les communautés de diatomées benthiques

Comme évoqué précédemment, les patrons d'assemblages des communautés diatomique sont fortement influencés par des paramètres biotiques (pH, conductivité...), toutefois plusieurs travaux ont permis de démontrer l'influence non négligeable de processus spatiaux (Potapova et Charles)

1. Processus de dispersion liés aux communautés diatomiques

Si l'on a souvent considéré les communautés de diatomées structurées quasi uniquement autour de gradients environnementaux, des études récentes (ref) ont montré que les processus spatiaux avaient un rôle non négligeable dans les schémas d'assemblage locaux et régionaux.

a) La dispersion limitée

Existence de différentes espèces ou pools d'espèces à cause de barrières physiques ou à de faibles capacités de dispersion propres aux espèces, c'est un processus spatio-temporel, prenant place à de plus grandes échelles géographiques. C'est un phénomène non linéaire et non directionnel. Ce processus engendre des effets positifs sur la diversité bêta grâce à l'existence de différents pools d'espèces dans l'espace.

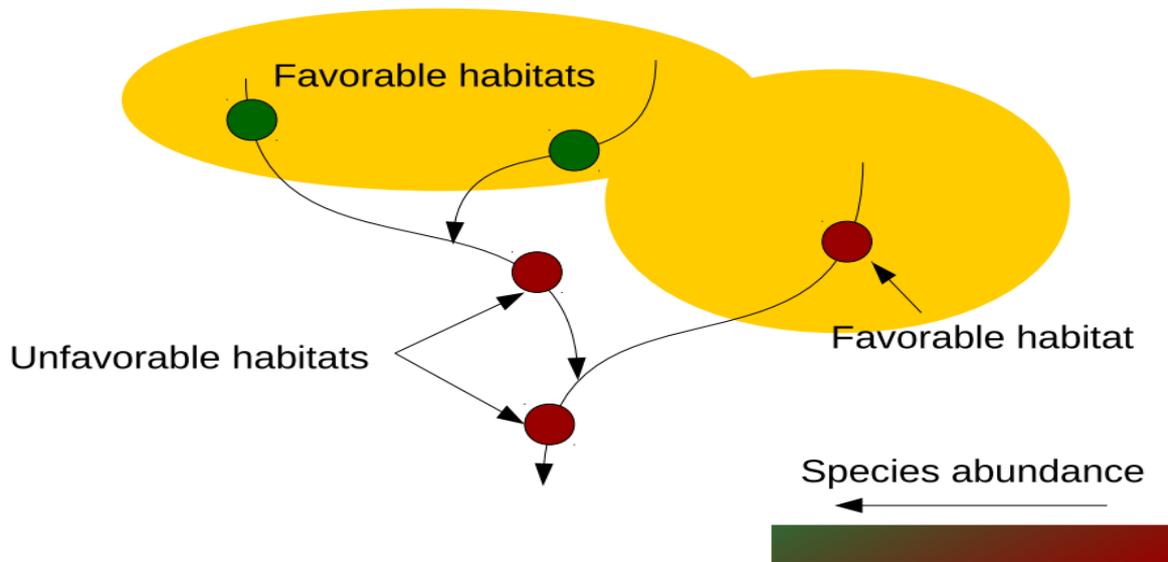


Figure 15 : Schéma du processus de dispersion limitée

b) Mass Effect

Le processus de Mass Effect se définit comme la persistance des populations malgré des conditions défavorables grâce à des processus d'immigration. C'est un phénomène unidirectionnel et linéaire. Il est uniquement spatial. Les populations « sources » situées dans des habitats favorables en amont vont permettre d'alimenter les populations « puits » en aval. Par conséquent, à l'inverse de la dispersion cela va avoir des effets négatifs sur la diversité bêta car on va assister à une homogénéisation des pools d'espèces entre les populations « sources » et « puits ».

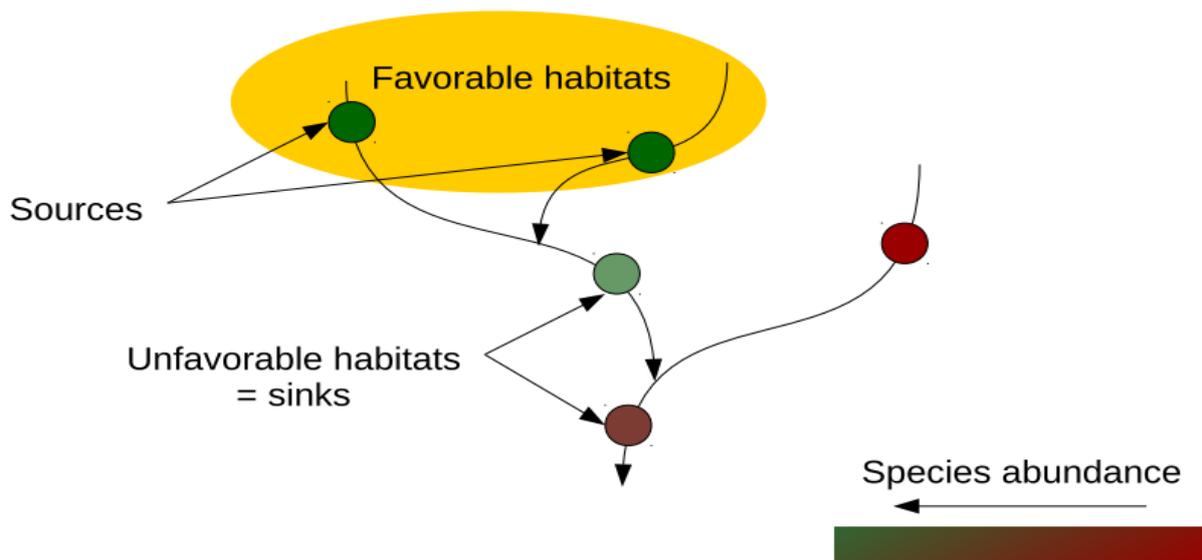


Figure 16 : Schéma du processus de Mass Effect

2. Mesure de la structuration spatiale des communautés

Une des plus grandes problématiques de l'écologie actuelle concerne l'identification et la justification de la variabilité des schémas spatiaux de communautés écologiques (Cormack and Ord, 1979, Smith, 2002). Les facteurs spatiaux peuvent être soit considérés comme un facteur responsable dans la structuration des communautés ou comme une variable menant à des biais lors d'analyse de certains processus écologiques. Les schémas spatiaux observés dans les écosystèmes peuvent venir de deux processus indépendants (Legendre, 1993, Legendre and Legendre, 1998, Section 1.1, Fortin and Dale, 2005, Chapters 1 and 5). Les variables environnementales qui jouent sur la distribution d'espèces sont souvent spatialement structurées et ensuite, à travers un phénomène indirect, les communautés sont aussi spatialement structurées. C'est un processus appelé « dépendance spatiale ». L'auto corrélation spatiale peut être créée directement à un niveau de communauté en tant que résultat de processus biotiques tels que la croissance, mortalité, dispersion, ou la compétition. L'hétérogénéité spatiale est le résultat combiné de ces deux processus. Une méthode récente appelée PCNM (principal coordinates of neighbour matrices) a été élaborée pour permettre d'estimer l'analyse de la surface (Borcard and Legendre, 2002). C'est une méthode utilisée à plusieurs reprises avec succès dans des analyses écologiques applications (Borcard et al., 2004, Brind'Amour et al., 2005, Legendre et al., 2005). Les PCNM sont obtenues grâce à une analyse principale coordonnée (PCoA, Gower, 1966) de matrice de distance géographique par paires entre les sites d'échantillonnages. Les vecteurs associés aux valeurs positives et correspondant à la représentation euclidienne de la matrice de distance tronquée sont utilisés en tant que prédicteurs spatiaux dans la régression multivariée et l'analyse canonique (e.g., RDA, CCA). La création de ces PCNM nécessite l'application de trois étapes principales (Borcard and Legendre, 2002). Les valeurs négatives correspondant à l'autocorrélation négative et leurs vecteurs associés peuvent être utilisés pour décrire des structures locales. Ces structures locales peuvent être dues à des phénomènes comme la compétition. La structuration spatiale des communautés est depuis longtemps sujet à de nombreux travaux et plus particulièrement à l'élaboration d'outils permettant de la mesurer avec précision. Le laboratoire Legendre de Montréal a mis au point une famille de vecteurs spatiaux permettant d'évaluer la structuration spatiale des communautés.

II. Matériel et Méthodes

A. Exploitation des données

Toutes les analyses ont été réalisées avec le logiciel R Statistiques version 3.4.3 (2017-11-30). Plusieurs packages ont été utilisés au cours de cette étude :

- Le package « Tidyverse » contenant plusieurs fonctions utilisées dans la manipulation de données, ainsi que dans l'élaboration de représentations graphiques des données.
- Le package « ade4 » utilisé afin de permettre la réalisation d'une Analyse de Composante Principale (A.C.P.) ainsi que l'interprétation des résultats associés.
- Le package « car » : contient des fonctions employées dans la régression, les modèles linéaires avec une emphase sur les diagnostics de régressions et les méthodes graphiques de régression
- Le package « MASS »

1. Base de données Pandore

a) Contexte de création

Pour permettre de répondre aux exigences de la DCE (23 Octobre 2000) qui a imposé un cadre politique et juridique pour permettre une gestion concertée et encadrée des écosystèmes aquatiques continentaux (de surface et souterrains), côtiers et estuariens, diminuer les impacts liés aux activités humaines et à terme revenir à un état des milieux proches de l'état naturel. Les exigences de la DCE sont planifiées et sont sujettes à de nombreux reports d'objectifs. Afin de pouvoir répondre aux objectifs fixés par la DCE il est nécessaire de réaliser le diagnostic des écosystèmes aquatiques afin de planifier les futures approches de gestion et de restauration. C'est dans ce contexte qu'en 2003 fut lancée la création de la base de données PANDORE sous l'impulsion de l'IRSTEA et du Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable. A l'aide de la DREAL et des agences de l'eau, qui ont fourni les listes faunistiques notamment et après une période d'élaboration de 3 ans marquée par une longue période d'harmonisation des données. En 2004, 10898 relevés IBGN sont collectés avec les métriques associées. L'année 2006 marque la prise en compte dans la base de données d'autres compartiments biologiques comme un réseau de sites « non impactés » (dit de « référence ») pour permettre de comparer la qualité écologique des cours d'eau. Un panel de variables, physiques, chimiques et biologiques ont été récoltés sur ces sites. Cet ensemble de données est issu de l'effort conjoint de 6 agences de l'eau et des 22 DREAL. En 2009 commence la mise en place de la banque de données Naiades sur la qualité des cours d'eau sous l'impulsion de l'ONEMA. Elle regroupe des données de type hydro biologique, physico-chimiques et hydro morphologique. C'est une base multi-années et multi paramétrique.

b) *Organisation générale de la base de données Pandore*

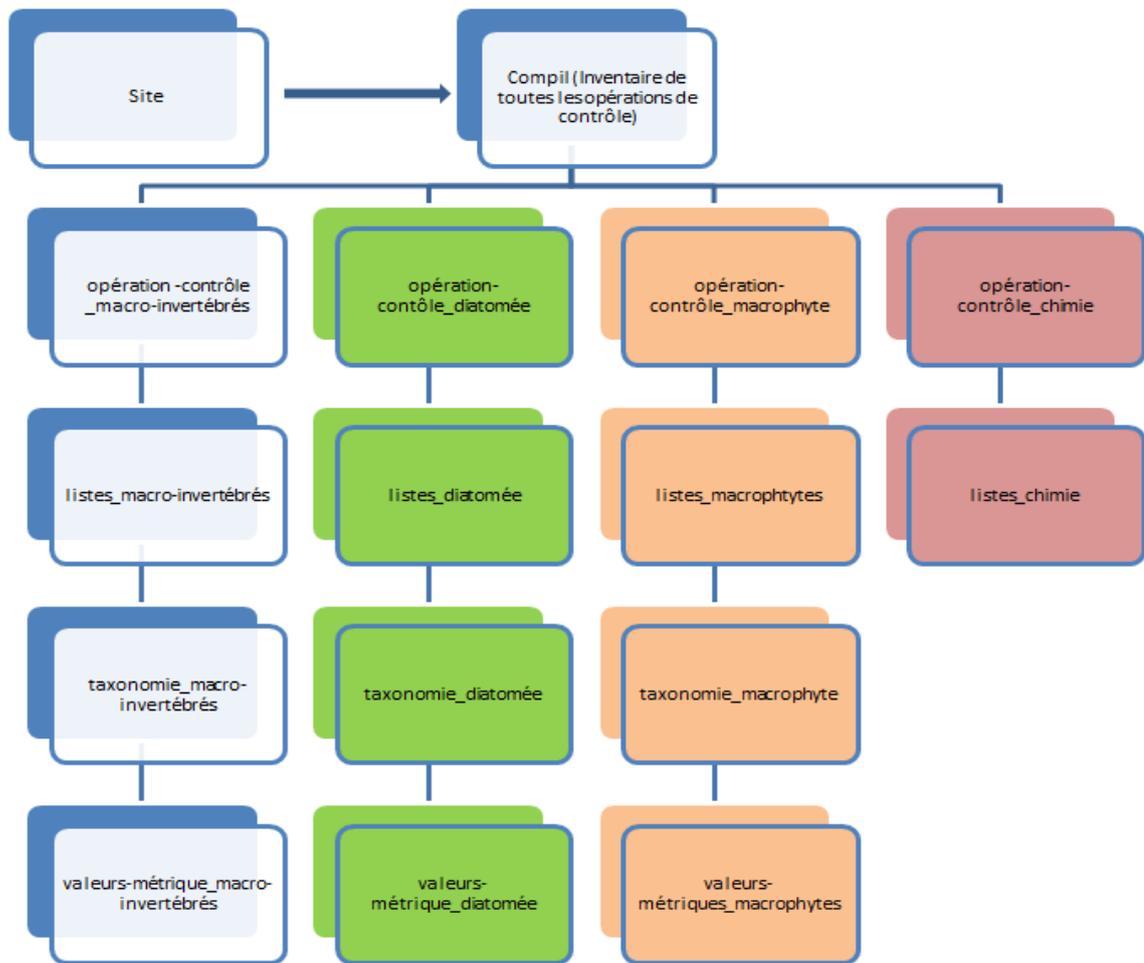


Figure 17 : Schéma simplifié de la base PANDORE

- Table « site » : données sur le site de prélèvement tel que le code du site, la dénomination du site ainsi que de la rivière, et le réseau d'appartenance du site
- Table « compil » : données concernant la date de prélèvement pour les sites associés, le réseau et le compartiment du site
- Tables « opecont » : données contextuelles du prélèvement tel que l'heure et le support (air, eau, sédiments...)
- Tables « listes » : contiennent les listes taxonomiques ainsi que leur occurrence
- Tables « taxonomie » : données concernant la classification des taxons par compartiment d'étude
- Tables « valeurs_métriques » : données concernant les métriques des taxons.

Toutes ces données sont au format « SANDRE » c'est-à-dire le format national utilisé pour référencer tous les termes en lien avec la Directive Cadre sur l'Eau.

c) Clés annexes

La base de Pandore est subdivisée en plusieurs tables de données interconnectées entre elles. Au sein de la clé « Compil » on retrouve deux tables essentielles dans notre étude à savoir :

- La table « opecont_diatomee » qui contient les données des variables pour prélèvement des diatomées
- La table « opecont_phychi » contient les données des variables physico chimiques associées aux prélèvements.

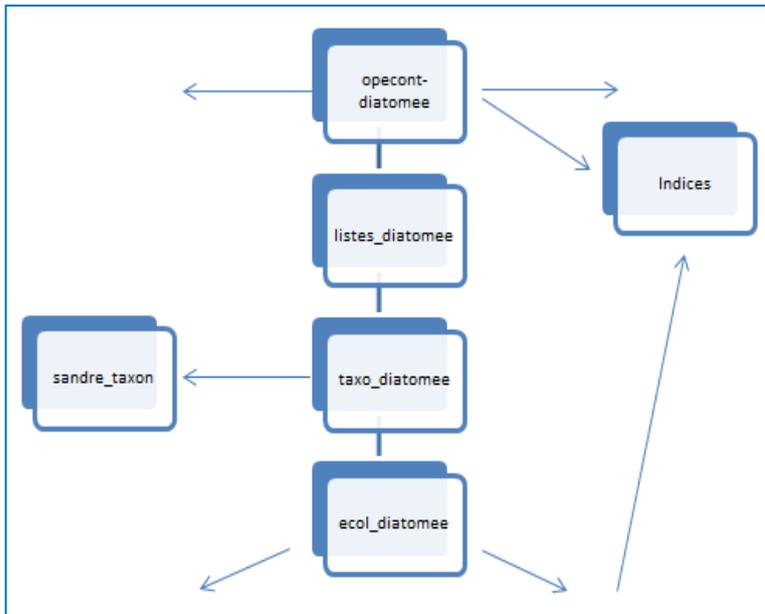


Figure 19 : Schéma de la table « opecont_diatomee »

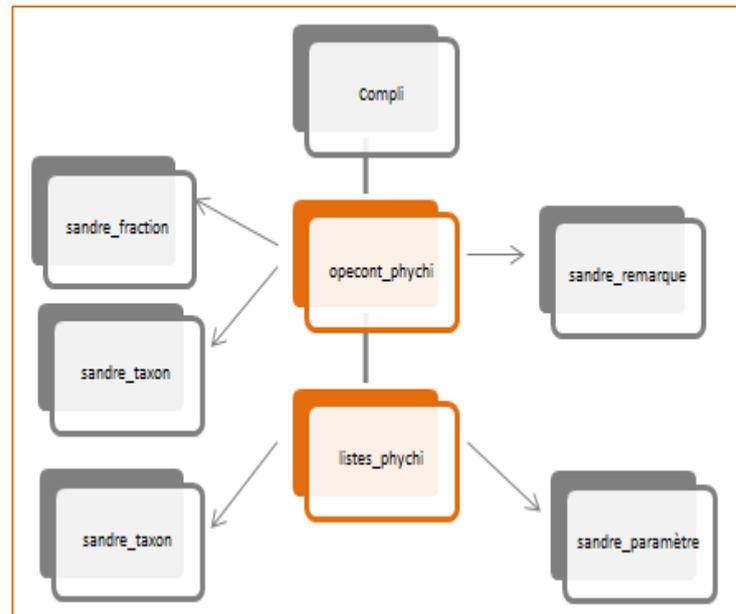


Figure 18 : Schéma simplifié de la table "opecont_phychi"

2. Elaboration de liste des profils révisés

Cette liste a été élaborée dans le cadre de la thèse de Thibaut Leboucher antérieurement à cette étude. Elle comprend la caractérisation d'un point de vue numérique du Mass Effect sur une liste de taxons sélectionnés via plusieurs critères que nous détaillerons dans la partie ci-dessous.

a) Méthode

Nous avons commencé par l'exploitation de couches géomatique de quatre grands bassins versants métropolitains français à savoir :

- Adour - Garonne
- Loire - Bretagne
- Rhône
- Seine - Normandie

Au sein de chacune des couches sont représentés les points correspondants aux différents sites d'échantillonnage utilisé pour l'élaboration de l'I.B.D. Ces couches S.I.G. prennent en compte plusieurs variables comme notamment le sens d'écoulement du courant d'amont en aval d'un cours d'eau donné. La connectivité entre sites est également prise en compte. C'est-à-dire que si un site A est relié à un site B alors il est consigné dans une table spécifique contenant les sites d'échantillonnage associés la distance (en kilomètres) qui les séparent les uns des autres. Dans cette table sont rajoutées des paramètres du type physico chimiques, topographique et climatiques (récoltés sur WardClim).

b) Les Eigenvector Map

A partir de la table des distances entre sites établie précédemment, nous avons utilisé des outils permettant d'évaluer la structuration spatiale des communautés écologiques : les Moran Eigenvectors Maps (MEM). Parmi les classes de MEM, on retrouve les Asymmetric Eigenvector Map (A.E.M.). Ces A.E.M permettent de transformer un réseau de site définis par des coordonnées géographiques en un ensemble de vecteurs asymétriques reliés entre eux.

