Indice floristique d'engorgement

I02

Extrait de

la boîte à outils de suivi des zones humides

RhoMeO

Version 1 - Février 2014

www.rhomeo-bao.fr

Définir l'univers d'échantillonnage

Dans le cadre du programme RhoMéO, le contour des zones humides suivies correspondait aux contours délimités dans le cadre des inventaires départementaux des zones humides réalisés entre 1996 et 2012 dans le bassin Rhône-Méditerranée. Il est important de noter que l'inventaire et la cartographie des zones humides ont été réalisés avec des méthodes légèrement différentes d'un département à l'autre, parfois même au sein d'un même département. Les principaux écarts observés portent sur :

- L'intégration ou non des marges peu profondes des masses d'eau associées aux zones humides (lac, cours d'eau).

- Le traitement cartographique des réseaux de petites zones humides, soit intégrées dans un seul polygone, soit faisant l'objet de polygones distincts. En lien avec ce second point, l'intégration ou non de parties de la zone humide déjà dégradées au moment des inventaires selon que des critères pédologiques ou uniquement floristiques ont été utilisés.

Les choix qu'un opérateur fera au moment de la délimitation de l'univers d'échantillonnage auront des conséquences importantes au moment de l'analyse des données et de l'interprétation des indicateurs de la boîte à outils :

- Pour des zones humides attenantes à une masse d'eau, la prise en compte ou non de l'interface entre la masse d'eau et la zone humide modifiera logiquement la liste des espèces observées. Cette liste inclura ou non certaines espèces parmi les plus hydrophiles (ex : flore) et ainsi influera sur la valeur de l'indicateur alors calculée (en lien notamment avec la fonction hydrologique du site). Pour les groupes faunistiques les plus mobiles, cette prise en compte de l'interface zone humide/masse d'eau permettra d'interpréter la présence d'éventuelles espèces «surprenantes» par rapport aux habitats recensés sur le site (espèces d'odonates caractéristiques des cours d'eau pouvant être observées sur une zone humide). L'interprétation des résultats obtenus devra donc faire référence aux contours de l'objet suivi.

- Dans le cas de constellations de petites zones humides (marais, mares,…), souvent héritées d'une zone humide antérieure plus vaste réduite et fragmentée par drainage ou mise en culture, l'inclusion ou non de ces parties dégradées déterminera la capacité de l'opérateur à suivre par exemple les effets d'une éventuelle restauration de la zone humide dans leur intégralité.

Il convient donc, avant d'engager la définition de l'échantillonnage, d'avoir une lecture critique des données d'inventaire des zones humides et, selon les besoins de l'utilisateur, de procéder à des regroupements ou plus généralement de redéfinir les contours de la zone humide suivie de manière à conduire l'évaluation à la bonne échelle.

PRÉALABLE À L'UTILISATION DES FICHES

En haut de chaque fiche un bandeau permet d'identifier le type de fiche et le renvoi aux fiches liées.



Sur chaque fiche indicateur, le bandeau contient également des informations sur :



Plusieurs indicateurs peuvent être calculés avec un seul protocole, le schéma ci-dessous montre les liens entre les fiches protocoles et les indicateurs correspondants.

Numéro de page – Indicateur		Numéro de page – Protocole		Numéro de page – Analyse / Interprétation	
I01	20	P01 pédologie	46	A01	88
I02	22			A02	92
I06	24	P02 flore	50	A06	108
I08	26			A08	116
I03	28	P03 piézometrie	54	A03	96
I04	30	P04 chimie	58	A04	100
I07	32			A07	112
I05	34	P05 orthoptères	62	A05	104
I09	36			A09	120
I10	38	P06 odonates	66	A10	124
I11	40	P07 amphibiens	72	A11	128
I12	42	P08 pression artificialisation	76	A12	132
I13	44	P09 pression agricole	82	A13	136

INDICE FLORISTIQUE D'ENGORGEMENT



Domaine d'application
toutes les zones humides

Fonction / pression
hydrologique

Compétences : ❀❀❀ / ❀❀

Coût : € € / € €

Description et principes de l'indicateur

La présence d'une nappe d'eau dans le sol constitue une contrainte pour les végétaux, contrainte à laquelle les espèces sont plus ou moins tolérantes ou adaptées. Il est donc possible d'évaluer de manière simplifiée, sur une échelle ordinale, l'optimum de chaque espèce vis-à-vis du niveau moyen de la nappe : c'est sa valeur indicatrice. Les végétaux peuvent donc être utilisés pour évaluer le niveau de la nappe à travers un indice, que nous appellerons indice de niveau d'engorgement. Celui-ci est calculé comme la moyenne des valeurs indicatrices des espèces présentes à l'échelle d'une placette, puis comme la médiane des valeurs des placettes à l'échelle de la zone humide.

FONDEMENTS SCIENTIFIQUES DE L'INDICATEUR

Beaucoup d'espèces végétales présentent une courbe de croissance en fonction du niveau moyen (annuel ou estival) de la nappe de type symétrique, unimodale ou, plus rarement, monotonique, compatible avec la définition d'une valeur optimale de développement (***OKLAND, 1990 ; ELLENBERG, 1974***). On appelle cet optimum : valeur indicatrice de l'espèce pour le niveau de nappe.

Des valeurs indicatrices sont disponibles pour certains pays ou ensembles biogéographiques : ***ELLENBERG et al. (1992)*** pour l'Europe centrale, ***LANDOLT et al. (2010***) pour la Suisse, ***HILL et al. (2000)*** pour la Grande-Bretagne. Pour le bassin Rhône-Méditerranée, les valeurs établies pour la Suisse par ***LANDOLT et al. (2010)*** sont dans l'ensemble adaptées. Elles ont toutefois été amendées (il y manque les espèces méditerranéennes), modifiées à la marge et re-échelonnées sur **une gamme allant de 1 à 10 (espèces des milieux les plus secs vers les milieux les plus humides)** pour les adapter à l'échelle du bassin.

Pour une placette donnée, on calcule l'indice floristique d'engorgement *He* comme la moyenne des valeurs indicatrices présentes, pondérées par le recouvrement des espèces sur la placette, considérant que le recouvrement d'une espèce témoigne de sa vitalité.

$$He = \Sigma (rij * xi) / \Sigma (rij)$$

rij est l'abondance (ou recouvrement) de l'espèce i dans le relevé j
xi est la valeur indicatrice de l'espèce i
Il varie pour les habitats de zones humides, de 25 (habitats mésophiles) à 9 (habitats subaquatiques).

Cet indice peut également être calculé sans utiliser le recouvrement des espèces ; les valeurs obtenues sont alors plus ou moins différentes mais utilisables comme indicateurs de suivi (cf. fiches analyses et interprétations).

La bibliographie montre que l'ensemble des espèces présentes sur une placette (si les conditions écologiques sont à peu près homogènes) donne des indications plus précises qu'une ou quelques espèces (***BRAUN-BLANQUET & JENNY, 1926, DIEKMANN, 2003***).

La corrélation entre ces **valeurs indicatrices moyennes et le niveau moyen de la nappe est très bien démontrée** (***PAUTOU, 1970 ; SHAFFERS & SIKORA, 2000 ; WITTE & VON ASMUTH, 2003 ; DIEKMANN, 2003***). Les effets du drainage (***TER BRAAK & WIERTZ, 1994***) ou de la ré-hydratation (***OOMES et al., 1996***) ont ainsi été suivis avec ce type d'indicateur.

DOMAINE D'APPLICATION DE L'INDICATEUR

L'indicateur est applicable à quasiment tous les types de zones humides, hormis certains milieux où l'engorgement des sols est trop fugace (mares temporaires), ou vraiment trop profond (milieux alluviaux fortement perturbés du point de vue des hauteurs de nappe). Dans ces cas, l'indicateur peut être calculé, mais en complément d'autres plus spécifiques.

Périodicité

Une périodicité des suivis de 5 ans semble raisonnable au vu des pratiques des réseaux d'observations plus ou moins semblables et déjà existants et de la vitesse d'évolution des milieux, notamment ouverts.

Bibliographie

BRAUN-BLANQUET J. & JENNY H., 1926. Vegetationsentwicklung und Bodenbildung in der alpine Stufe der Zentralpen (Klimaxgebiet des Caricion curvulae). Denkschr. d. Schweiz Naturf. Ges.,LWIII, Abt. 2

DIEKMANN M., 2003. Species indicator values as an important tool in applied plant ecology - a review. Basic and Applied Ecology 4 : 493-506.

ELLENBERG H., 1974. Zeigerwerte des Gefässpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanica 9 : 1-97.

ELLENBERG H., WEBER H., DULL R., WIRTH H., WERNER W. & PAULISSEN D., 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Ed 3.Scripta Geobotanica 18 : 1-258.

HILL M. O., MOUNTFORD J.O., ROY D.B., BUNCE R.G.H 1999. Ellenberg's indicator values for British plants. ECOFACT Vol.2, 46p.

LANDOLT E. et al., 2010. Flora indicativa. CJB Genève, Haupt, Berne, 376p.

OKLAND R. H., 1990. Vegetation ecology : theory, methods and application with reference to Fennoscandia. Sommerfeltia Suppl. 1 : 1-233.

OOMES M.J.M, OLFF H. & ALTENA H. J., 1996. Effect of vegetation management and raising the water table on nutrient dynamic and vegetation change in a wet grassland. Journal of Applied Ecology 33 : 576-588.

PAUTOU G., 1970. Ecologie des formations riveraines de la Basse Isère. Application à l'étude d'une nappe phréatique et de ses risques de pollution. Documents pour la Carte de la Végétation des Alpes VIII : 73-114.

SCHAFFERS A. P. & SYKORA K. V., 2000. Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction : a comparison with field measurements. Journal of Vegetation Science 11 : 225-244.

TER BRAAK C.J.F, & WIERTZ J., 1994. On the statistical analysis of vegetation change : a wetland affected by water extraction and soil acidification. Journal of Vegetation Science 5 : 361-372.

WITTE J. P. M., & VON ASMUTH J. R., 2003. Do we really need phytosociological classes to calibrate Ellenberg indicator values ? Journal of Vegetation Science 14 : 615-618.

INDICE FLORISTIQUE DE FERTILITÉ DU SOL



Domaine d'application
toutes les zones humides

Fonction / pression
biogéochimique

Compétences : ❀❀❀ / ❀❀

Coût : € € / € €

Description et principes de l'indicateur

La quantité des nutriments (principalement azote et phosphore) disponibles dans le sol est un facteur important auquel les espèces sont plus ou moins tolérantes ou adaptées. Il est donc possible d'évaluer de manière simplifiée, sur une échelle ordinale, l'optimum de chaque espèce en fonction de la disponibilité des nutriments : c'est sa valeur indicatrice. La richesse "moyenne" en nutriments d'une zone humide, que nous appellerons indice floristique de fertilité du sol, peut être calculée à l'échelle de la placette comme la moyenne des valeurs indicatrices des espèces présentes, puis à l'échelle d'une zone humide comme la médiane des valeurs des placettes.