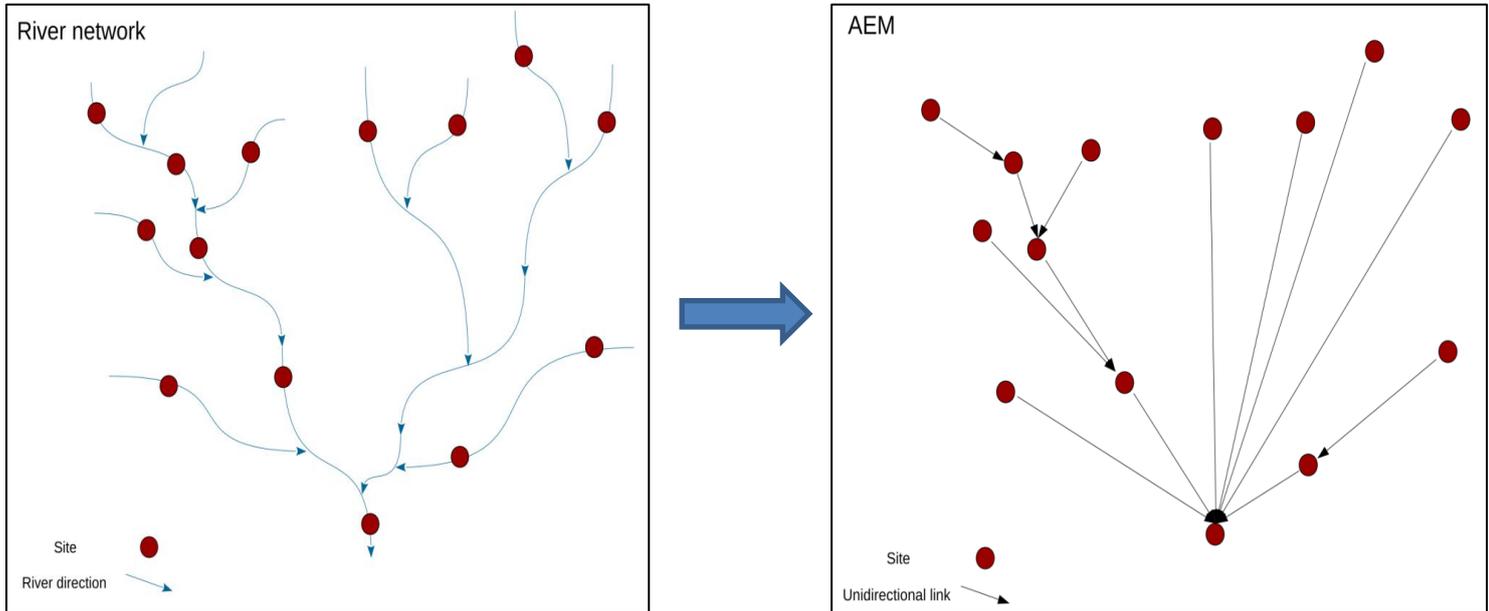


Figure 20 : Transformation d'un ensemble de sites sur un réseau hydrographique en vecteurs asymétriques

Les A.E.M nous permettent de définir un ensemble d'eigenvector, il faut ensuite sélectionner les vecteurs valables à l'aide du test de Moran. Ce test statistique permet distinguer les vecteurs significatifs de ceux non significatifs de plus une valeur H_0 sert de limite. Seuls les vecteurs étant significatifs et au-dessus de la valeur limite.

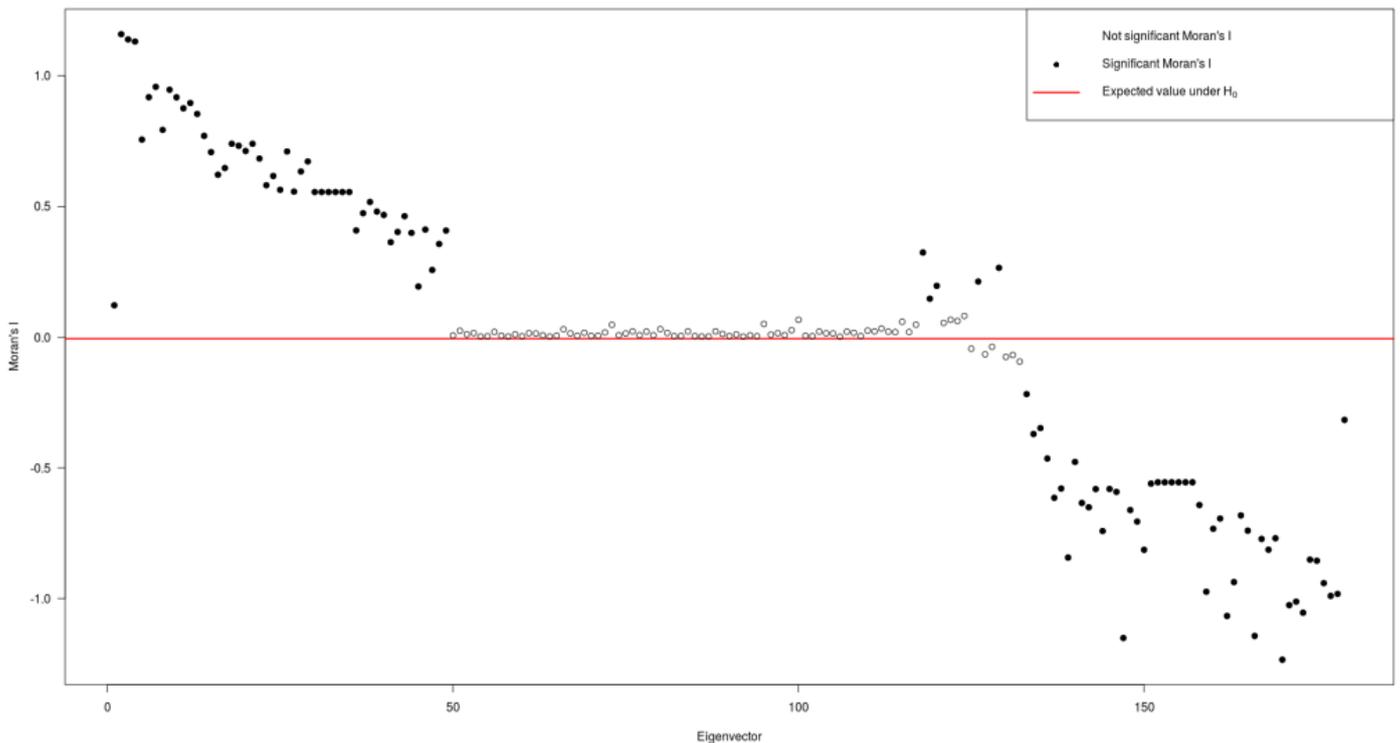


Figure 21 : Représentation graphique d'un test de Moran

Dans le cas de notre étude, nous avons donc sélectionné les eigen-vecteurs liés aux sites étant significatifs (au-dessus de la valeur H_0).

c) Tri par espèce

Afin qu'une espèce puisse être éligible à une mesure de sa part de structuration spatiale elle doit répondre à plusieurs critères (appliqués sur 200 sites) :

- Etre présente sur plus de 10 sites
- Ne pas faire partie des codes OMNIDIA liés à des taxons ayant des formes déformées ou identifiables seulement en vue connective
- Avoir une abondance supérieure ou égale à 5% des relevés (sur un bassin versant)
- Pour le bassin Loire-Bretagne, une espèce donnée doit être également présente sur au moins 60 sites.

d) Test de la relation entre les coordonnées géographiques et l'abondance

Une fois ce tri préliminaire effectué, il convient de tester la corrélation entre les coordonnées spatiales et l'abondance d'une espèce donnée. Pour cela nous avons utilisé un modèle basé sur la « forward selection ». C'est un type de modèle permettant de vérifier si une variable spatiale influe significativement sur une variable réponse. Cette méthode est similaire à la transformation non linéaire de Box-Cox. Si le modèle ne montre pas de variable ayant un impact sur la variable réponse d'une espèce, alors celle-ci est exclue du modèle. Nous avons également tenu à vérifier la corrélation entre les paramètres environnementaux et spatiaux. L'objectif est de vérifier l'indépendance de ces deux types de variables. Un nombre de cinq variables maximum et une seule minimum (environnemental et/ou spatial) doivent être requises pour que le modèle puisse continuer à tourner. On applique ensuite un second type de modèle appelé GBM permettant d'expliquer la présence ou l'absence d'une espèce par les différences variables. On aboutit à quatre tables caractérisant l'influence de chaque type variable sur un taxon donné.

3. Exploitation de la liste des profils taxonomiques révisées

a) Sélection des espèces

A partir des 4 tables de données (une pour chaque bassin versant) contenant plusieurs variables parmi lesquelles celle des différents taxons associés à des vecteurs d'erreurs. Ils permettent de traduire la robustesse du modèle appliqué précédemment. Nous avons convenu de garder parmi les modèles élaborés à partir de la liste révisée ceux ayant une erreur moyenne supérieure ou égale à 0.7. Cela traduit la robustesse du modèle établi, en dessous de 0.7, le modèle n'est pas valide d'un point de vue statistique et par conséquent non éligible à l'intégration à une table de données synthétique.

Plusieurs conditions ont été fixées pour qu'une espèce puisse être sélectionnée pour la révision de son profil écologique. Nous avons donc abouti à la création d'une table regroupant les variables suivantes à l'aide du tableau contenant les flores diatomiques :

- Occurrence (nombre de fois où une espèce est retrouvée parmi l'ensemble des sites)
- Abondance totale (en nombre d'individus)
- Abondance moyenne par site (en nombre d'individus)

Nous avons décidé de garder les occurrences par site supérieure à 20 ainsi que les abondances totales par bassins versants supérieurs à 200 individus.

Ensuite, nous avons effectué un classement des types de variables qui étaient associées à chacune des espèces. Elles ont été classées en 5 types au total :

- Climatiques (température moyenne mensuelle, mois le plus chaud...)
- Géographique (topographie, altitude, pente...)

Les vecteurs spatiaux ont été triés en trois catégories :

- Spatiale locale (1-30)
- Spatiale moyenne (31-60)
- Spatiale large (61-500)

La valeur numérique associée au vecteur traduit l'échelle, plus celle-ci est grande, plus l'échelle est grande. Pour continuer dans la sélection des espèces qui constitueront la base de notre futur modèle, nous avons filtré les espèces restantes selon leur écologie. En effet nous avons décidé d'éliminer les taxons dits « planctoniques » pour permettre de recentrer l'étude autour des diatomées strictement benthiques. Nous avons également réalisé une mise à jour taxonomique des espèces. Il faut savoir que la nomenclature ainsi que la systématique inhérente à ces organismes varie constamment d'où la nécessité de modifier certains codes OMNIDIA afin d'obtenir un indice le plus précis possible.

b) Sélection des paramètres physico-chimiques

Nous avons commencé par sortir pour l'année 2007-2013 toutes les tables floristiques disponibles. Nous avons également décidé de ne choisir que celles effectuées sur 28 types de substrat. Ensuite il convient de sélectionner les données physico-chimiques associées aux prélèvements effectués pour l'I.B.D. Nous avons décidé de garder parmi les paramètres physico-chimiques parmi les plus influents chez les diatomées (Soininen, 2007) à savoir la conductivité (20°C, mS.cm⁻¹), le phosphore total (mg.L⁻¹), le pH, la demande biologique en oxygène à 5 jours (DBO5), les nitrates (mg.L⁻¹), nitrites (mg.L⁻¹), ammonium (mg.L⁻¹), ortho phosphates (mg.L⁻¹ de ₁₅P), et l'oxygène dissous (%).

En ce qui concerne les données des paramètres physico-chimique, il a été nécessaire de nettoyer les valeurs aberrantes pouvant engendrer un biais dans l'analyse. Pour cela, nous avons enlevé les valeurs extrêmes en dehors desquelles 99% des données sont comprises pour les paramètres suivants :

- Conductivité,
- Phosphore total,
- Demande biologique en oxygène à 5 jours (DBO5)
- Nitrate, nitrite
- Ammonium
- Oxygène dissous

Pour ce qui est des données de pH, nous avons filtré les valeurs comprises dans l'intervalle strictement inférieur à 0.01% et celui strictement supérieur à 99% de l'ensemble des valeurs.

c) Constitution de la table synthétique finale

L'utilisation d'une boucle logique permet ensuite d'associer les paramètres relatifs aux sites de prélèvement des diatomées et des listes floristiques, avec les données physico-chimiques et cela sur plusieurs années consécutives. Nous obtenons un tableau de résultats synthétique (« results ») qui servira de base pour l'exploitation des données et au traitement statistique.

B. Modification des profils écologiques

Comme évoqué précédemment cette étude est basée sur l'analyse d'une base de données multi-paramètres déjà existante. L'utilisation du logiciel R et de la programmation associée sont au centre de la méthodologie.

1. Scénarios de révisions

A l'aide de la liste d'espèces enclines à effectuer du Mass Effect, nous avons décidé d'articuler l'élaboration de deux catégories de scénarios

a) Application d'un profil plat

Premièrement, nous avons attribué une même valeur de probabilité de présence sur les 7 classes d'eau entrant dans la composition de l'IBD.

b) Délétion des taxons Mass effect

Dans un premier temps, nous avons calculé l'IBD en supprimant un à un les taxons issus de notre liste révisée. Le deuxième scénario consiste simplement en la délétion des espèces « Mass Effect » que nous avons sélectionné préalablement

2. Script de calcul de l'Indice Biologique Diatomées

a) A propos du script

Un algorithme de calcul sous forme de script R a été élaboré par Julie Gueguen et mis à jour par Marie Wach, ingénieure en bio statistique à l'IRSTEA de Bordeaux et permet d'effectuer le calcul de la version I.B.D. de 2007 à partir d'un inventaire floristique ou une matrice d'espèces. Un script additionnel nommé « IBD_computation », contient les fonctions nécessaires au calcul de l'I.B.D. Ensuite il convient de charger le fichier contenant la table de transcodification. Celui permet de transformer les données des bases sources pour les rendre compatibles avec les données de la base cible. Après avoir effectué le chargement de la table des sites de références, en lien avec les opecont (références des sites) de Pandore, il convient de choisir la méthode de calcul (selon la version de l'IBD de « 2007 » ou « 2015 »). On obtient ainsi l'écriture de la table IBD-EQR finale.

b) Variables en sortie de calcul

Le fichier sortie est au format CSV et présente plusieurs variables :

- « sample » : correspond au site de prélèvement diatomique
- « IBD_20 » : note sur 20 obtenu sur la station
- « abTot » : abondance totale des individus sur la station
- « regionDiat » : région diatomée, allant de 1 à 5
- « code_her1 » : code correspondant au numéro de l'hydro écorégion associée à la station (allant de 1 à 22).
- « Nom » : Libellé de l'hydro écorégion
- « SurfaceKm2 » : Surface de l'hydro écorégion de la station concernée
- « reference » : note de référence de l'HER
- « minimum » : note minimum sur l'HER désignée
- « noteEQRregion » : note obtenu suite au calcul de l'EQR (allant de 0 à 1)
- « intervalleEQR » : intervalle à laquelle appartient la note EQR
- « classeEtat » : correspond à la classe d'état écologique de la station, dépend de l'intervalle dans laquelle est comprise la note EQR.

c) Utilisation de le cadre de l'étude

Ce script initial a été modifié afin de pouvoir élaborer nos tests de modèles ainsi que de pouvoir comparer les différents impacts de la modification des espèces sur les notes EQR et IBD. Nous avons donc effectué dans un premier temps, un calcul de l'IBD classique multi année (entre 2007 et 2013) sous le script R. Ensuite, nous avons réalisé un autre calcul de l'IBD en omettant cette fois ci les espèces que nous avons sélectionné (via le deuxième scénario de révision de l'IBD). Les deux tables de résultats IBD « normal » et « modifié » seront donc les points de départ de notre analyse statistique.

C. Traitement statistique des données

a) Réalisation de l'ACP

Nous avons effectué une Analyse de Composante Principale (A.C.P.) sur la table « results » contenant les paramètres physico chimiques et les sites de prélèvement des diatomées afin de déterminer quels étaient les paramètres expliquant la répartition des sites. Dans un premier temps, nous avons extrait les coordonnées de l'axe 1 et 2 séparément consignés dans deux tableaux séparés (tableau de coordonnées de l'axe 1 et tableau de coordonnées de l'axe 2). Aux deux séries de coordonnées sont associés les références des sites prélevés, les « cd_opecont ».