FONDEMENTS SCIENTIFIQUES DE L'INDICATEUR

Beaucoup d'espèces végétales présentent, en fonction de l'importance de la disponibilité des nutriments dans le sol, une courbe de croissance présentant un optimum (***OKLAND, 1990 ; ELLENBERG, 1974***).

La bibliographie montre que l'ensemble des espèces présentes sur une placette (si les conditions écologiques sont à peu près homogènes) donne des indications plus précises qu'une seule ou quelques espèces (***BRAUN-BLANQUET & JENNY, 1926***).

Des valeurs indicatrices sont disponibles pour certains pays ou ensembles biogéographiques (***ELLENBERG et al. , 1992*** pour l'Europe centrale ***; LANDOLT et al. 2010*** pour la Suisse ; ***HILL et al. 1999 pour la Grande-Bretagne...***). A l'échelle du bassin Rhône-Méditerranée, les valeurs établies pour la Suisse, sur une échelle allant de 1 à 5 (1 pour les espèces des milieux très pauvres en nutriments et 5 pour celles des milieux très riches) par ***LANDOLT et al. (2010)*** sont dans l'ensemble adaptées.

Pour une placette donnée, on calcule l'indice floristique de fertilité du sol Ht comme la moyenne des valeurs indicatrices présentes, pondérées par le recouvrement des espèces sur la placette, considérant que le recouvrement d'une espèce témoigne de sa vitalité.

$$Ht = \Sigma (rij * xi) / \Sigma (rij)$$

Il varie de 1,5 (tourbières à sphaignes) à 4,5 (mégaphorbiaies eutrophes) pour les habitats de zones humides

rij est l'abondance (ou recouvrement) de l'espèce i dans le relevé j
xi est la valeur indicatrice de l'espèce i

L'indice floristique de fertilité peut également être calculé sans utiliser le recouvrement des espèces ; les valeurs obtenues sont alors plus ou moins différentes mais utilisables comme indicateurs de suivi (cf. fiche analyse et interprétation.

L'indicateur a été utilisé notamment pour le suivi de l'eutrophisation des zones humides (***RUTHSATZ, 1998***).

La corrélation entre ces valeurs diagnostiques et le fonctionnement du cycle de l'azote ou du phosphore a été étudié notamment par ***DIEKMANN & FALKENGREN-GRERUP (1998), ERTSEN et al. (1998), SCHAFFERS & SIKORA (2000)*** ou encore ***FALKENGREN-GRERUP & SCHOTTELNDREIR (2004)***. Il apparaît ainsi que les valeurs diagnostiques reflètent plus un facteur de productivité globale liée à la disponibilité en nutriments qu'un aspect précis du cycle des deux principaux nutriments.

DOMAINE D'APPLICATION DE L'INDICATEUR

L'indicateur est applicable à tous les types de zones humides. En revanche, comme il existe une corrélation avec le pH des sols, l'interprétation des résultats doit tenir compte du type de zone humide et du type de substrat. Les comparaisons des valeurs indicatrices entre sites sont donc à éviter à moins de s'assurer qu'elles sont effectuées au sein d'un même type de zone humide.

Périodicité
Au vu des pratiques des réseaux d'observations plus ou moins semblables et déjà existants et de la vitesse d'évolution des milieux ouverts notamment, une périodicité des suivis de 5 ans semble raisonnable.

Bibliographie

BRAUN-BLANQUET J. & JENNY H., 1926. Vegetationsentwicklung und Bodenbildung in der alpine Stufe der Zentralpen (Klimaxgebiet des Caricion curvulae). Denkschr. d. Schweiz Naturf. Ges.,LWIII, Abt. 2

DIEKMANN M. & FALKENGREN-GRERUP U., 1998. A new species index for forest vascular plants : development of functional indices based on mineralization rates of various forms of soil nitrogen. Journal of Ecology 86 : 269-283.

ELLENBERG H., 1974. Zeigerwerte des Gefässpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanica 9 : 1-97.

ELLENBERG H., WEBER H., DULL R., WIRTH H., WERNER W. & PAULISSEN D.; 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Ed 3. Scripta Geobotanica 18 : 1-258.

ERTSEN A. C. D., ALKEMADE J. R. M., & WASSEN M J., 1998. Calibrating Ellenberg indicator values for moisture, acidity, nutrient availability and salinity in the Netherlands. Plant Ecology 135 : 113-124.

FALKENGREN-GRERUP U. & SCHOTTELNDREIR M., 2004. Vascular plants as indicators of nitrogen enrichment in soils. Plant Ecology 172 : 51-62.

HILL M. O., et al., 1999. Ellenberg's indicator values for British plants. ECOFACT Vol.2, 46 p.

LANDOLT E. et al., 2010. Flora indicativa. CJB Genève, Haupt, Berne, 376 p.

OKLAND R. H., 1990. Vegetation ecology : theory, methods and application with reference to Fennoscandia. Sommerfeltia Suppl. 1 : 1-233.

RUTHSATZ B., 1998. Sukzessionsveränderungen in Seggen-riedgürtel um ein vermoortes Maar des Vulkaneifel (NSG Mürmes) und ihre möglichen Ursachen. Tuxenia 18 : 237-259.

SCHAFFERS A. P. & SYKORA K. V., 2000. Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction : a comparison with field measurements. Journal of Vegetation Science 11 : 225-244.

INDICE DE QUALITÉ FLORISTIQUE



Domaine d'application
toutes les zones humides

Fonction / pression
biologique

Compétences : ❀❀❀ / ❀❀

Coût : € € / € €

Description et principes de l'indicateur

Chaque espèce végétale développe, par une allocation particulière de ses ressources (racines, parties aériennes, graines), des stratégies lui permettant de faire face à certaines caractéristiques du milieu : perturbations diverses, facteur limitant la croissance, aptitude à la compétition avec les autres espèces. *GRIME (1974, 1979)* a formalisé ceci pour un panel d'espèces européennes. On peut évaluer la plus ou moins grande aptitude d'une espèce à supporter des perturbations d'une zone humide sur une échelle ordinale par un coefficient, nommé coefficient de conservatisme (noté CC).

L'indice de qualité floristique est un indice complexe, dérivé du coefficient de conservatisme, rendant compte à la fois du niveau global d'altération du régime naturel des perturbations (hydrologique, trophique, …) auquel un site est soumis (par le coefficient de conservatisme moyen) et de la richesse de ce site en espèces typiques des zones humides.

FONDEMENTS SCIENTIFIQUES DE L'INDICATEUR

Cette approche a été développée aux Etats-Unis (***WILHEM, 1977 ; TAFT et al., 1997***) pour évaluer l'état des zones humides à l'aide de la flore, puis largement mise en oeuvre dans de nombreux Etats. A chaque espèce est attribué un coefficient de conservatisme, sur une échelle allant de 0 à 9 (0 à 10 pour l'échelle américaine), basé sur les stratégies des espèces et leur affinités pour les zones humides :

- 0 pour les espèces des milieux secs, sporadiques en zone humide, présentant des stratégies plutôt rudérales (stratégies RRR à CCR au sens de ***GRIME***) ou non autochtones (à comportement envahissant ou non) ;
- 5 pour des espèces plutôt inféodées aux zones humides mais supportant un niveau de nappe moyen et/ou l'eutrophisation des sols ou présentant une bonne aptitude à la compétition ou un comportement rudéral (stratégies CRS, CRR ou CCS au sens de ***GRIME***) ;
- 9 pour les espèces strictement inféodées aux zones humides et ne supportant pas les perturbations du milieu, avec une très faible vitesse de croissance (stratégie SSS au sens de ***GRIME***).

Le tableau 1 résume les critères et valeurs utilisées pour la ventilation des espèces dans les différents niveaux de coefficient.

Pour une placette donnée, on calcule le coefficient de conservatisme moyen comme la moyenne des coefficients des espèces présentes, pondérée par le recouvrement, considérant que le recouvrement d'une espèce témoigne de sa vitalité :

$$Cmoy = \Sigma (rij * xi) / \Sigma (rij)$$

rij est l'abondance (ou recouvrement) de l'espèce i dans le relevé j

xi est la valeur du coefficient de conservatisme de l'espèce i

Σ est le symbole mathématique de la sommation.

Les coefficients d'abondance-dominance de Braun-Blanquet sont notés sur le terrain et transformés en valeurs de recouvrement (rij de la formule) ;

FONDEMENTS SCIENTIFIQUES DE L'INDICATEUR *(Suite)*

Tableau 1 : critères et valeurs utilisées pour la ventilation des espèces

Coef. de Conservatisme	Indigénat	Stratégie GRIME	Valeur d'humidité	Fréquence en zone humide
0	Non	-	-	-
1	Oui	RRR*, CRR* ou CCR* ou CCR*	<=4	Faible
2 ou 3 selon habitats et nitrophilie	Oui	CRS* ou CCC* ou CCS*	2 à 5	Moyenne
3 ou 4 selon habitats et nitrophilie	Oui	RRR* ou RRS*	4 à 7	Faible à moyenne
4 ou 5 selon habitats et nitrophilie	Oui	CCS ou CRS ou CRR	5 à 8	Faible à moyenne
6 ou 7 selon habitats et nitrophilie	Oui	CSS ou CRS ou CCS	>=6	Moyenne à forte
8	Oui	CCS	>=7	Forte
9	Oui	SSS* ou CSS ou CRS	>=7	Forte

* cf : glossaire

Le coefficient de conservatisme moyen peut également être calculé sans utiliser le recouvrement des espèces, les valeurs obtenues sont alors plus ou moins différentes mais utilisables comme indicateurs de suivi (cf. fiche analyse et interprétation). Puis un indice de qualité floristique (IQF) par placette est calculé comme :

IQF = Cmoy x (√S)

où S est le nombre d'espèces de la placette

Enfin, l'indice global de qualité floristique d'un site est calculé comme la valeur médiane des valeurs des placettes.

Les mérites respectifs du Cmoy et de l'IQF, de même que différentes variantes du calcul, ont été discutés par ***ANDREAS et al. (2004), BOWLES & JONES (2005)*** ou encore ***BOURDAGHS et al. (2006)*** et c'est de leurs propositions que le mode de calcul ci-dessus est issu. La pondération par la racine carrée du nombre d'espèces permet d'attribuer aux placettes les plus riches (à "Cmoy" constant ou proche) un IQF plus élevé. Initialement, ce mode de calcul était appliqué à l'ensemble du site (Cmoy étant donc la valeur moyenne du coefficient de l'ensemble des observations et S le nombre total d'espèces échantillonnées), mais ce mode de calcul tend à mieux noter les grands sites (car souvent plus riches) ou les sites avec une densité d'échantillonnage plus forte (car le nombre d'espèces échantillonnées tend à augmenter avec le nombre de placettes) de manière exagérée.