On aboutit à la création de 3 modèles de régression linéaire :

- Un modèle expliqué par l'axe 1
- Un modèle expliqué par l'axe 2
- Un modèle selon les deux axes dît axe « composite »

b) Création des modèles

La création des modèles a nécessité l'emploi de la fonction « Power Transform » grâce aux package « Car » et « Mass ». Elle utilise le principe de ressemblance de Box et Cox (1964) pour sélectionner une transformation d'une réponse multi ou univariée pour de la normalité, linéarité et/ou une variance constante. Nous avons utilisé une estimation de ressemblance Box Cox (Box & Cox, 1964) pour décider de la meilleure « power-transformation » permettant d'approximer la normalité. Une fois ces modèles créés il convient de savoir quel est le mieux adapté afin d'aboutir un I.B.D plus précis. Après avoir choisi l'axe le plus pertinent pour expliquer la répartition des sites selon les paramètres physico chimiques. Nous avons décidé d'articuler le scénario de révisions vis-à-vis de la déléation de certaines espèces « Mass Effect » de la liste taxonomique. C'est-à-dire qu'un taxon donné et ses valeurs de valence écologiques, abondance, probabilités de présence associées ne sont plus prise en compte dans le script de calcul de l'IBD. Nous avons voulu savoir si la déléation de toutes les espèces « Mass Effect » issues de la sélection préliminaire était plus pertinente d'un point de vue statistique que la déléation de chaque taxon un à un.

c) Test des modèles

Afin de pouvoir déterminer lequel de nos modèles permet d'expliquer les différents axes de l'A.C.P nous avons employé l'AIC : Critère d'Information d'Akaike. Il permet de mesurer la qualité d'un modèle statistique établi. Lorsque l'on estime un modèle statistique, il est possible d'augmenter la vraisemblance du modèle en ajoutant un paramètre. Le critère d'information d'Akaike à l'instar du critère d'information bayésien, permet de pénaliser les modèles en fonction du nombre de paramètres afin de satisfaire le critère de parcimonie. On choisit alors le modèle avec le critère d'information d'Akaike le plus faible. Si l'on considère un ensemble de modèles candidats, le modèle choisi est celui qui aura la plus faible valeur d'AIC. Ce critère repose donc sur un compromis entre la qualité de l'ajustement et la complexité du modèle, en pénalisant les modèles ayant un grand nombre de paramètres, ce qui limite les effets de sur-ajustement (augmenter le nombre de paramètre améliore nécessairement la qualité de l'ajustement). L'AIC est basé sur la théorie de l'information c'est-à-dire qu'il propose une estimation de la perte d'information lorsqu'on utilise le modèle considéré pour représenter le processus qui génère les données. L'AIC ne fournit pas un test de modèle dans le sens d'une hypothèse nulle, c'est-à-dire que ce test ne dit rien de la qualité absolue du modèle. Il ne rendrait ainsi pas compte du fait que tous les modèles candidats ne produisent pas de bons ajustements. Supposons disposer d'un ensemble de modèles-candidats, dont on calcule les valeurs d'AIC associées. Il y aura toujours une perte d'information, du fait qu'on utilise un modèle pour représenter le processus générant les données réelles, et nous cherchons donc à sélectionner le modèle qui minimise cette perte d'information (ou plus exactement son estimation par l'AIC). Nous avons donc utilisé la fonction stepAIC (AIC par étapes) qui permet de choisir le modèle le plus parcimonieux. La procédure a été appliquée sur les trois modèles créés précédemment (modèle expliqué par l'axe 1, l'axe 2 et l'axe composite) en fonction des coordonnées de l'axe 1 + axe 2. La procédure a été effectuée en sens inverse (« backward ») c'est-à-dire que l'on part du modèle avec toutes les variables nécessaires, en retirant à chaque étape une seule variable jusqu'à ce que la comparaison des modèles indique qu'il est préférable de ne plus retirer de variable. L'opération consiste donc à partir du modèle complet, de retirer une variable et de voir quel retrait entraîne la plus forte baisse de l'AIC. Si le retrait d'une variable ne se solde pas par une diminution de l'AIC, on s'arrête. Sinon, on recommence le processus de retrait.

d) Application du modèle

Une fois le modèle choisi selon le principe de parcimonie grâce au critère d'information d'Akaike, il convient de modifier les espèces dans la liste taxonomique intégrée au script de calcul de l'IBD. Le script établira ensuite une nouvelle liste de résultat prenant en compte les modifications opérées sur les taxons.

III. Résultats

Dans cette section nous détaillerons dans un premier temps les résultats obtenus dans les étapes préliminaire afin d'élaborer et choisir un modèle permettant d'aboutir à un nouvel indice diatomique. Dans un second temps, nous exposerons les conséquences sur les paramètres courant utilisés dans la bio-indication diatomique suite à l'application de l'IBD modifié à l'échelle nationale, des régions diatomées et des hydro-écorégions.

A. Résultats de l'A.C.P. effectué sur le tableau « results »

Suite à l'élaboration de notre table synthétique contenant les coordonnées de l'ensemble des sites ainsi que les paramètres physico-chimique, nous avons effectué une analyse en composante principale (A.C.P.)

1. Scores sur les axes

| | Axe 1 (%) | Axe 2 (%) | Axe 3 (%) |
|-----------------|-----------|-----------|-----------|
| Conductivité | 7.388 | 31.59675 | 0.5932 |
| DBO5 | 6.501 | 7.12539 | 32.9515 |
| NH4 | 10.722 | 3.46436 | 17.6305 |
| NO2 | 23.929 | 0.05702 | 1.5443 |
| NO3 | 3.805 | 23.75254 | 7.6290 |
| Orthophosphates | 22.627 | 1.32827 | 35.6713 |
| Ptot | 24.852 | 3.88653 | 11.9691 |
| pH | 0.177 | 28.78916 | 2.0111 |

Tableau 3 : Pourcentages des contributions absolues des colonnes

Permet de choisir

2. Scatter plot

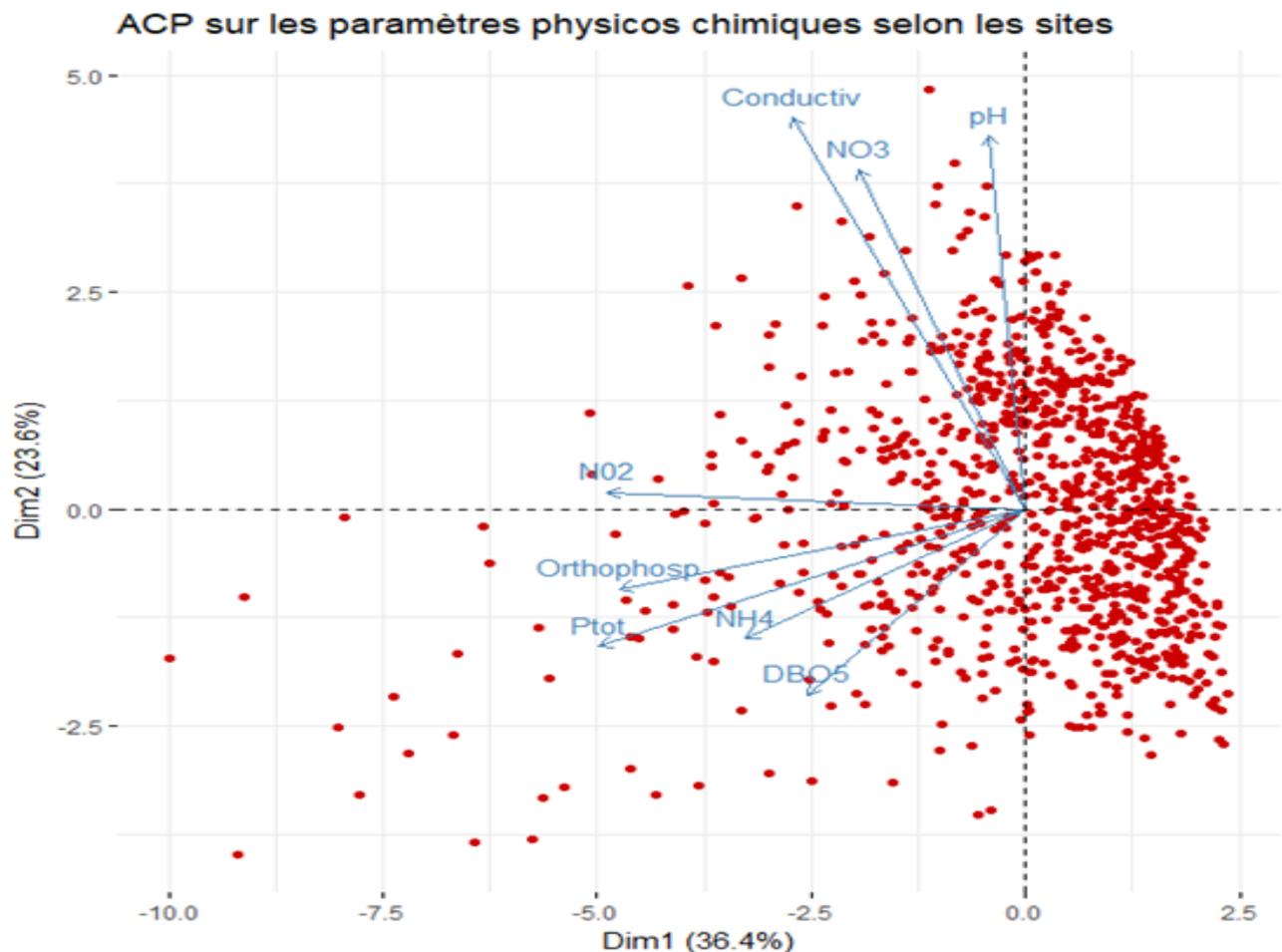


Figure 22 : Scatter plot de l'ACP

B. Résultats issues de la stepAIC effectué sur les modèles IBD

Après avoir déterminé l'axe de notre A.C.P. permettant d'expliquer de manière pertinente la répartition de nos sites

| Modèle testé | Degré de liberté | Score AIC |
|--|------------------|----------------|
| IBD avec délétions de tous les taxons sélectionnés | 1 | -995.92 |
| IBD sans APED | 1 | -979.76 |
| IBD sans RABB | 1 | -963.59 |
| IBD sans NPAE | 1 | -963.53 |
| IBD sans NFON | 1 | -960.82 |
| IBD sans GPAR | 1 | -960.16 |
| IBD sans GPRI | 1 | -960.15 |
| IBD sans NANT | 1 | -959.95 |
| IBD sans GPUM | 1 | -959.88 |
| IBD sans NSOC | 1 | -959.74 |
| IBD sans MVAR | 1 | -959.73 |
| Modèle nul | | -711.09 |

Tableau 4 : Résultats de la stepAIC sur les modèles IBD élaborés

Les résultats de l'AIC progressive montrent que le modèle impliquant une délétion de la totalité des espèces enclines au Mass Effect est celui satisfaisant au principe de parcimonie puisqu'il possède le plus petit score parmi l'ensemble des modèles élaborés. Ce sera donc d'après ce modèle que le nouvel IBD sera calculé.

C. Résultats de l'application de l'IBD modifié

Suite à la sélection de notre modèle grâce à l'application de l'AIC préconisant la délétion des espèces enclines au Mass Effect, nous avons calculé un nouvel indice biologique diatomées à l'échelle nationale. A l'aide des résultats du modèle classique de l'IBD obtenus grâce au script de calcul obtenus précédemment nous avons pu effectuer une série de comparaisons selon plusieurs échelles et plusieurs paramètres afin de mettre en avant les conséquences de l'application d'un nouvel IBD sur le territoire métropolitain français.

1. Comparaison des notes et classes écologique à l'échelle nationale

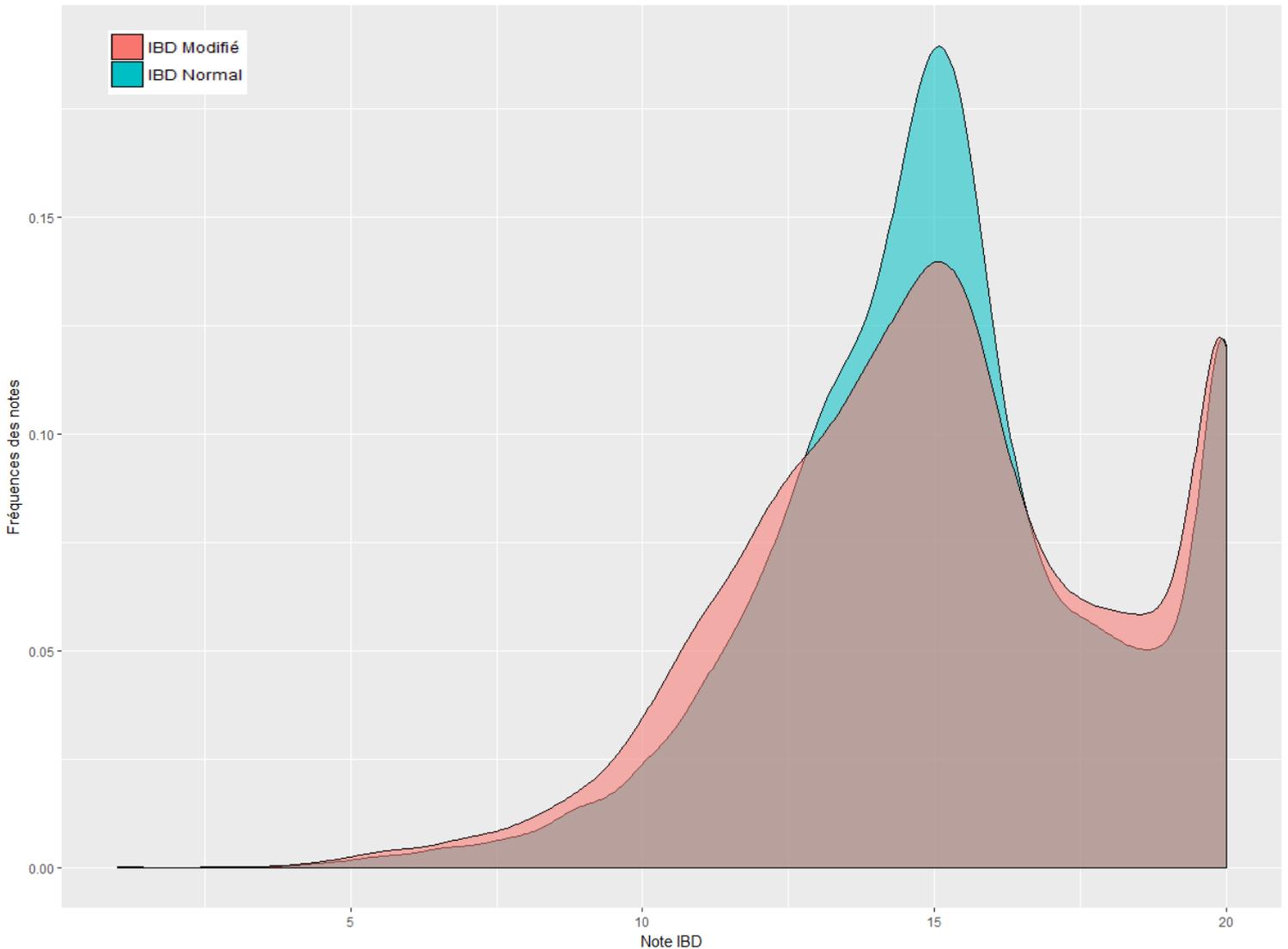


Figure 23 : Fréquences des notes IBD selon le type de modèle appliqué

Dans un premier temps, nous avons effectué une comparaison entre les fréquences des notes retrouvées sur les sites avec l'IBD normal et le nouveau modèle d'IBD modifié. Nous avons pu constater une différence significative de distribution des fréquences ($p\text{-value} = 0.02676$). L'application du nouvel IBD entraîne une baisse de la moyenne des notes par rapport au modèle original (passant de 15,14 à 15,05). Toutefois les notes du 1^{er} quartile se révèlent plus basses (12.88 contre 13.36) et celle du troisième plus hautes (17.49 contre 16.95) comparé au modèle original. Nous remarquons également que les notes supérieures à 16/20 et celles inférieures à 12.5/20 voient leur fréquence augmenter pour les sites soumis à l'IBD modifié. Seules les notes appartenant à l'intervalle compris entre 12.5 et 16/20 de l'IBD normal ont une fréquence plus élevée que celles de l'IBD modifié.

2. Caractérisation des changements d'états écologiques des sites à l'échelle nationale

Afin d'obtenir une vision globale des répercussions du nouveau modèle IBD, et de pouvoir répondre aux attentes des gestionnaires, nous avons d'une part caractérisé les variations des fréquences des sites appartenant à une classe écologique donnée mais également mis en avant les changements d'état écologiques ayant lieu sur un site donnée suite à l'application du modèle modifié.

a) Fréquences des états écologiques selon les versions de l'IBD

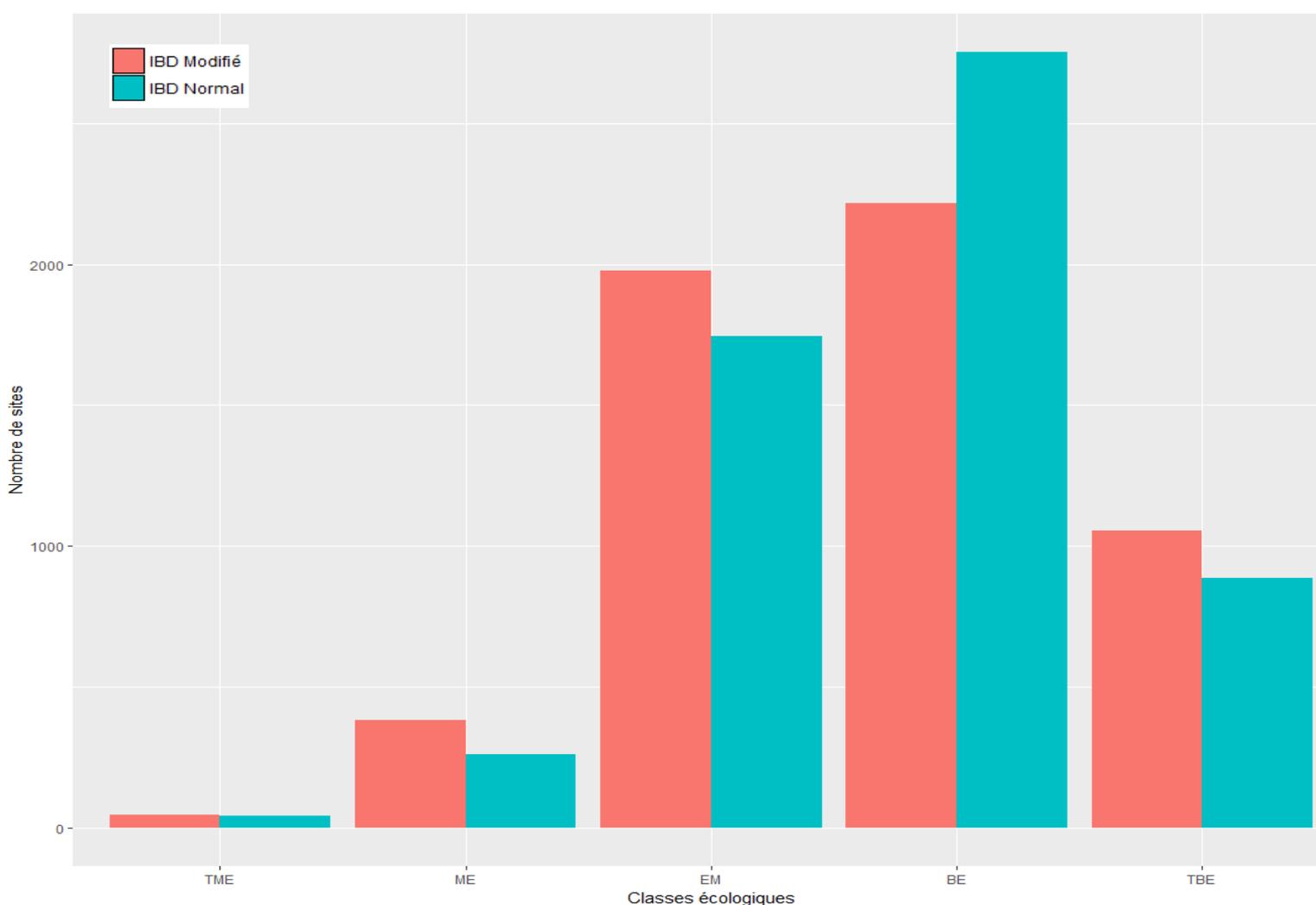


Figure 24 : Fréquences des sites selon leur état écologique et le type de modèle IBD appliqué

Nous avons également caractérisé le nombre de sites d'une classe écologique donnée selon le modèle auxquels ils étaient soumis (IBD normal ou modifié). Cela a permis de mettre en avant plusieurs tendances. En effet, pour ce qui est du premier extremum écologiques (classe TME) on constate une faible variabilité dans le nombre de sites présent en modifié ou normal : 89 sites sous l'IBD normal contre 109 en modifié. Ensuite, on constate une tendance selon laquelle les fréquences des sites pour les classes ME, EM et TME sont systématiquement supérieures sous le modèle modifié. Toutefois concernant la classe BE, les sites sous le modèle IBD initial sont plus nombreux (2571 sites contre 2232).