DOMAINE D'APPLICATION DE L'INDICATEUR

L'indicateur est applicable à toutes les zones humides. La seule limite est l'attribution des coefficients de conservatisme aux espèces. Dans l'idéal, ces valeurs sont établies par un groupe de travail d'experts connaissant bien la flore régionale et avec les éléments méthodologiques de cadrage fournis par la littérature. L'autre limite se situe dans les comparaisons entre sites qui doivent être sinon proscrites du moins effectuées avec beaucoup de prudence et ne concerner que des zones humides appartenant à un même type.

Périodicité

Une périodicité des suivis de 5 ans semble raisonnable au vu des pratiques des réseaux d'observations plus ou moins semblables et déjà existants et de la vitesse d'évolution des milieux, notamment ouverts.

Bibliographie

ANDREAS B.K., MACK J.J. & McCORMAC J.S., 2004. Floristic Quality Assessment Index (FQAI) for vascular plants and mosses for the State of Ohio. Ohio Environmental Protection Agency, Division of Surface Water, Wetland Ecology Group, Columbus, Ohio. 219 p.

BOURDAGHS M., JOHNSTON C.A. & REGAL R.R., 2006. Properties and performance of the floristic quality index in Great Lakes coastal wetlands. Wetlands 26 : 718-735.

BOWLES M. & JONES M.,2006. Testing the Efficacy of Species Richness and Floristic Quality Assessment of Quality, Temporal Change, and Fire Effects in Tallgrass Prairie Natural Areas. Natural Areas Journal 26 : 17-30.

GRIME J. P., 1974. Vegetation classification by reference to strategies. Nature 250 : 26-31.

GRIME J. P., 1979. Plant strategies and vegetation processes.John Whiley (eds.), Chichester 220 p.

TAFT J. B., WIHLEM G.S., LADD D.M. & MASTERS L.A., 1997. Floristic quality assessment for vegetation in Illinois . A method for assessing vegetation integrity. Erigenia 15 : 3-95.

WILHEM G.S., 1977. Ecological assessment of open land areas in Kane County, Illinois. Kane County Urban Development DivisionGeneva, Illinois.

FLORE

FICHES LIÉES I02 I06 I08 A02 A06 A08



Description et principes du protocole

Principes généraux
La flore d'un site est évaluée par la réalisation d'inventaires (les relevés) sur un ensemble de placettes réparties de manière à échantillonner le plus d'habitats naturels possibles.

Type de données collectées
Sur chaque placette, on note l'ensemble des espèces présentes à l'intérieur de celle-ci et on en estime le recouvrement. On note également la taille de la placette, la physionomie de la végétation (annexe 2), le recouvrement et la hauteur des différentes strates de la végétation. La position des placettes est mesurée avec un GPS, de même que la distance au point d'origine du transect.

Type d'échantillonnage
Les points de relevés sont réalisés à intervalles réguliers le long de transects préalablement positionnés pour être les plus représentatifs de la diversité des milieux présents sur le site.

Méthode de mise en place

Selon la taille des sites et la diversité des habitats (une visite rapide préalable du site peut être utile), l'ordre de grandeur du nombre de placettes varie (Annexe 2). Celles-ci sont ventilées sur 1 à 3 transects par site (cas général), de manière régulière et définie au préalable, et les relevés sont effectués systématiquement du même côté du transect. Typiquement, entre 5 et 20 placettes seront positionnées par transect, sur des longueurs oscillant entre 100 et 800 mètres, soit des espacements compris entre 20 et 50 mètres le plus souvent. Les points de départ et d'arrivée des transects peuvent être matérialisés de manière pérenne (bornes) ou a minima repérés sur le terrain par des points remarquables, des photographies et bien sûr le positionnement par GPS. L'orientation du transect peut être notée à la boussole ou, notamment en milieu ouvert, en suivant des points de repère lointains (photo ci-contre). Tous ces éléments sont reportés sur la fiche terrain (Annexe1).
Les relevés sont effectués sur les placettes dont la taille usuelle dépend de la structure de la végétation (Annexe 2), d'après ***CHYTRY & OPTIKOVA (2003)***, quelle que soit l'homogénéité apparente de la placette, sauf si celle-ci est à cheval sur :

- deux physionomies très différentes (par exemple à l'interface entre forêt / prairie humide ou milieu naturel / milieu artificiel (piste...) ;
- une rupture topographique majeure (fossé, butte de plus d'1m...)

Axe de la visée du transect



Exemple de visée lointaine

Dans certains cas, la taille normale doit être réduite (1 m^2, voire 0.25 m^2) et leur espacement également réduit (5 m), comme les grèves d'étangs ou les berges des cours d'eau, les bas-marais artico-alpins ou certains complexes tourbeux à sphaignes.

Méthode de mise en place *(Suite)*

Il est possible de déplacer la placette le long du transect ou de réduire la surface par rapport aux préconisations, mais dans tous les cas ces modifications doivent être bien signalées sur le bordereau de terrain.

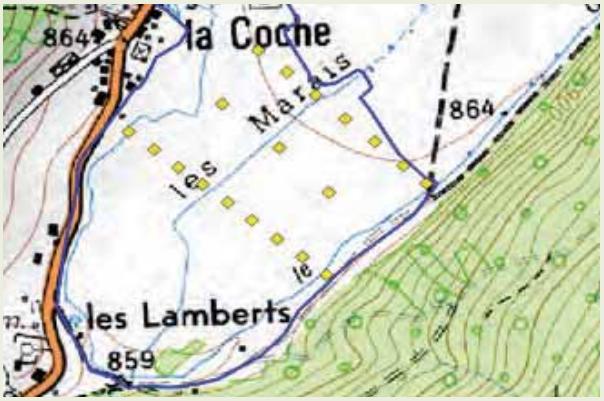
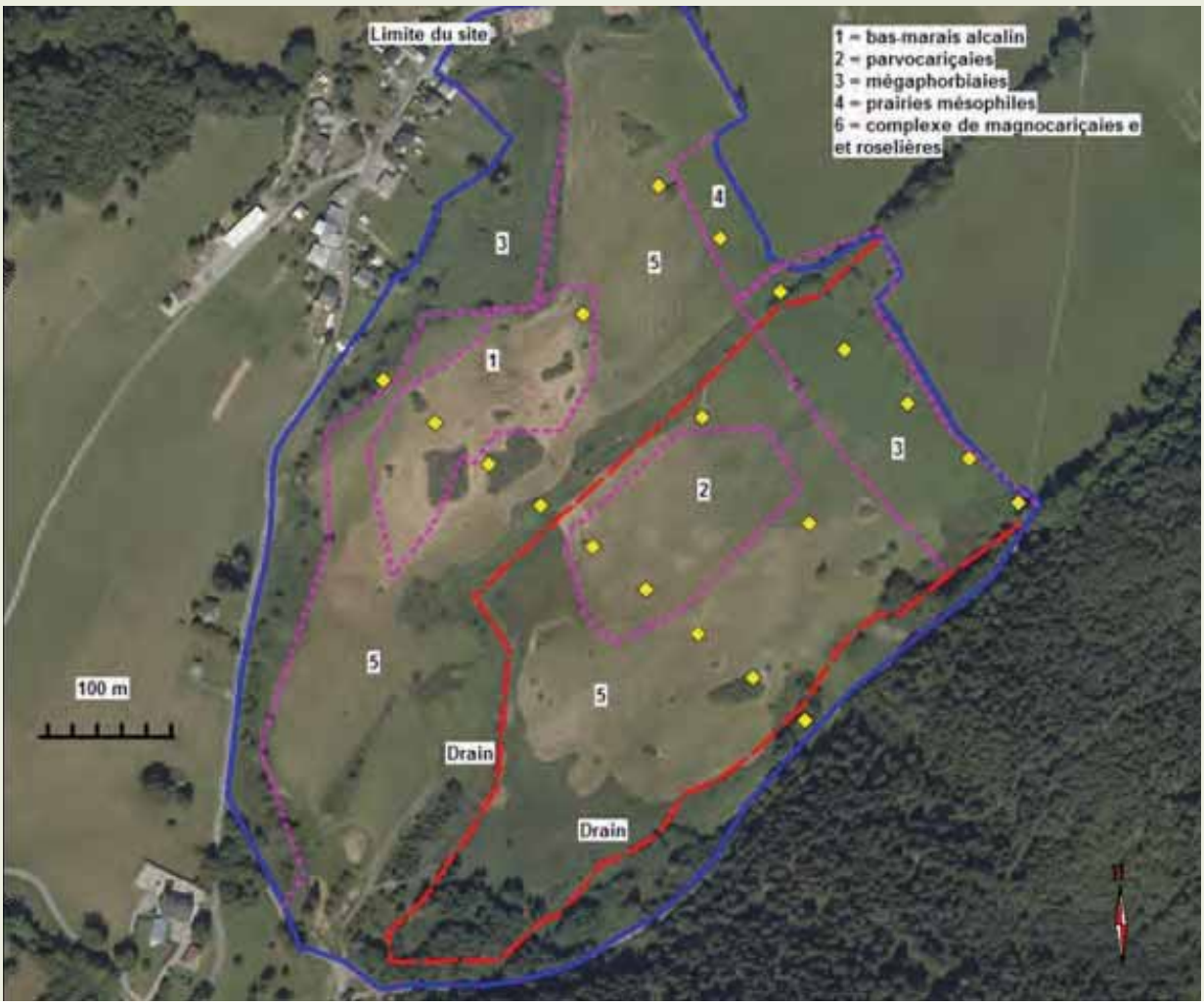


Figure 1 : alignement des transects au gradient

Etant donnée l'extrême variabilité de la forme des zones humides, il est difficile de définir des règles systématiques de positionnement des transects.
Les cartes d'habitats (quand elles existent), les cartes topographiques et bien sûr les photographies aériennes (couleur ou infrarouge) doivent être étudiées au préalable afin de croiser le plus possible d'habitats et de niveaux topographiques / hydrologiques.
Pour des sites présentant un gradient des conditions hydrologiques assez net, le plus simple est d'orienter les transects perpendiculairement à ce gradient (figure 1) : sur le site du Pontet (73), un gradient topographique nord-est / sud-ouest existe (points cotés 864 et 859 respectivement). On note également la présence d'un drain central et du cours du Gelon en grande partie rectifié et surcreusé et agissant également comme drain. L'analyse de la carte de végétation et un premier repérage sur le terrain (figure 2) ont fait apparaître que la zone centrale est la plus diversifiée, les zones nord-ouest, nord-est et sud-est étant constituées de complexes de roselières et magnocariçaies. Trois transects (les relevés sont matérialisés par des carrés jaunes) ont donc été établis, selon le gradient topographique, perpendiculairement au drain principal et permettant de traverser tous les habitats identifiés.
Pour une périodicité des suivis de 5 à 10 ans, privilégier les milieux ouverts (dont la végétation réagit plus vite aux perturbations) semble raisonnable. Comme règle empirique, on peut proposer qu'au moins la moitié des placettes concerne ces milieux ouverts, hors sites alluviaux boisés notamment.