3. Caractérisation des changements d'états écologiques des sites à l'échelle nationale

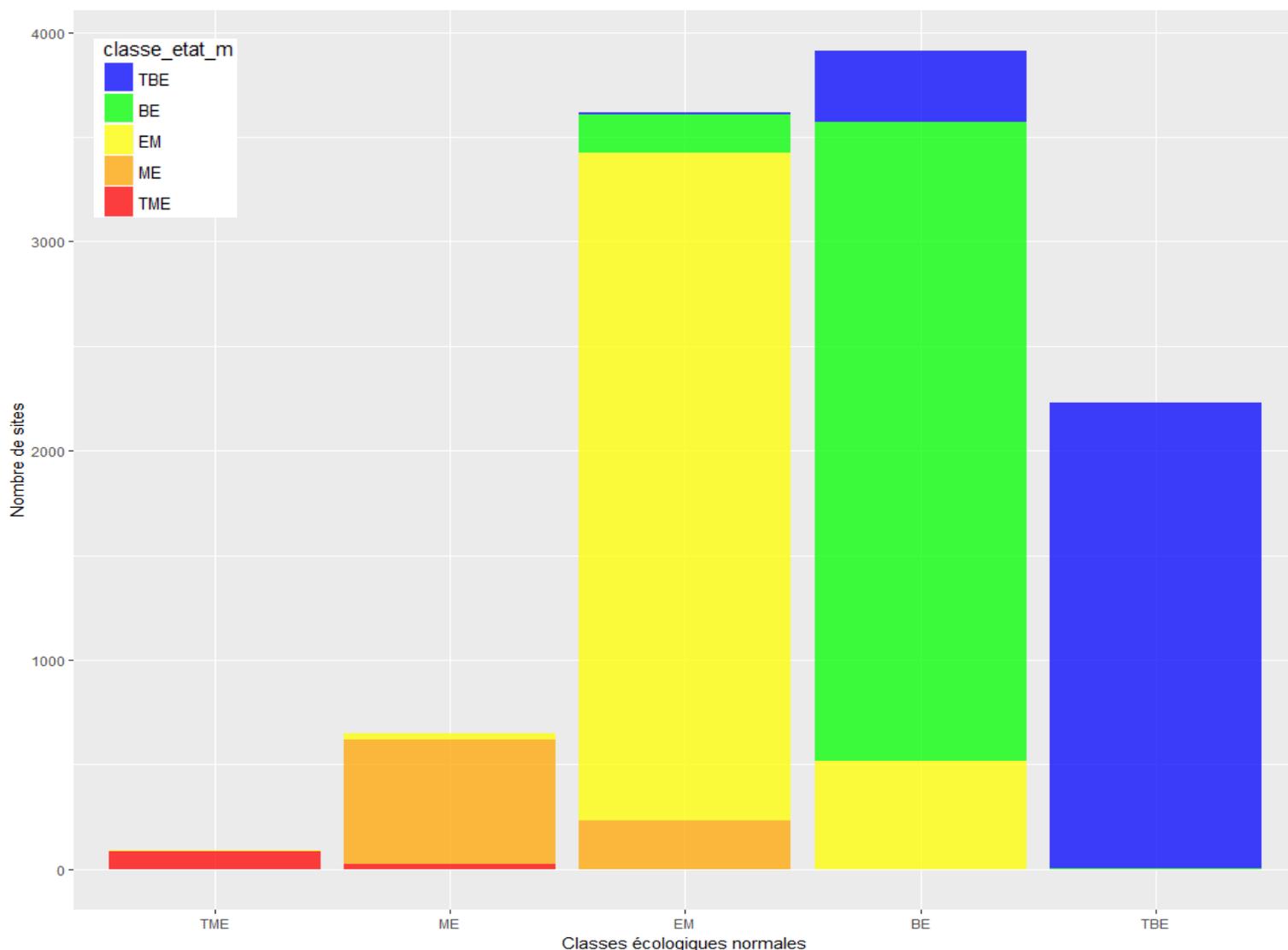


Figure 25 : Changements des états écologiques selon le modèle IBD

Après avoir mis en évidence la variabilité des notes IBD ainsi que les fréquences des sites selon leur état écologiques, nous avons décidé d'affiner la caractérisation des impacts d'un nouvel IBD en modélisant les changements d'état écologiques des sites d'un modèle à l'autre à l'échelle nationale dans un premier temps (toutes régions diatomées confondues). Pour commencer avec les classes extrêmes, on observe que la classe TME est peu soumise à des variations d'états écologiques car seulement 6,7% des sites changent d'état au cours de l'application du nouvel IBD. De même pour la classe TBE cela est encore plus marqué car seulement 0,2 % des sites subissent un déclassement avec le nouveau modèle. Cette faible variabilité dans le changement d'état des masses d'eau des sites se retrouve également pour la classe ME où moins de 10% des sites voient leur état altéré. Si l'on se focalise sur les états intermédiaires comme la classe EM, le pourcentage de changement d'états augmente légèrement (12 %). On constate que le nombre de déclassement est quasi équivalent à celui de surclassement (6 % contre 7%). Ce fractionnement continue pour atteindre son maximum pour la classe BE où 22% des sites sont déclassés ou surclassés via l'application du modèle modifié. Les classes EM et BE sont marquées par un nombre de déclassement supérieurs au nombre de surclassement. La classe ME est la seule avec une tendance inverse où le nombre

de sites surclassés (32) et supérieur à celui déclassés en TME (25). Pour finir la dernière classe TBE est caractérisée par une proportion quasi-nulle de changement d'état (0,3%) de ces sites quand ils sont soumis à un nouveau modèle.

4. Caractérisation des régions diatomées

Une fois la modélisation des fréquences des états écologiques et des changements écologiques des masses d'eau à l'échelle nationale effectuée, nous avons décidé d'affiner l'échelle d'étude au niveau des régions diatomées. Chaque aire est découpée selon un substrat et un contexte environnemental propre, conférant à chaque région diatomée des notes de minimales, de référence, mais également des classes d'intervalles différents. Cela a pour conséquence de faire varier la taille des classes écologiques selon les régions dans lesquels les sites se trouvent. Nous avons tenu de plus à comparer pour chaque site présent sur une région donnée sa note obtenue sous l'IBD normal et celle sous l'IBD modifié avec une représentation graphique des 5 classes d'états écologiques. Nous avons constitué des fiches synthétiques reprenant les modélisations réalisées à l'échelle nationale mais au niveau régional.

a) Fréquences des sites selon leur état écologique et le modèle IBD

Nous avons effectué une comparaison entre les résultats obtenus concernant les fréquences des sites selon leur état écologique avec le nouvel IBD et l'ancien. Nous avons pu analyser les tendances selon les régions diatomées. La tendance générale inhérente aux 5 régions et que la fréquence des sites de la classe TME reste quasi-équivalent quel que soit le modèle. Pour les classes ME, EM et TBE, les fréquences du modèle modifié excèdent toujours celle du modèle normal. En ce qui concerne la classe BE elle se distingue par une fréquence toujours supérieure quand l'IBD original est appliqué

b) Caractérisation des changements d'état écologique selon le modèle IBD

L'application du nouveau modèle IBD élaboré et la comparaison avec les résultats fourni par l'IBD d'origine nous a permis de mettre en lumière ce qu'il advenait des classes écologiques d'origine d'un site donné une fois soumis à l'IBD modifié. Nous avons donc pu analyser les comportements des changements de classes sur les 5 régions diatomées. De manière globale, les sites situés dans les extremums écologiques subissent peu de changement de classes, les classes intermédiaires présentent un partitionnement plus prononcé de leurs classes et de manière générale, les classes EM et BE sont celles présentant une plus grande variabilité dans le changement de statut écologique. (Cf annexe pour le détail).

5. Résultats de l'application du nouveau modèle IBD à l'échelle de deux hydro écorégions

A l'instar des régions diatomées nous avons effectué une analyse des changements de notes selon les modèles IBD appliqués. De plus, nous avons opté pour une modélisation des notes IBD (normales et modifiées) selon plusieurs classes d'ortho phosphates. Nous avons également décidé lors de notre étude d'effectuer des applications du nouveau modèle sur 2 HER distinctes.

a) Notes IBD et classes d'états écologiques

La première étant l'HER 9 dont le substrat dominant est composé de tables calcaires. C'est une vaste zone s'étendant sur une partie bassin Artois-Picardie, Seine Normandie et Loire Bretagne.

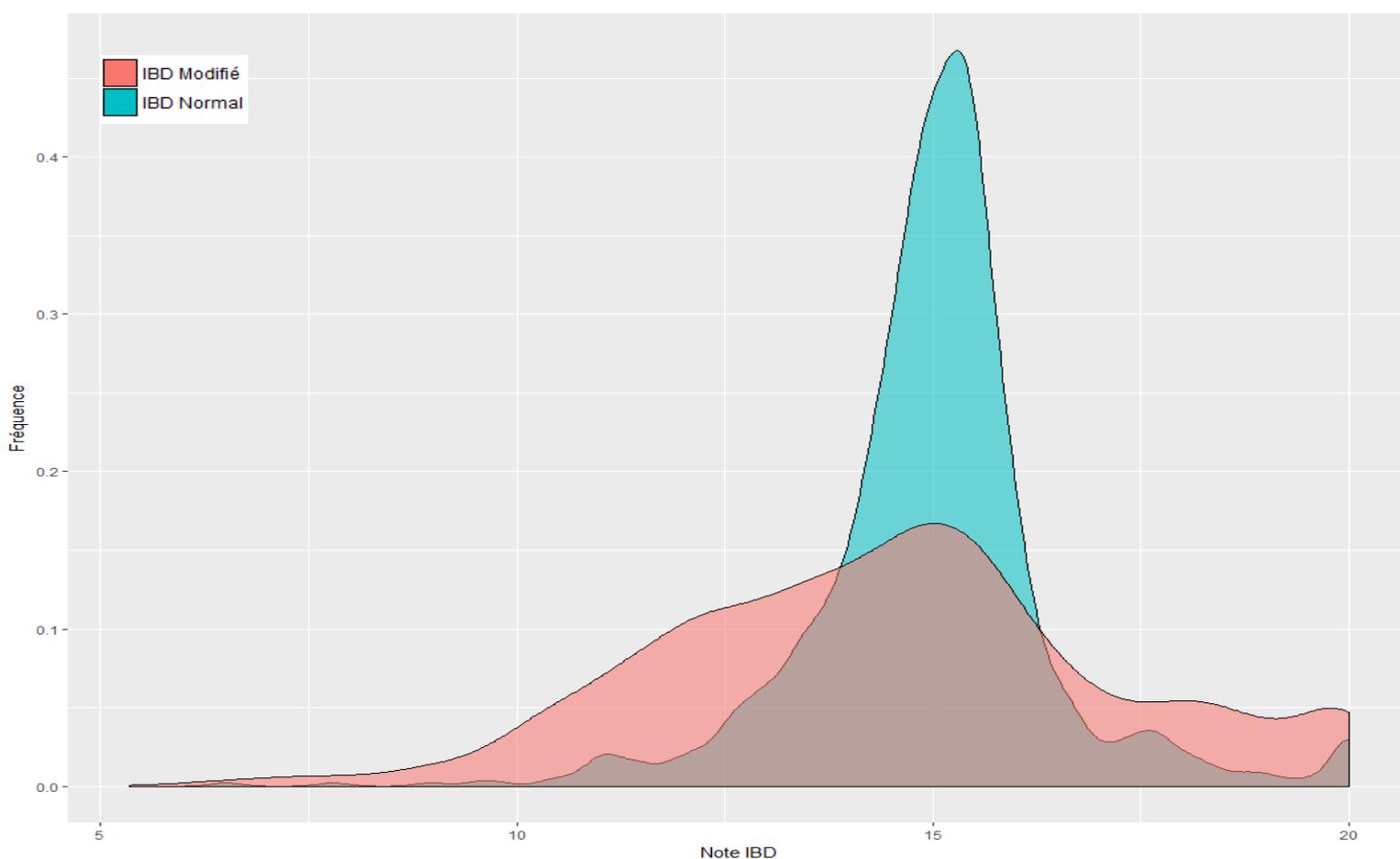


Figure 26 : Fréquences des notes IBD de l'HER 9 (IBD normal vs modifié)

La différence entre les fréquences des notes du modèle original et modifié se sont révélées significative (p -value =). Nous avons mis en avant une baisse de la moyenne de près d'un quart de point sur le modèle modifié ainsi qu'un recul de la médiane de 0.20 points. La distribution des notes entre le 1^{er} et le 3^{ème} quartile sont foncièrement plus faible sous le modèle modifié.

La deuxième région, l'HER 12 dont le substrat dominant est la table armoricaine, s'étend sur toute la partie ouest de la Bretagne, une partie de la Normandie en passant par la Loire Atlantique et la Vendée.

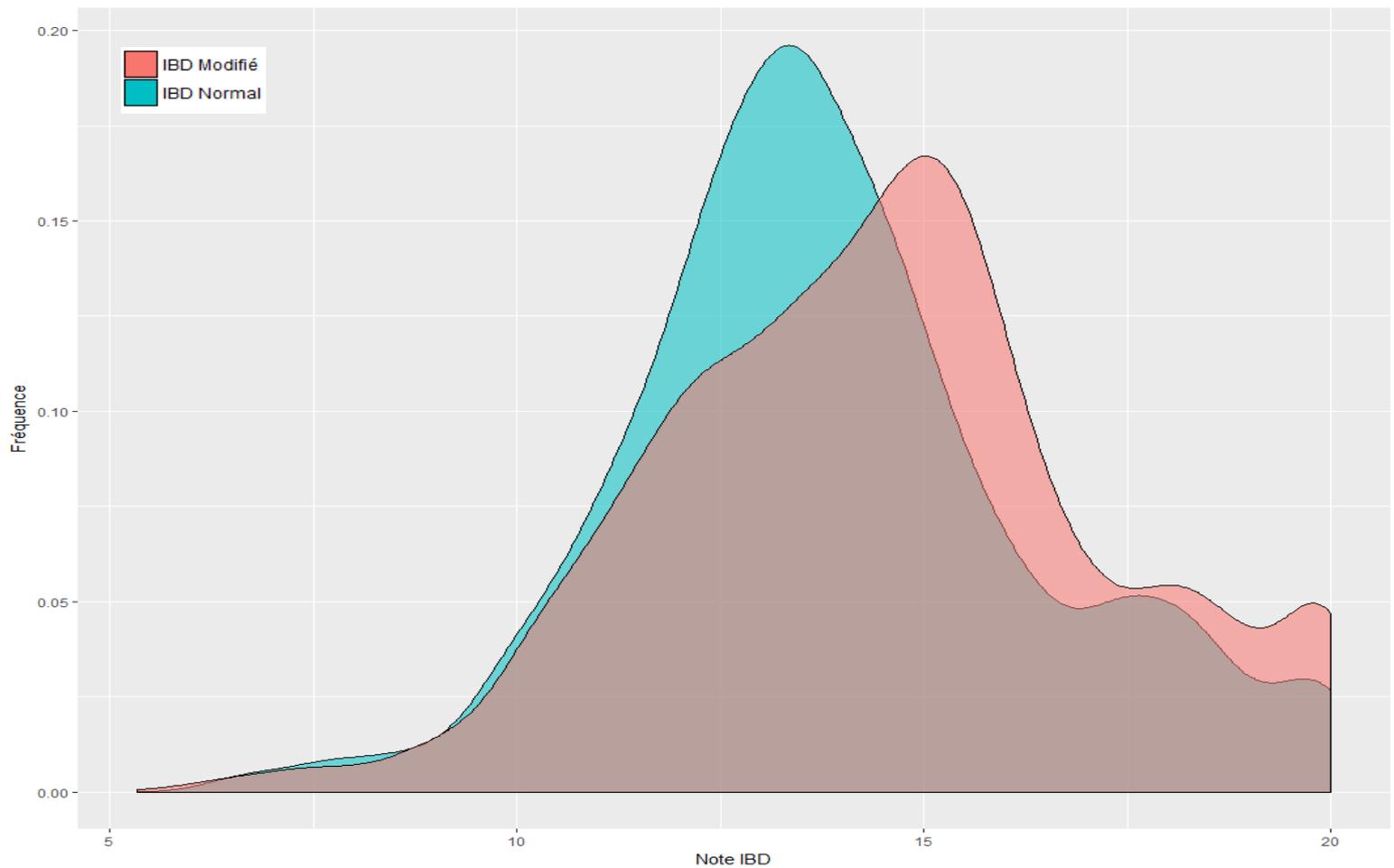


Figure 27 : Fréquences des notes IBD de l'HER 12 (IBD normal vs modifié)

La différence entre les fréquences des notes du modèle original et modifié se sont également révélées significative (p -value =). Nous pouvons constater une tendance similaire entre les fréquences des notes des deux modèles. Toutefois les pics de fréquences sont décalés, les fréquences les plus fortes sont atteintes aux alentours de 13/20 pour le modèle original, alors que celles-ci avoisinent les 15/20 dans le modèle modifié. La médiane est plus forte pour l'IBD normal (13,60) que pour l'IBD modifié (13,306).

b) Notes IBD et classes de concentrations en orthophosphates

Les ortho phosphates ont servi de paramètre privilégié car les diatomées utilisent ce phosphore minéral sous forme d'ortho phosphates soit en l'absorbant directement soit en dégradant divers phosphates organiques. Elles exploitent des enzymes appelées phosphatases alcaline et acide pour hydrolyser les phosphates organiques et libérer l'ortho phosphate minéral assimilable. Ils constituent donc un important facteur de structuration des communautés. A l'aide de l'analyse des quartiles des valeurs de concentrations en orthophosphate, nous avons décidé de représenter quatre classes de concentrations. Dans un premier temps, nous avons vérifié la normalité des données pour les deux modèles d'IBD ainsi que les deux HER à l'aide d'un test de Shapiro-Wilk. Ensuite nous avons réalisé des