Figure 2 : carte de végétation





Représentativité des données

Précision de l'information

La variabilité spatiale, testée sur quelques sites, est faible à l'échelle de la placette (variation type absolue de 0,2 pour la valeur d'engorgement du sol par exemple) et très faible à nulle à l'échelle du site.
La variabilité générale (incluant erreurs de re-localisation et passages à des dates différentes par des observateurs différents) a été testée sur 266 placettes. Elle représente des écarts de l'ordre de 0,5 en présence / absence et 0,7 en recouvrement pour le niveau d'engorgement à l'échelle de la placette, ceux-ci étant plus faibles pour la fertilité (respectivement 0,2 et 0,24). A l'échelle du site, les écarts sur les estimations de la médiane ont été calculés sur 20 sites. Pour la fertilité, les données calculées respectivement par la présence/absence et en tenant compte du recouvrement des espèces sont de 0,16 et 0,14. Pour l'indice d'engorgement, l'écart moyen de la médiane est de 0,27 et de 0,38 respectivement pour les données en présence / absence et en recouvrement.

Représentativité de l'information collectée

Le protocole flore permet de capturer au moins 50 % du total des espèces d'un site (incluant les espèces découvertes lors du programme) pour près de 80 % des sites, le pourcentage moyen étant d'environ 65 %. La représentation des espèces mésohygrophiles à hygrophiles est encore meilleure. Ce pourcentage diminue avec la taille des sites surtout, et l'augmentation du nombre de placettes ne permet pas, avec un volume de travail restant raisonnable, de compenser cette diminution.

Opérationnalité de la collecte

Compétences requises

De solides compétences botaniques sont requises, au moins concernant la flore des zones humides. Sur le bassin Rhône-Méditerrannée, bassin le plus diversifié en France en termes de types de zones humides, environ 1500 espèces ont été contactées, dont près de la moitié sont rares ou très rares. La maîtrise d'environ 800 à 900 espèces semble donc raisonnable sur l'ensemble du bassin étant donné l'impact modéré des omissions. Pour un opérateur local, ce nombre d'espèces est de l'ordre de 200 à 400.

Impact du niveau de compétences

L'effet des erreurs de détermination ou des omissions d'espèces peut être évalué par quelques données bibliographiques. ***EWALD (2003)*** a montré que l'omission de 80% des espèces les moins abondantes des placettes affecte très peu les valeurs diagnostiques ; en corollaire, les erreurs de détermination sur les espèces abondantes peuvent avoir un impact assez fort.

Temps moyen de collecte

En moyenne, le temps de collecte est de 1,5 jours par site (en un seul passage).

Temps de validation et de saisie des données

Pour une structure possédant une chaîne de saisie, le temps de saisie est de l'ordre de 1 jour par site, celui de validation des données de l'ordre de 1 heure.

Coût matériel/données / prestation/analyse

- GPS : entre 200 et 300 euros ;
- "décamètre" : environ 10 euros ;
- bornes de géomètre : environ 40 euros par borne.

En annexe :
- La fiche de relevé de terrain (Annexe 1) ;
- Les référentiels construits ou disponibles dans le cadre du programme et nécessaires à la mise en œuvre du protocole (Annexe 2).

Opérationnalité de la collecte *(Suite)*

Le référentiel flore utilisé est TAXREF 6. Des ajouts (peu nombreux) ont été effectués pour des espèces ou des taxons infra-spécifiques non inclus dans cette version.
Une table d'équivalences entre différents référentiels flore utilisés par les structures gestionnaires a été construite, afin de permettre l'importation des données saisies dans les outils métiers des structures.
Un certain nombre de taxons, qui gardent leur identité dans la base, sont regroupés pour les traitements postérieurs, essentiellement à cause de difficultés de détermination (ex. *Carex flava* et *C. lepidocarpa*).
À chaque taxon est associé un certain nombre de valeurs indicatrices (valeur d'engorgement, valeur de fertilité, coefficient de conservatisme, statuts divers...) qui servent pour le calcul des indicateurs. Pour l'essentiel, ces valeurs, établies pour la Suisse, sont tirées de ***LANDOLT et al. (2010)***.
L'application à Rhône-Alpes ne pose pas de difficultés particulières, hormis pour l'humidité. Une centaine de valeurs a été modifiée car ***LANDOLT et al. (2010)*** attribuent une valeur indicatrice d'humidité globale et non strictement édaphique : certaines espèces des milieux forestiers des climats frais et humides (ex. *Saxifraga rotundifolia*) ont ainsi des valeurs élevées alors qu'elles ne sont pas liées à des sols hydromorphes.
D'autre part, pour les espèces des zones humides méditerranéennes (absentes de Suisse), les valeurs indicatrices de ***JULVE (2012)*** ont été utilisées. Toutefois, ces dernières étaient basées sur une échelle de 1 à 12 (contre une échelle de 1 à 5 mais avec des demi-niveaux pour ***LANDOLT et al., 2010***). Il a donc fallu harmoniser les deux systèmes sur une échelle commune de 1 à 10. La comparaison des valeurs indicatrices des espèces en commun entre les deux systèmes a montré la meilleure cohérence globale (malgré des divergences assez nombreuses mais de faible ampleur) avec les équivalences suivantes du tableau 1 :

Référentiel flore et valeurs indicatrices de références

Référentiel Landolt	Référentiel Julve	Référentiel commun RhoMéo
1	1	1
1.5	2	2
2	3	3
2.5	4	4
3	5	5
3.5	6	6
4	7	7
4.5	8	8
5	9	9
5u	10	10
5v	11	10
-	12	10

Bibliographie

CHYTRY M. & OPTYKOVA Z., 2003. Plot sizes used for phytosociological sampling of European vegetation. Journal of Vegetation Science 14 : 563-570.