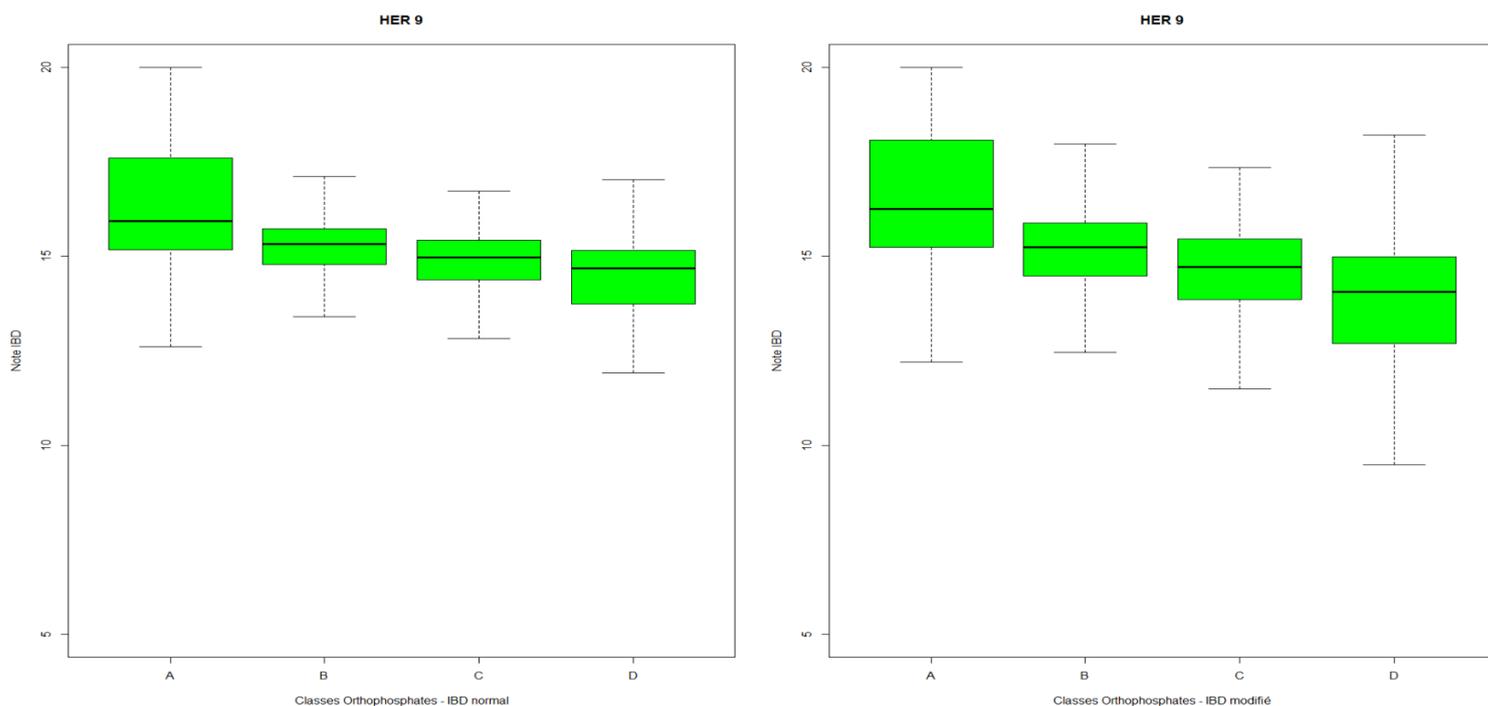


Figure 28 : Notes IBD selon les classes de concentrations en orthophosphates (HER 9)

analyses de variances (ANOVA) qui ont été soumises à un test de Tukey (HSD). Ce test de comparaisons multiples est utilisé en autres pour déterminer les différences significatives entre les moyennes de groupes dans une analyse de variance.

A l'aide de l'analyse des tableaux contenant les tests de Tukey (cf Annexe), nous pouvons observer que sur cette HER 9 et pour l'IBD modifié, les quatre classes de concentrations sont significativement différentes entre elles (A, B, C, D). Le même constat est fait pour l'IBD normal, dont les p-valeur sont même encore plus faibles que pour l'IBD modifié.

De la même manière l'analyse des p-valeurs données par le test de Tukey de l'IBD modifié sur cette HER montrent une différence significative pour toutes les classes entre elles excepté entre C et D. Les classes de l'IBD modifié sont néanmoins toutes différentes entre elles, même entre C et D (qui comporte toutefois une p-value plus élevée que les autres).

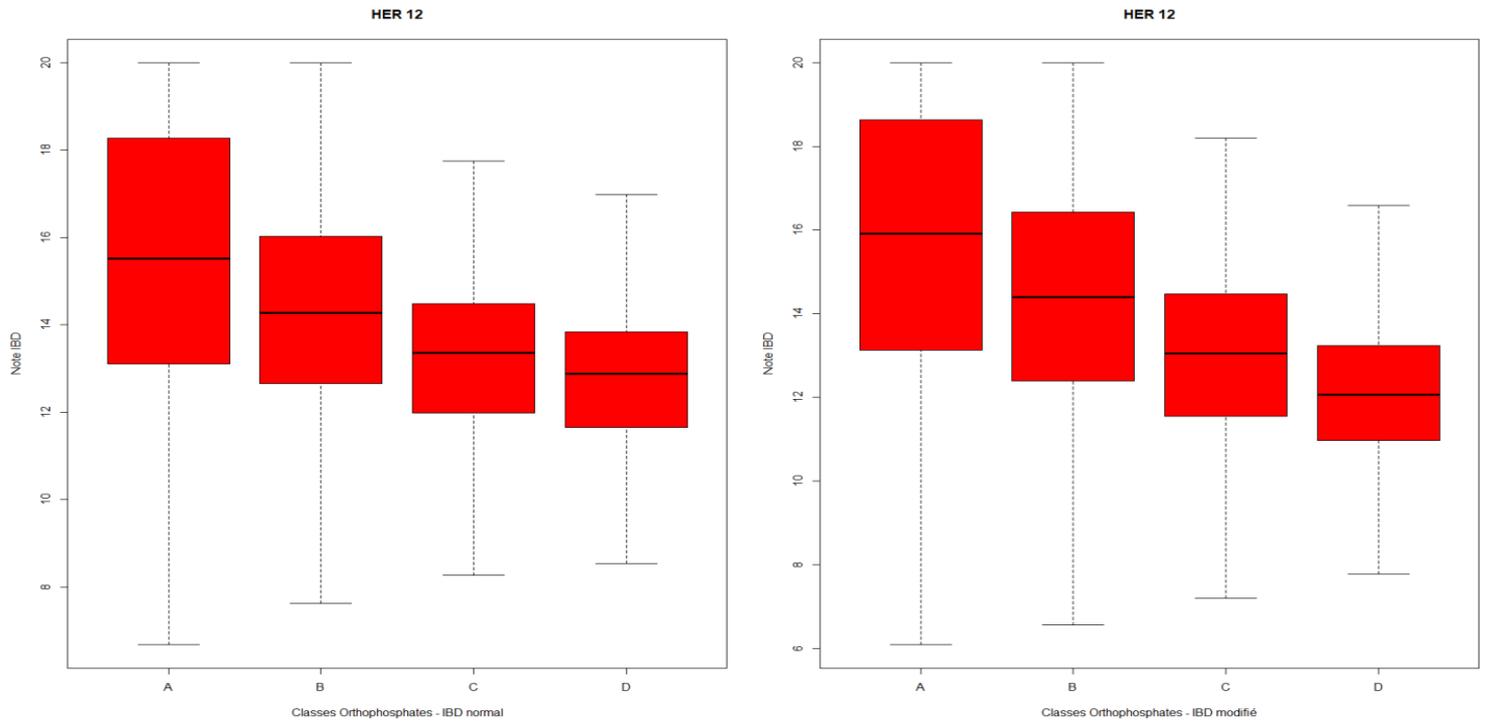


Figure 29 : Notes IBD selon les classes de concentrations en orthophosphates (HER 12)

D. Liste d'espèces finale

A l'issue de l'utilisation de la liste révisée des profils écologiques et de l'application des critères de sélection en fonction de la propension de chaque espèce à être soumise au phénomène de Mass Effect nous avons pu obtenir 12 taxons qui ont été enlevés de la liste des taxons inclus dans le calcul de la note IBD.

| Code OMNIDIA des espèces modifiées | Nom Complet | Indice de Polluo Sensibilité (IPS) |
|------------------------------------|--|------------------------------------|
| APED | <i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow | 4.0 - 1 |
| GPAR | <i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing | 2.0 - 1 |
| GTER | <i>Gomphonema tergestinum</i> (Grunow in Van Heurck) Fricke in Schmidt & al. | 4.0 - 3 |
| RABB | <i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C.Agardh) Lange-Bertalot | 4.0 - 1 |
| AINA | <i>Amphora inariensis</i> Krammer | 5.0 - 1 |
| MVAR | <i>Melosira varians</i> Agardh | 4.0 - 1 |
| NANT | <i>Navicula antonii</i> Lange- Bertalot | 4.0 - 1 |
| NFON | <i>Nitzschia fonticola</i> Grunow in Cleve et Möller | 3.5 - 1 |
| NGRE | <i>Navicula gregaria</i> Donkin | 3.4 - 1 |
| NPAE | <i>Nitzschia paleacea</i> (Grunow) Grunow in Van Heurck | 2.5 - 1 |
| PTLA | <i>Planothidium lanceolatum</i> (Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot | 4.6 - 1 |
| GPUM | <i>Gomphonema pumilum</i> (Grunow) Reichardt et Lange- Bertalot | 4.5 - 1 |

Cette liste est composée d'espèces avec des écologies très variables et une taxonomie parfois complexe et encore débattue aujourd'hui par les spécialistes. Ces différents seront débattus ci-après dans la discussion.

IV. Discussion

A. Conséquences sur les notes IBD et les états écologiques

Suite à l'application de notre nouveau modèle afin d'améliorer la qualité de l'IBD en incluant le processus de Mass Effect, nous avons pu constater plusieurs impacts sur les notes IBD, les classes écologiques et ce à l'échelle des HER, des régions diatomées et au niveau du territoire métropolitain français dans son intégralité

1. A l'échelle nationale

a) *Distributions des notes*

Les résultats de la distribution des notes à l'échelle nationale nous montrent une tendance selon laquelle l'application de l'IBD modifié engendre une hausse des fréquences des notes allant de 15/20 ou plus par rapport à la distribution constatée dans l'IBD normal. Toutefois on peut également observer une tendance inverse pour les notes inférieures à 13/20 qui voient leur fréquence augmenter avec l'application de la nouvelle version par rapport à l'ancienne. Cette nouvelle version semble donc impacter les notes IBD aux extrêmes. C'est-à-dire que les notes initialement faibles seront tirées vers le bas et de même, les notes initialement élevées seront globalement améliorées sous le modèle modifié. En ce qui concerne les notes médianes (entre 12 et 16), elles possèdent des fréquences élevées dans le modèle de l'IBD original. L'application du nouveau modèle nous montre que les notes appartenant à cet intervalle sont considérablement réduites. Cette tendance est illustrée par la baisse du 1^{er} quartile et à la hausse du troisième par rapport à l'IBD original.

b) *Comparaison des classes écologiques selon les versions de l'IBD*

Nous avons pu constater que de manière générale, le nombre de site TME restait le même quel que soit le modèle. Cela signifie que le processus de Mass Effect affecte négativement mais dans une moindre mesure que peu ces sites TME qui sont en général dans des zones oligotrophes, peu biogènes et par conséquent peu favorables au développement de taxons enclins au Mass Effect. Influence négative car si il y'a le peu d'espèces ME va baisser l'IBD et que les fréquences des sites pour chaque classe écologique devenaient supérieures suite à l'application excepté pour la classe BE.

c) *Changements des états écologique*

Il était nécessaire de pouvoir appréhender et anticiper les changements d'états écologiques qui pourraient survenir lorsque que la nouvelle version de l'IBD était appliquée. On constate premièrement que les sites des deux extremums écologiques à savoir les classes TME (=Très Mauvais Etat) et TBE (=Très Bon Etat) ne subissent aucun déplacement pour la quasi-totalité et conservent leur classe écologique d'origine. Il en est de même pour les sites en état moyen (EM) qui ne subissent que peu de sur classement ou déclassement. Néanmoins en ce qui concerne les deux classes BE (=Bon Etat) et ME (=Mauvais Etat) celles-ci subissent un fractionnement plus prononcé des classes écologique suite à l'application du nouveau modèle. On a pu caractériser que de manière générale les sites appartenant à ces classes subissaient plus de déclassement que de sur classements.

2. A l'échelle des régions diatomées

La tendance à l'échelle nationale semble confirmer les résultats à l'échelle des 5 régions diatomées. Tout d'abord la région 1 des Landes possède un contexte particulier avec un faible nombre de sites dû à la configuration hydro morphologique particulière de la zone. Les cours d'eau sont de petites tailles, marqués par une faible vitesse de courant et une capacité d'autoépuration limitée. La région 2 correspondant à la Bretagne est historiquement caractérisée par une forte anthropisation à cause des rejets issus des activités agricoles et d'élevage. On peut constater un faible nombre de sites TBE, et beaucoup en état moyen. La région 3 correspond à sites avec des altitudes moyennes à élevées, qui subissent une anthropisation peu marquée. Elle est caractérisée par le fait que les sites soumis à l'IBD normal sont supérieurs en fréquences dans deux classes écologiques au lieu d'une seule (si l'on se réfère aux autres régions et à l'échelle nationale). La région 4 de par sa situation géographique (plaine, faible altitude, zones urbaine et agricole), est fortement anthropisée. C'est également celle qui comporte le plus grand nombre de site. La région 5 est typique des zones de hautes et moyennes montagnes. Les cours d'eau sont globalement oligotrophes et relativement peu soumis aux perturbations d'origine anthropique. Cela explique la proportion importante de site en TBE. On note que les déclassements sont rares sur cette zone. La nouvelle version de l'IBD permet de conforter cette région comme celle ayant la plus grande qualité écologique par rapport aux autres. On peut donc affirmer que la variabilité des réponses de chaque région à la nouvelle version de l'IBD est dû d'une part à la nature des substrats mais également à la pression anthropique historiquement exercée dans une région.

B. Hydro écorégions 9 et 12

Ces deux régions ont été sélectionnées car lors d'une évaluation du SDAGE 2010-2015, les experts avaient mis en avant le fait que les notes IBD étaient souvent dégradantes sur l'HER 12 (Tables armoricaines) malgré que les autres indices de bio-indications (IBMR, IBGN...) semblent affirmer un bon état écologique sur cette zone. A l'époque, les gestionnaires avaient donc décidé de ne pas prendre en compte le diagnostic de l'IBD sur certains sites. Toutefois cela est problématique étant donné que le diagnostic des masses d'eaux via les indices diatomique sont prescrit dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau. L'élaboration et l'application d'un nouvel. Espèces qui faussaient les résultats, notes moyennes un peu partout. Biais = ME processus purement spatiaux, comportement nouvel IBD. La réponse du nouvel IBD colle à la réalité du terrain

1. Notes et classes écologiques

Concernant les résultats obtenus sur l'HER 9 dans la distribution des notes IBD selon le modèle modifié ou normal, on constate que le nouveau modèle diminue la fréquence des notes entre 13 et 16 ayant des fréquences très élevées dans le modèle original. Le constat fait précédemment sur cette hydro-écorégion était que les notes IBD étaient trop élevées et non représentatives de l'état des masses d'eau. Le Mass Effect était le facteur principal entraînant le manque de réactivité de l'IBD. Suite à l'application du nouveau modèle (impliquant la déletion des espèces qui font du Mass Effect) on a observé une diminution significative des notes comprises dans l'intervalle 13-16/20. Pour l'HER 12, les conséquences de l'application du nouvel IBD sont avant tout un déplacement du pic de fréquence maximale d'environ 1 point vers le haut (passant d'une médiane d'environ 14 à 15/20). Le troisième quartile de cette HER12 est plus élevé sous l'influence du modèle modifié.

2. Orthophosphates ?

C. Ecologie et taxonomie des taxons modifiés

Les taxons que nous avons sélectionnés pour réviser l'I.B.D. présentent des particularités liées à leur écologie ainsi que dans leur systématique pouvant entraîner certains biais. En effet, certaines espèces peuvent être facilement confondables avec une ou plusieurs autres lors de leur identification alors que d'autres possèdent un statut sans équivoque possible. De plus les espèces modifiées possèdent des caractéristiques écologiques variables, avec différents degrés de saprobie, de pollution sensibilité ainsi que de tolérance aux paramètres physico-chimique de l'eau comme le pH et la conductivité.

APED : C'est un taxon typique des milieux oligo et mésosaprobe distribué sur un large gradient trophique. Elle est absente seulement des milieux pauvres en électrolytes ainsi que ceux avec un pH trop acide. Toutefois on ignore pourquoi elle est absente de ces milieux. Elle est confondable avec d'autres taxons tels qu'AINA et AMID

GPAP : C'est une espèce oligo-mésosaprobe typique des milieux aquatiques. Elle est légèrement nitrophile et possède un statut complexe selon

GTER : Espèce aimant particulièrement les zones de fort courant dans les rivières et les zones d'écoulement des lacs. Taxon non confondable

RABB : Taxon épiphyte comme tout comme Cladophora, non confondable

AINA : Taxon oligotrophe anthropiquement non troublé pouvant se trouver dans des milieux modérément impactés. Confondable avec des espèces comme AINA et AMID

MVAR : Espèce retrouvée dans des rivières avec une concentration modérée en électrolyte avec de plus hauts niveaux trophiques. Largement altérée dans le benthos ou dans les rivières de petites ou grandes tailles, également dans les sources avec un fort écoulement. Non confondable

NANT : C'est un taxon abondant dans les rivières et les lacs eutrophes et polytrophes. Capable de tolérer plusieurs degrés de saprobie jusqu'à un niveau mésosaprobique. Confondable avec NMEN

NFON : Espèce fréquente dans les milieux avec une concentration basse à moyenne en électrolyte. Se retrouve dans les habitats aquatiques oligo/mésosaprobique. Ce sont de bonnes espèces bio indicatrices sensibles vis-à-vis de forte pollution saprobiques. C'est un taxon confondable avec NYCO, NTRO, NZMA

NGRE : Vaste amplitude écologique, très tolérante à la pollution jusqu'à un niveau mésosaprobique. Retrouvé également dans les courants oligosaprobe avec des bassins de drainage siliceux. Non confondable

NPAE : Se retrouve dans les milieux eutrophes à polytrophes avec des concentrations moyenne à hautes en électrolytes. Dans les milieux benthiques ou planctoniques associées à la zone mésosaprobique. Toutefois ils ne tolèrent pas les conditions polysaprobe. Confondable avec NIAR et NIGF

PTLA : Large amplitude écologique allant des habitats alcalins ou neutre, avec une faible ou forte conductivité, polytrophes ou oligotrophes jusqu'à des conditions mésosaprobe. Néanmoins ce taxon est absent des milieux acides. Non confondable

GPUM : Taxon retrouvé dans milieux aquatiques riches en carbonate de calcium. Gamme allant des habitats oligosaprobe/mésosaprobe. Statut complexe

V. Conclusion

Premièrement, l'élaboration de la liste taxonomique prenant en compte le processus spatial de Mass Effect en amont a été le point de départ de cette étude visant à inclure ces phénomènes dans le calcul d'indices de bio-indication diatomique. En effet, le premier point de notre étude était de savoir à partir de la liste d'espèces ayant vu leur profil écologique révisé quels étaient les taxons les plus susceptibles d'influencer l'assemblage des communautés diatomiques via le Mass Effect. En effet grâce à la sélection des espèces selon les paramètres climatiques, topographiques mais surtout grâce à leur part de déterminisme spatial et environnemental nous avons pu sortir une liste de taxons à modifier pour élaborer un modèle pour une nouvelle version de l'IBD. L'application de l'AIC parmi plusieurs modèles élaborés a donc permis de préconiser la déletion de 12 espèces afin de créer une nouvelle version de l'IBD. Le nouveau modèle omettant les espèces enclines au Mass Effect a donc été appliqué à plusieurs échelles :

- Au niveau national (métropolitain)
- Au niveau de 5 régions diatomées
- A l'échelle de deux hydro écorégions.

L'objectif était de comparer les modifications engendrées par cet indice révisé vis-à-vis de l'indice original. Nous avons décidé de sélectionner plusieurs paramètres permettant de mettre en valeur ces altérations selon le modèle à savoir :

- Les fréquences des notes IBD sur 20
- La distribution des sites selon leur état écologique
- Les changements d'état écologique s'opérant selon le modèle IBD
- En fonction des classes de concentrations d'orthophosphates

De manière globale, nous avons pu constater que l'application de ce nouvel IBD engendrait plusieurs conséquences notables par rapport à la version d'origine :

- Baisse des fréquences de notes IBD « extrêmes ». Les notes IBD sont, sous l'IBD modifié, réparties de manière plus équilibré le long du gradient sur 20.
- Augmentation du nombre de notes inférieures à 13/20. Cela se traduit par une baisse du 1^{er} quartile, augmentant les fréquences des notes des classes en état moyen et mauvais état principalement.
- Augmentation de la fréquence des notes supérieures à 15/20. Contrairement au point évoqué ci-dessus, ici, les notes supérieures à 15/20 sont plus nombreuses par rapport au modèle initiale. Cela impacte positivement les occurrences des sites dans les classes « bon état » et « très bon état »
- Les sites appartenant aux deux classes « extrêmes » ne subissaient que très peu de changements d'états. Toutefois les sites en moyen et mauvais états se sont révélés plus enclin à être surclassés ou déclassés. Le nombre de sites en très mauvais état reste le même quel que soit le modèle appliqué est un point positif pour les gestionnaires et les décisionnaires.

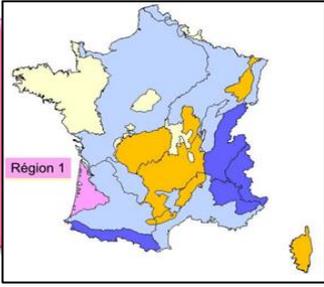
Lors de cette étude, nous avons donc pu répondre à la plupart de nos objectifs formulés auparavant. En effet, le premier point était d'aboutir à une liste d'espèces enclines au Mass Effect capables d'influencer significativement les résultats de l'IBD. L'exploitation de la liste rendant compte de la proportion de structuration spatiale de chaque taxon (réalisée dans le cadre de la thèse de Thibault Leboucher) nous a permis de garder une dizaine d'espèces à modifier dans la liste taxonomique intégrée au calcul de l'IBD. Consécutivement à cela, nous avons réussi à trouver un modèle permettant de rectifier au mieux le biais qu'engendrait le Mass Effect sur le calcul de l'indice. Ce modèle est caractérisé par une déletion des espèces « Mass effect » sélectionnées préalablement. L'application de ce modèle à l'échelle nationale et régionale nous a permis de répondre à quelques interrogations comme la présence de notes anormalement hautes ou basses dans certaines zones (notamment sur l'HER 9 et 12).

Cette étude s'inscrit dans la continuité des travaux initiés dans les années 2000 sur la structuration spatiale des diatomées et propose une application concrète dans le domaine de la bio-indication. Bien que l'influence et les modalités du Mass Effect sur les communautés diatomiques ont été caractérisées, l'intégration de ce phénomène à l'échelle d'un indice n'avait jamais été testé jusque alors. Au vue des exigences imposées dans le cadre la DCE concernant l'évaluation écologique des masses via les indices diatomiques, une poursuite dans l'amélioration des modèles semble pertinente. En effet les modèles prenant en compte les processus d'assemblage spatiaux vont gagner en précision au fur et à mesure des améliorations opérées sur les outils statistiques (tels que les PCNM, AEM, MEM...).

L'objectif final étant de tendre de manière exponentielle vers un indice biologique diatomées rendant compte de l'ensemble des paramètres (environnementaux et spatiaux) permettant d'expliquer la présence ou non d'une espèce dans une aire géographique précise.

Bibliographie

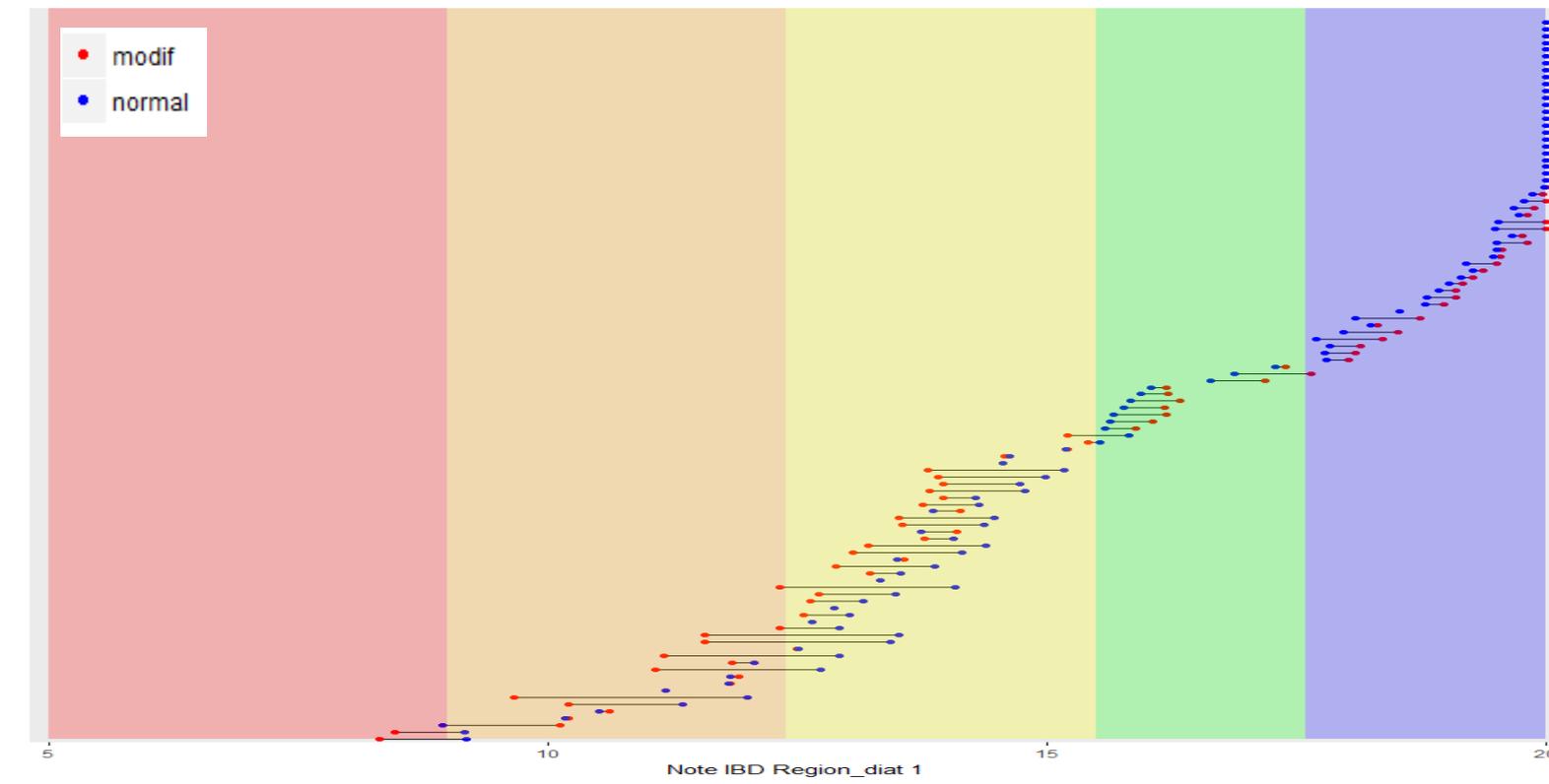
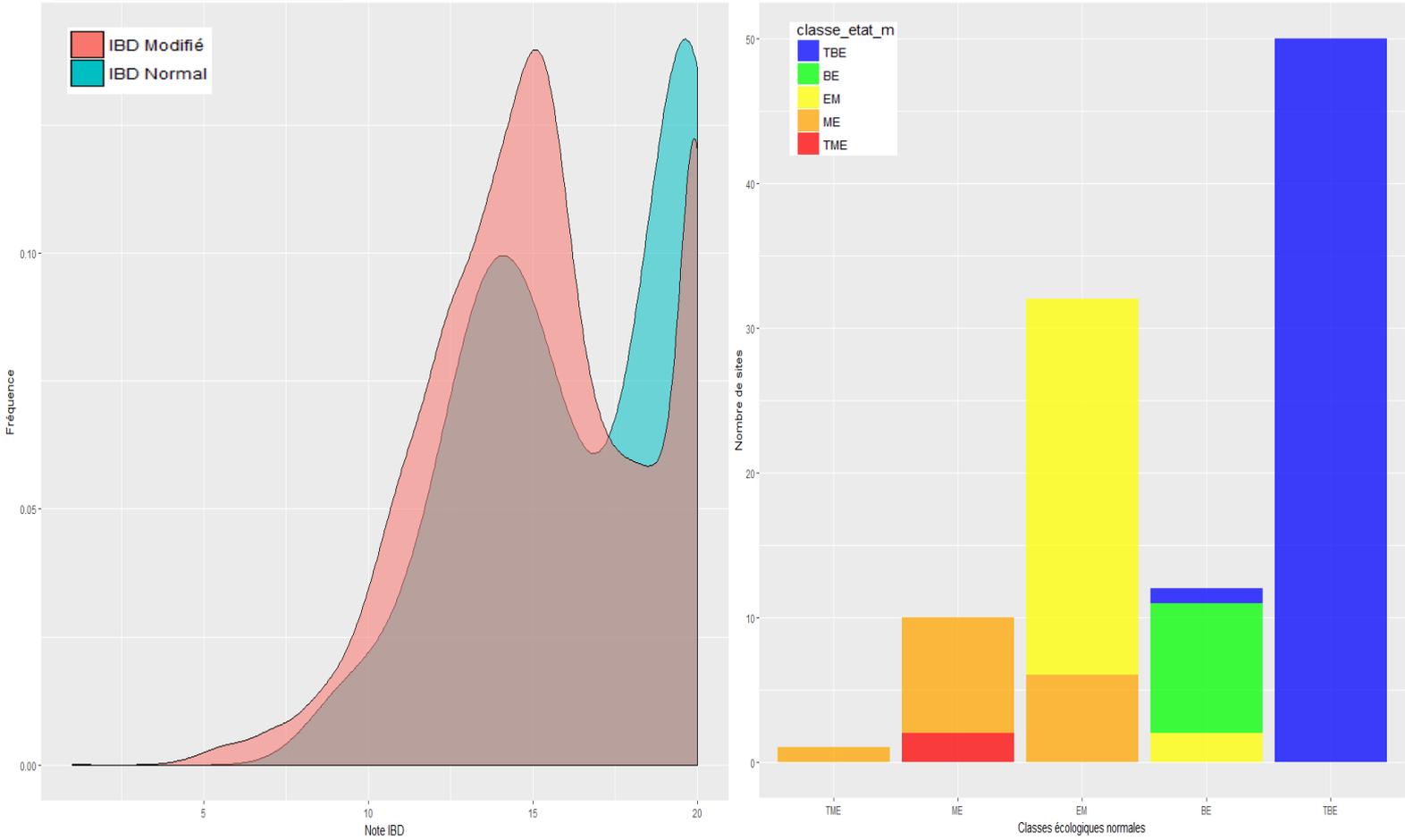
Annexe

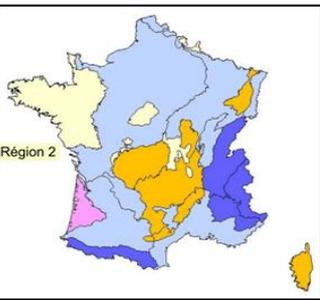


Région Diatomée 1

Contexte acide des
Landes

Note minimale : 5/20

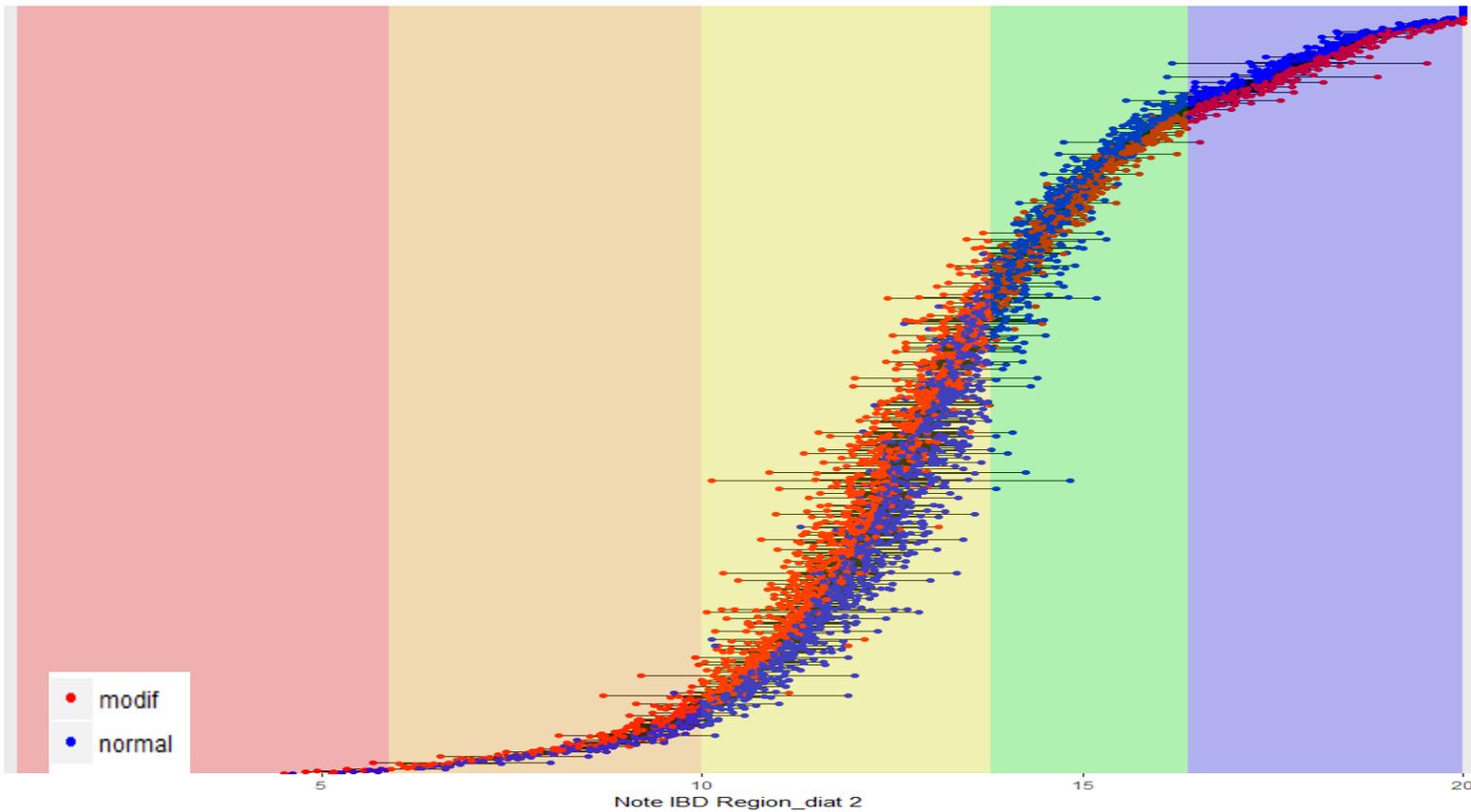
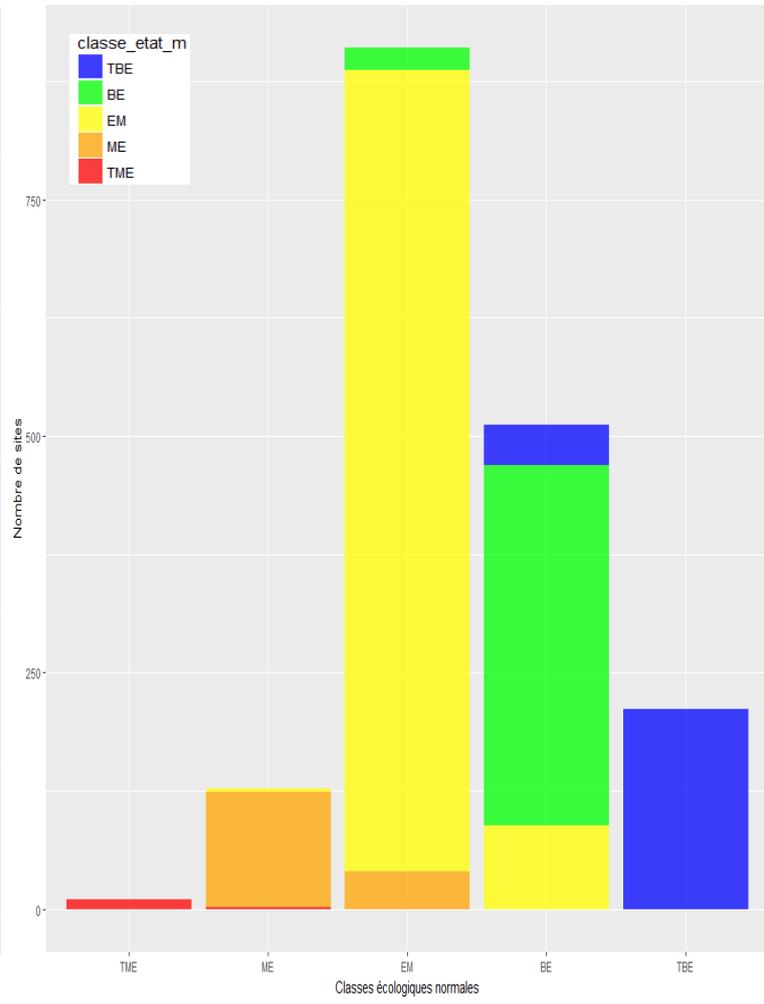
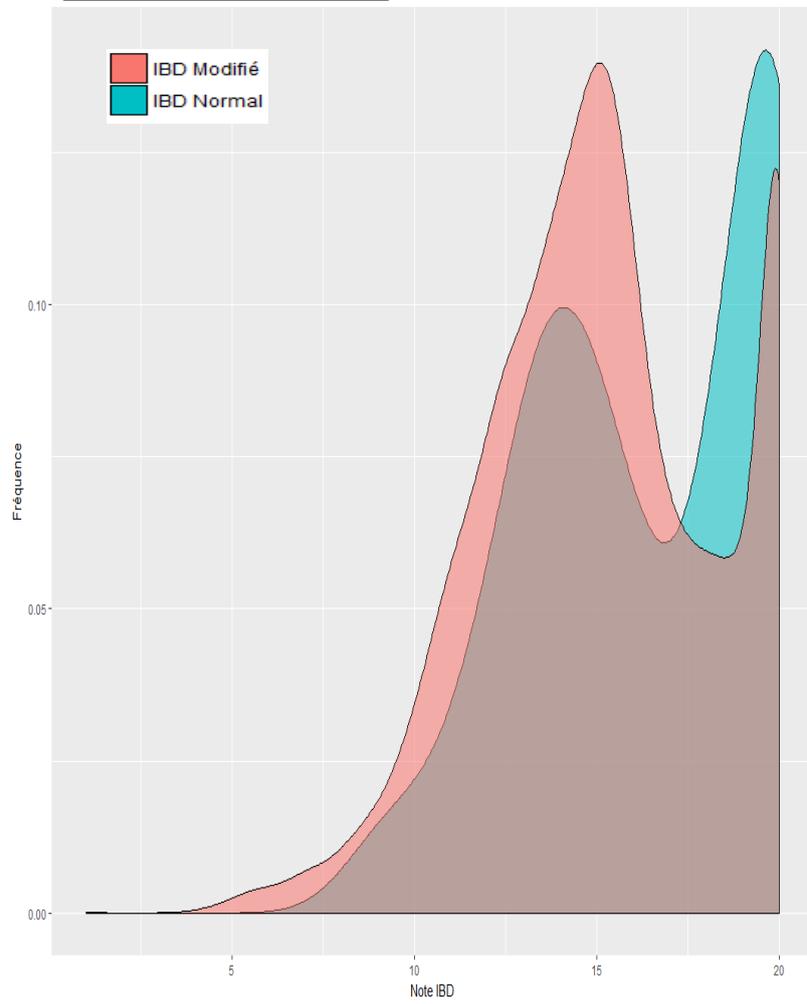


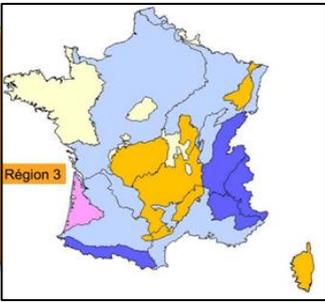


Région

Diatomée 2

Plaines et faibles altitudes, peu carbonatées
Note minimale : 1/20

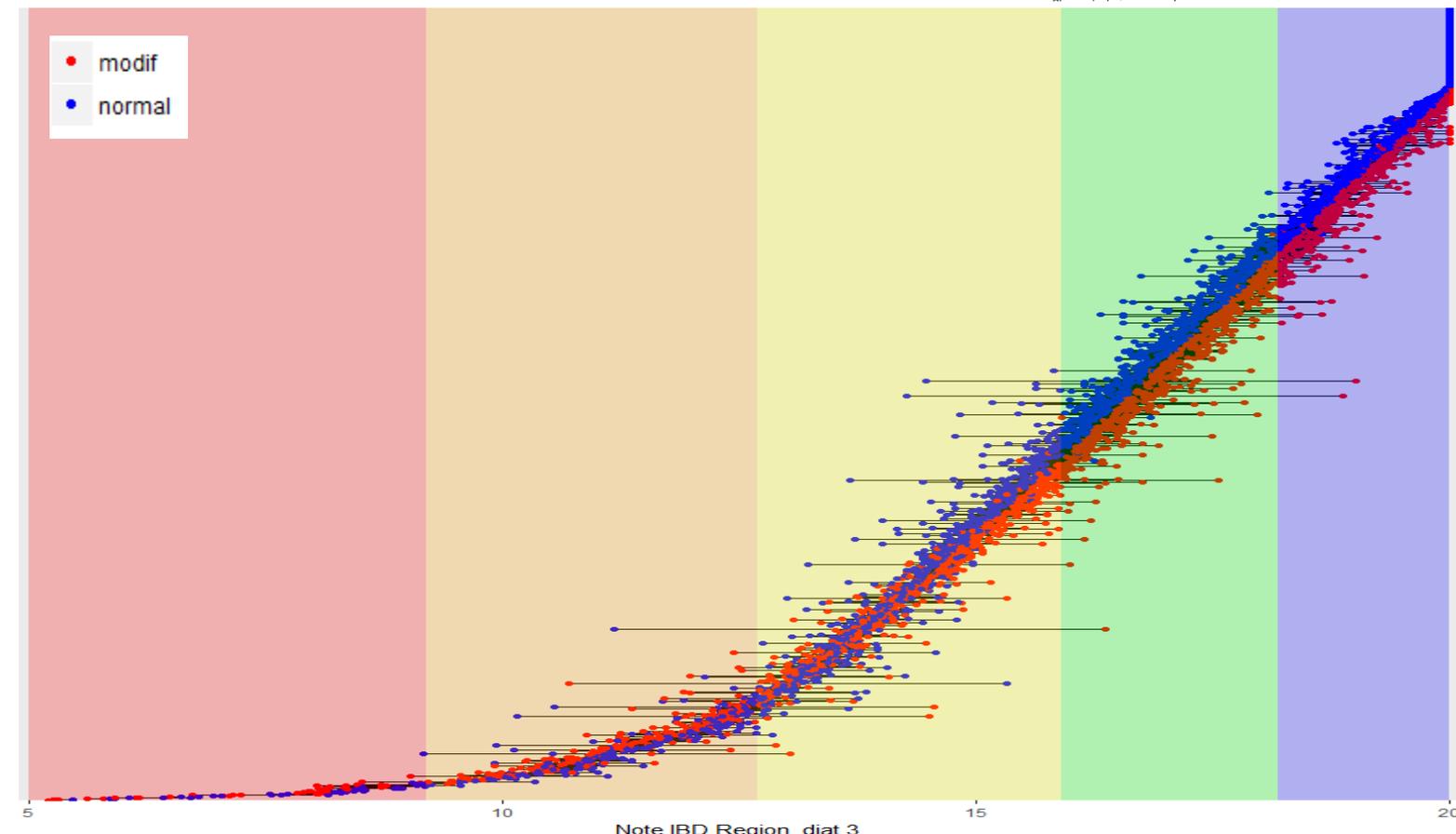
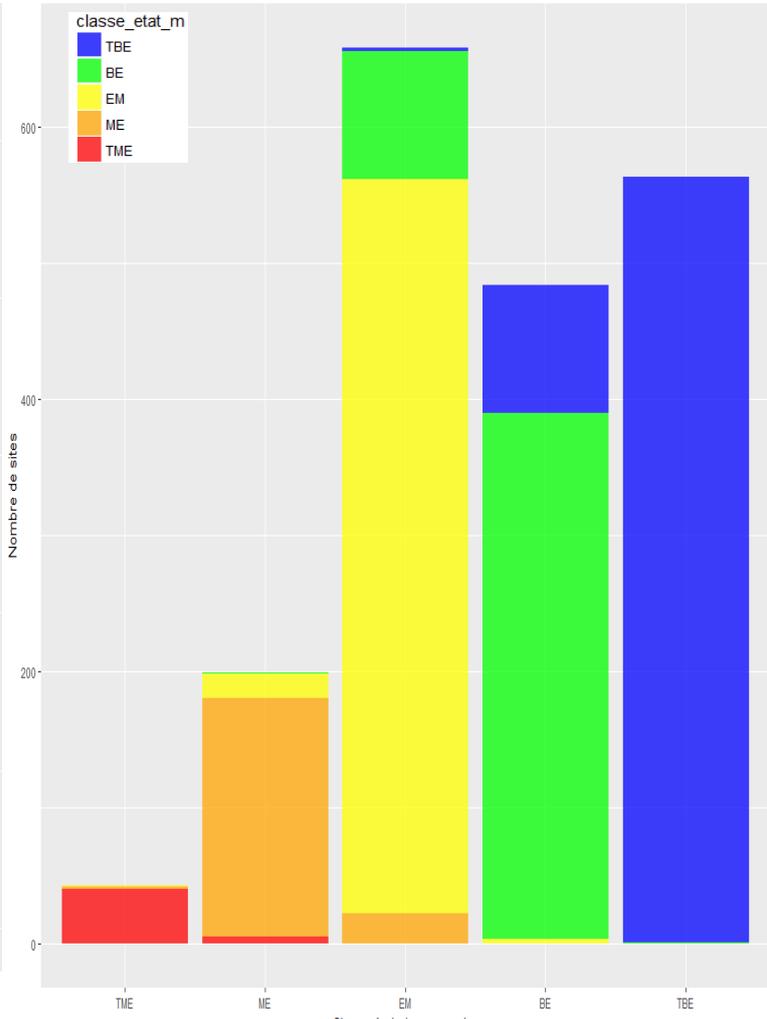
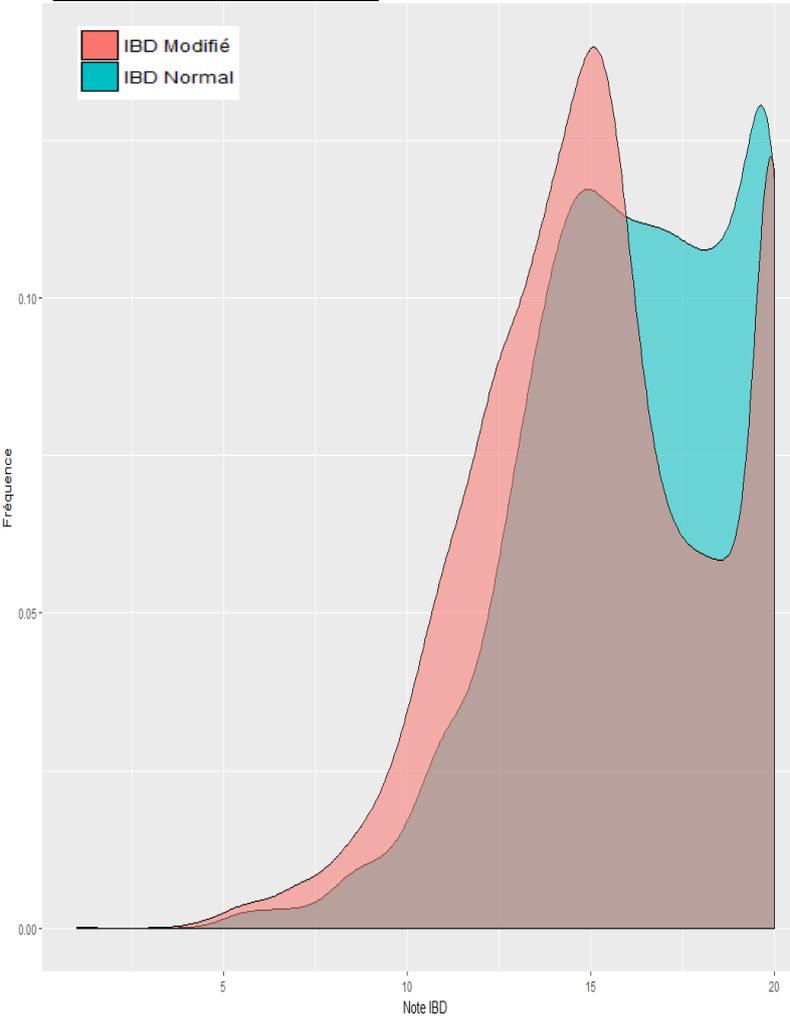


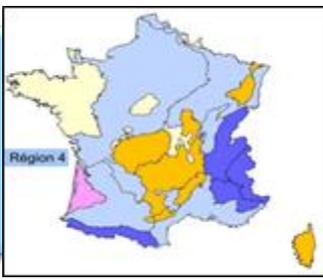


Région

Diatomée 3

Régions moyennement élevées à élevées, peu carbonatées
 Note minimale : 5/20



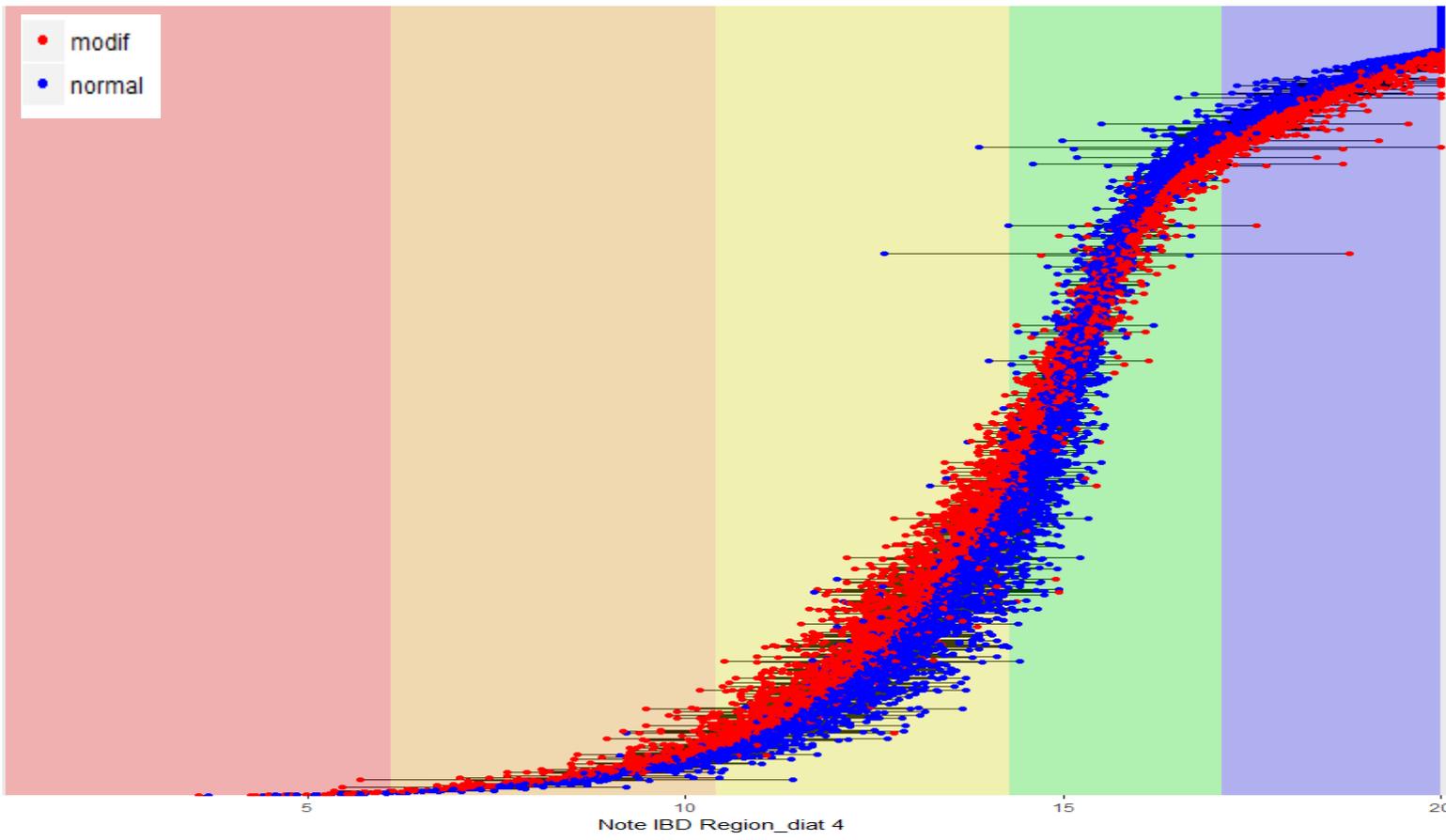
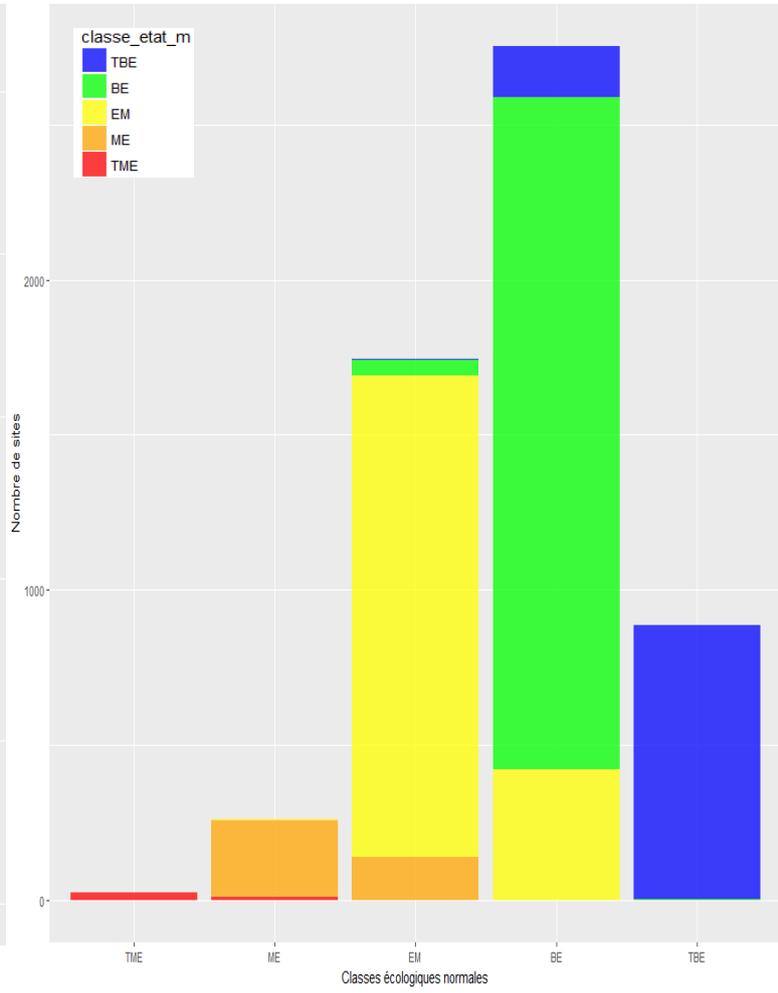
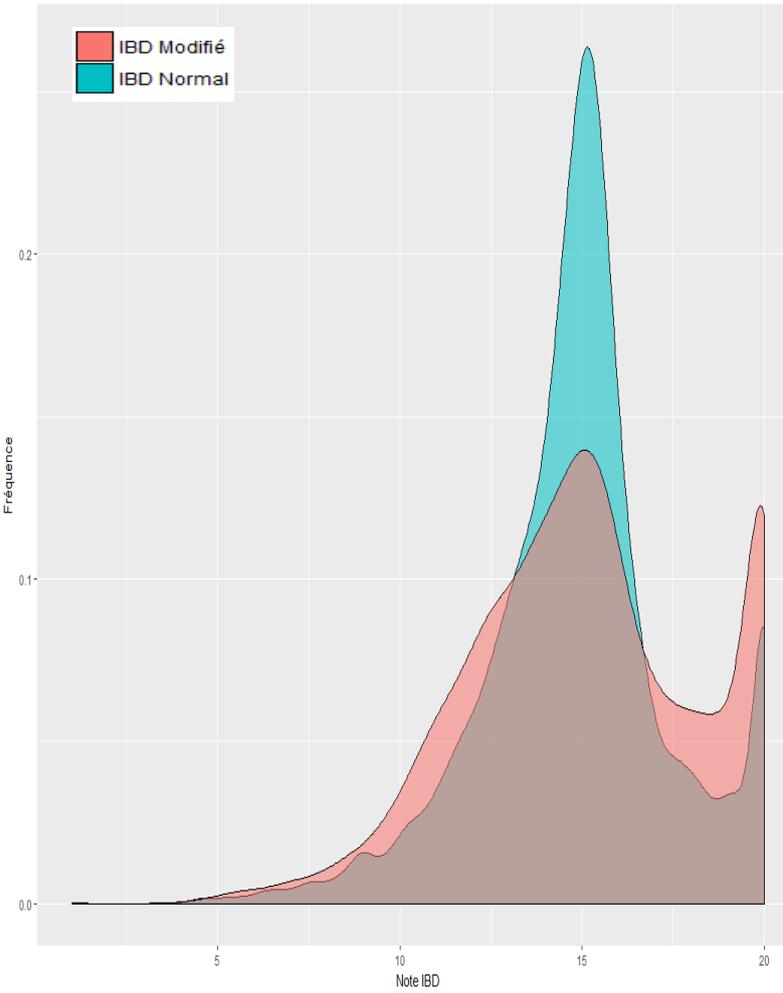


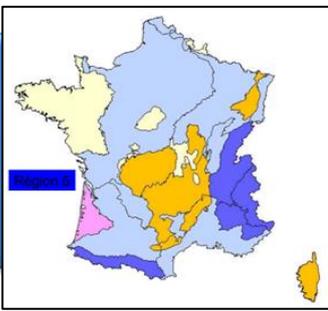
Région

Diatomée 4

Plaines et faibles altitudes
carbonatées

Note minimale : 1/20



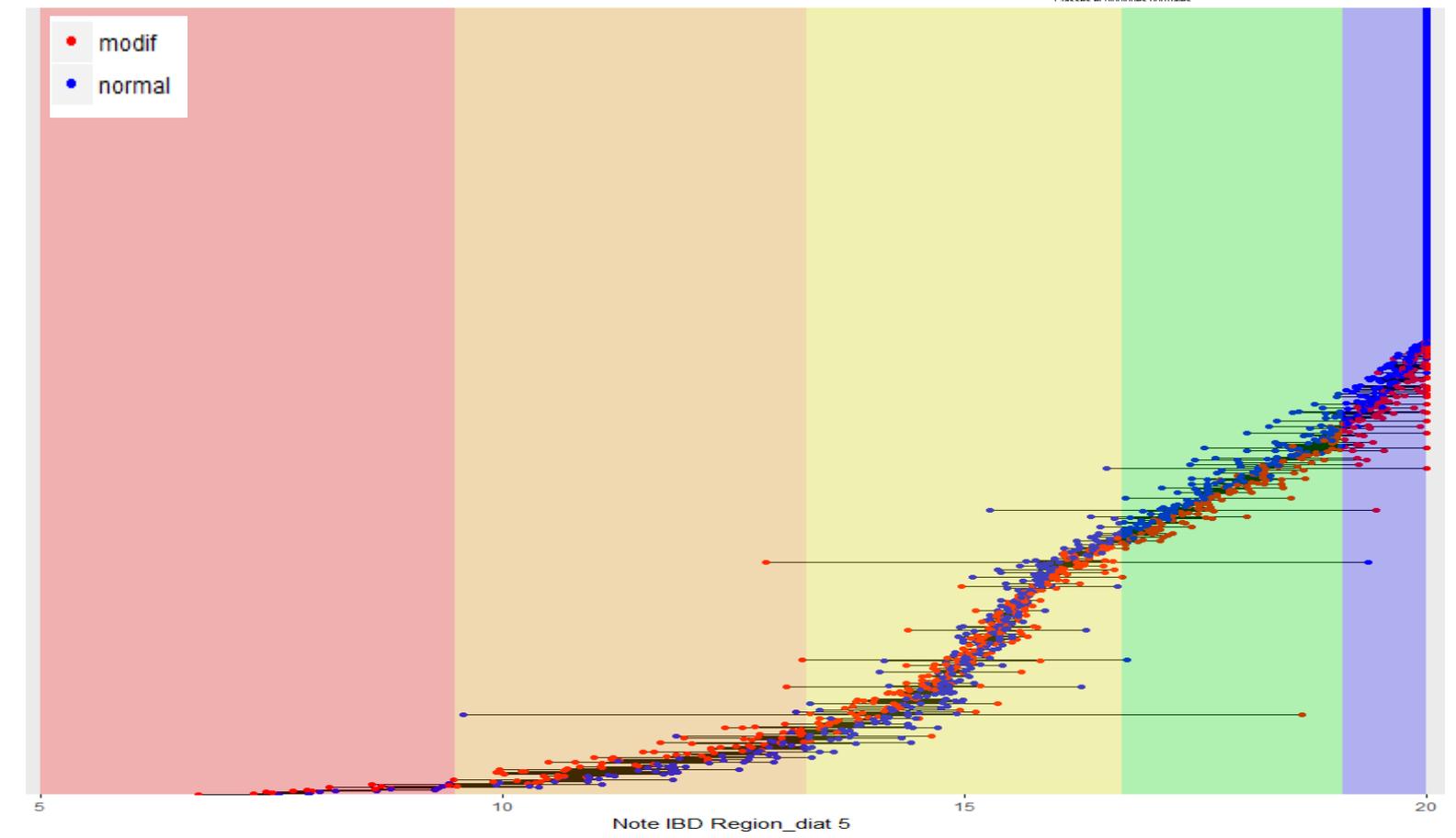
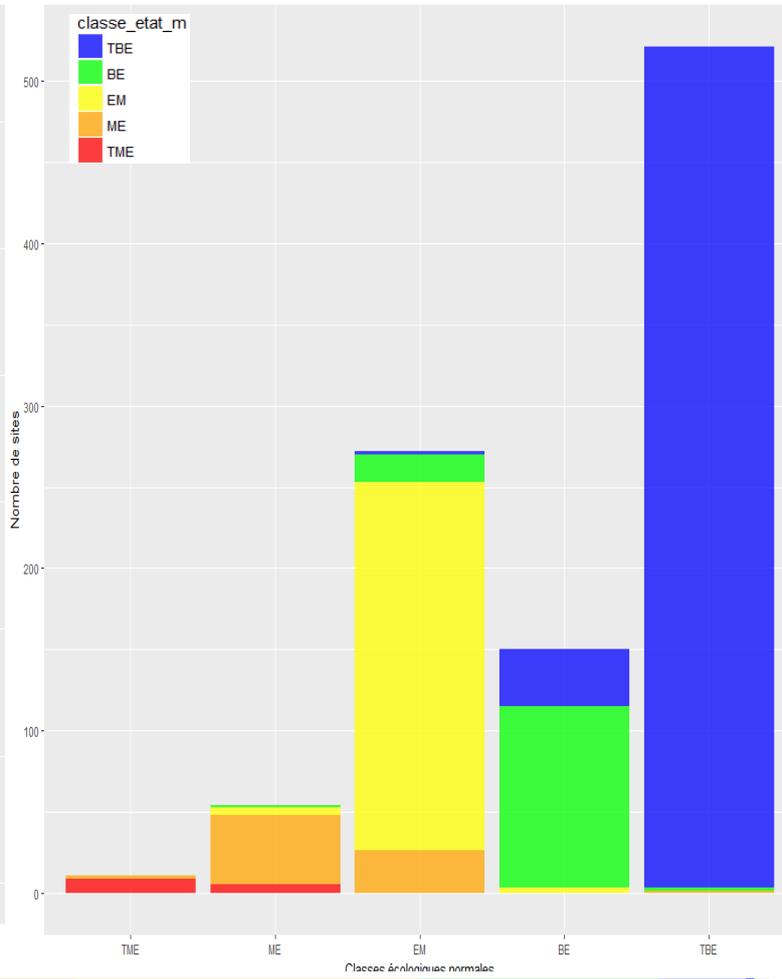
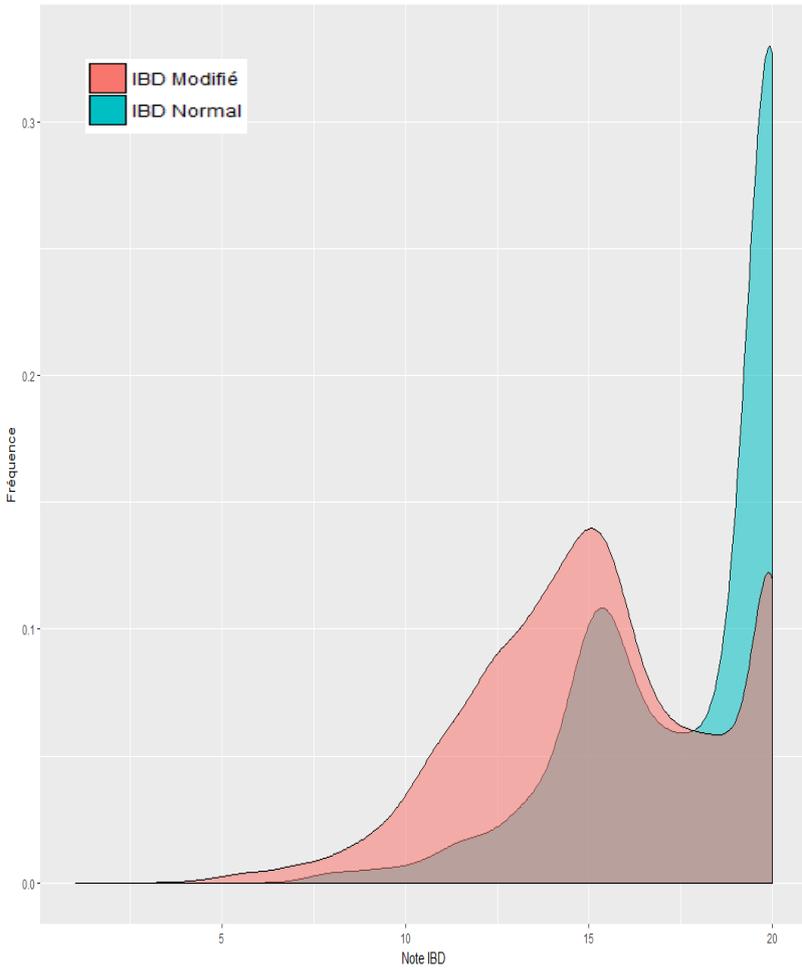


Région

Diatomée 5

Montagnes, plutôt carbonatées à franchement carbonatées

Note minimale : 5/20



| Région diatomées | Etat écologique | IBD normal | | IBD modifié | |
|------------------|-------------------|-----------------|-------------|-----------------|-------------|
| | | Nombre de sites | Pourcentage | Nombre de sites | Pourcentage |
| 1 | Très bon état | 50 | 47,61 | 51 | 48,57 |
| | Bon état | 12 | 11,43 | 9 | 8,57 |
| | Etat moyen | 32 | 30,48 | 28 | 26,66 |
| | Mauvais état | 10 | 9,53 | 15 | 14,28 |
| | Très mauvais état | 1 | 0,95 | 2 | 1,90 |
| | Total | 105 | 100 | 105 | 100 |
| 2 | Très bon état | 211 | 11,90 | 254 | 14,33 |
| | Bon état | 512 | 28,89 | 404 | 22,79 |
| | Etat moyen | 910 | 51,35 | 939 | 52,99 |
| | Mauvais état | 128 | 7,22 | 162 | 9,14 |
| | Très mauvais état | 11 | 0,62 | 13 | 0,73 |
| | Total | 1772 | 100 | 1772 | 100 |
| 3 | Très bon état | 563 | 28,91 | 658 | 33,79 |
| | Bon état | 484 | 24,85 | 483 | 24,80 |
| | Etat moyen | 658 | 33,79 | 562 | 28,86 |
| | Mauvais état | 199 | 10,22 | 199 | 10,22 |
| | Très mauvais état | 43 | 2,20 | 45 | 2,31 |
| | Total | 1947 | 100 | 1947 | 100 |
| 4 | Très bon état | 887 | 15,65 | 1053 | 18,58 |
| | Bon état | 2752 | 48,57 | 2218 | 39,14 |
| | Etat moyen | 1743 | 30,76 | 1978 | 34,90 |
| | Mauvais état | 261 | 4,60 | 382 | 6,74 |
| | Très mauvais état | 23 | 0,40 | 35 | 0,61 |
| | Total | 5666 | 100 | 5666 | 100 |
| 5 | Très bon état | 521 | 51,68 | 555 | 55,05 |
| | Bon état | 150 | 14,88 | 132 | 13,09 |
| | Etat moyen | 272 | 26,98 | 235 | 23,31 |
| | Mauvais état | 54 | 5,35 | 72 | 7,14 |
| | Très mauvais état | 11 | 1,09 | 14 | 1,38 |
| | Total | 1008 | 100 | 1008 | 100 |

Tableau 5 : Fréquences du nombre de sites selon les régions diatomées, les classes écologiques et le type d'IBD

| | | IBD modifié | | | | |
|-------------------|-----|-------------|----|----|----|-----|
| Classe écologique | | TBE | BE | EM | ME | TME |
| IBD Normal | BE | 1 | 9 | 2 | 0 | 0 |
| | EM | 0 | 0 | 26 | 6 | 0 |
| | ME | 0 | 0 | 0 | 8 | 2 |
| | TBE | 50 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | TME | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |

Tableau 6 : Matrice de changement d'état écologique de la région diatomée 1

| | | IBD modifié | | | | |
|-------------------|-----|-------------|-----|-----|-----|-----|
| Classe écologique | | TBE | BE | EM | ME | TME |
| IBD Normal | BE | 43 | 381 | 88 | 0 | 0 |
| | EM | 0 | 23 | 847 | 40 | 0 |
| | ME | 0 | 0 | 4 | 122 | 2 |
| | TBE | 211 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | TME | 0 | 0 | 0 | 0 | 11 |

Tableau 7 : Matrice de changement d'état écologique de la région diatomée 2

| | | IBD modifié | | | | |
|-------------------|-----|-------------|-----|-----|-----|-----|
| Classe écologique | | TBE | BE | EM | ME | TME |
| IBD Normal | BE | 94 | 387 | 3 | 0 | 0 |
| | EM | 2 | 94 | 540 | 22 | 0 |
| | ME | 0 | 1 | 18 | 175 | 5 |
| | TBE | 562 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| | TME | 0 | 0 | 1 | 2 | 40 |

Tableau 8 : Matrice de changement d'état écologique de la région diatomée 3

| | | IBD modifié | | | | |
|-------------------|-----|-------------|------|------|-----|-----|
| Classe écologique | | TBE | BE | EM | ME | TME |
| IBD Normal | BE | 163 | 2128 | 411 | 0 | 0 |
| | EM | 3 | 48 | 1417 | 129 | 1 |
| | ME | 0 | 0 | 5 | 220 | 11 |
| | TBE | 875 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| | TME | 0 | 0 | 0 | 0 | 23 |

Tableau 9 : Matrice de changement d'état écologique de la région diatomée 4

| | | IBD modifié | | | | |
|-------------------|-----|-------------|-----|-----|----|-----|
| Classe écologique | | TBE | BE | EM | ME | TME |
| IBD Normal | BE | 35 | 112 | 3 | 0 | 0 |
| | EM | 2 | 17 | 227 | 26 | 0 |
| | ME | 0 | 1 | 5 | 43 | 5 |
| | TBE | 518 | 2 | 0 | 1 | 0 |
| | TME | 0 | 0 | 0 | 2 | 9 |

Tableau 10 : Matrice de changement d'état écologique de la région diatomée 5

| | diff | lwr | upr | p adj |
|-----|------------|------------|------------|-----------|
| B-A | -1.1033789 | -1.4699674 | -0.7367905 | 0.0000000 |
| C-A | -1.6380770 | -1.9886822 | -1.2874717 | 0.0000000 |
| D-A | -2.0834074 | -2.4417103 | -1.7251045 | 0.0000000 |
| C-B | -0.5346980 | -0.8281883 | -0.2412077 | 0.0000188 |
| D-B | -0.9800285 | -1.2826726 | -0.6773844 | 0.0000000 |
| D-C | -0.4453305 | -0.7284036 | -0.1622573 | 0.0003248 |

Tableau 13 : Test de Tukey sur l'anova des classes d'orthophosphates de l'IBD normal de l'HER 9

| | diff | lwr | upr | p adj |
|-----|------------|------------|-------------|-----------|
| B-A | -1.2080555 | -1.8126750 | -0.60343610 | 0.0000019 |
| C-A | -2.3779247 | -3.0306151 | -1.72523434 | 0.0000000 |
| D-A | -2.8000828 | -3.4383516 | -2.16181404 | 0.0000000 |
| C-B | -1.1698691 | -1.6219143 | -0.71782396 | 0.0000000 |
| D-B | -1.5920273 | -2.0229880 | -1.16106651 | 0.0000000 |
| D-C | -0.4221581 | -0.9183105 | 0.07399427 | 0.1268484 |

Tableau 12 : Test de Tukey sur l'anova des classes d'orthophosphates de l'IBD normal de l'HER 12

| | diff | lwr | upr | p adj |
|-----|------------|-----------|------------|---------|
| B-A | -1.3208145 | -1.789142 | -0.8524874 | 0.0e+00 |
| C-A | -2.0591569 | -2.507065 | -1.6112487 | 0.0e+00 |
| D-A | -2.7569920 | -3.214734 | -2.2992499 | 0.0e+00 |
| C-B | -0.7383423 | -1.113284 | -0.3634002 | 2.9e-06 |
| D-B | -1.4361775 | -1.822814 | -1.0495411 | 0.0e+00 |
| D-C | -0.6978352 | -1.059469 | -0.3362012 | 4.8e-06 |

Tableau 14 : Test de Tukey sur l'anova des classes d'orthophosphates de l'IBD modifié de l'HER 9

| | diff | lwr | upr | p adj |
|-----|------------|-----------|------------|-----------|
| B-A | -1.2446391 | -1.918187 | -0.5710911 | 0.0000133 |
| C-A | -2.7124467 | -3.439546 | -1.9853474 | 0.0000000 |
| D-A | -3.5001731 | -4.211207 | -2.7891396 | 0.0000000 |
| C-B | -1.4678075 | -1.971387 | -0.9642277 | 0.0000000 |
| D-B | -2.2555340 | -2.735626 | -1.7754423 | 0.0000000 |
| D-C | -0.7877264 | -1.340442 | -0.2350110 | 0.0014622 |

Tableau 11 : Test de Tukey sur l'anova des classes d'orthophosphates de l'IBD modifié de l'HER 12