EWALD J., 2003. The sensivity of Ellenberg indicator values tp the completness of vegetation relevés. Basic and Applied Ecology 4 : 507-513.

JULVE Ph. 2012. CATMINAT. Document téléchargeable à l'adresse suivante : http://philippe.julve.pagesperso-orange.fr/catminat.htm

LANDOLT E. et al., 2010. Flora indicativa. CJB Genève, Haupt, Berne, 376 p.

INDICE FLORISTIQUE D'ENGORGEMENT



Description et principes

L'indice de niveau d'engorgement du site est traduit par plusieurs valeurs et graphiques complémentaires permettant de résumer l'information et de conserver l'expression de la variabilité du site :

- la note moyenne de l'indice par placette à partir desquelles on établit la valeur médiane du site ;
- l'histogramme des valeurs des placettes ;
- l'histogramme du nombre d'occurrences d'espèces par valeurs indicatrices.

Méthode de calcul

Pour le suivi d'un site dans le temps, il faut au préalable s'assurer que les calculs sont effectués sur les mêmes couples de placettes.

Pour les sites présentant des compartiments aquatiques, il est préconisé d'évaluer séparément ceux-ci des compartiments terrestres ou amphibies.

A l'échelle de la placette, la valeur diagnostique est calculée selon la procédure expliquée dans l'annexe 2.

A l'échelle du site, deux paramètres sont évalués :

- La tendance globale calculée par la médiane des valeurs diagnostiques des placettes ;
- La variabilité, sous la forme d'un histogramme des valeurs diagnostiques des placettes (figure 1) ; on compte le nombre de placettes ayant une valeur diagnostique comprise entre la borne inférieure et supérieure d'une classe (par exemple, 10 placettes ont une valeur d'humidité comprise entre 7,00 et 7,49). L'autre mode de description de cette variabilité est un histogramme des occurrences d'espèces ayant une valeur indicatrice d'humidité donnée (figure 2). Il s'agit simplement de compter, à l'échelle du site, le nombre de fois où des espèces ayant une valeur indicatrice de niveau d'engorgement donnée ont été contactées (quelle que soit l'identité taxonomique).

Un examen préalable de l'histogramme des valeurs diagnostiques, permet de déterminer si ces distributions sont symétriques ou au moins unimodales aux deux dates à comparer. Si tel est le cas, un test statistique d'évolution de la tendance centrale (médiane) peut être mis en oeuvre. Dans le cas contraire (notamment répartition bimodale à une des deux dates), l'évaluation sera basée sur le calcul d'un indice semi-statistique d'évolution et sur la comparaison de l'écart observé entre les deux dates (cf. annexe 2).

Figure 1 : valeur diagnostique de niveau d'engorgement des placettes

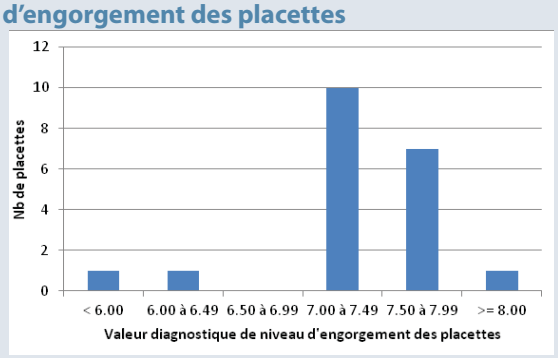
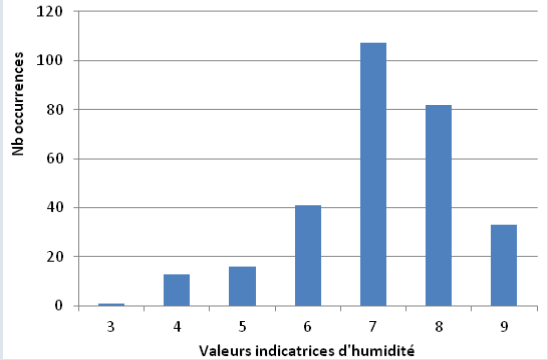


Figure 2 : valeurs indicatrices d'humidité



Clés d'interprétation de la note indicatrice

La valeur de l'indice est corrélée positivement avec le niveau moyen annuel ou estival de la nappe : plus sa valeur est élevée, plus le niveau moyen de la nappe est proche de la surface. La gamme de valeur va de 1 à 10 en théorie. Les valeurs médianes pour les zones humides varient de 3,77 (marais de plaine drainés, marais de pente) à 8,25 ou plus (pour les tourbières à sphaignes non altérées) sans tenir compte du recouvrement des espèces, et entre 3,46 et 8,90 si on prend en compte le recouvrement. Les valeurs minimales, moyennes et maximales observées par type de zone humide sont données (graphique ci-dessous).

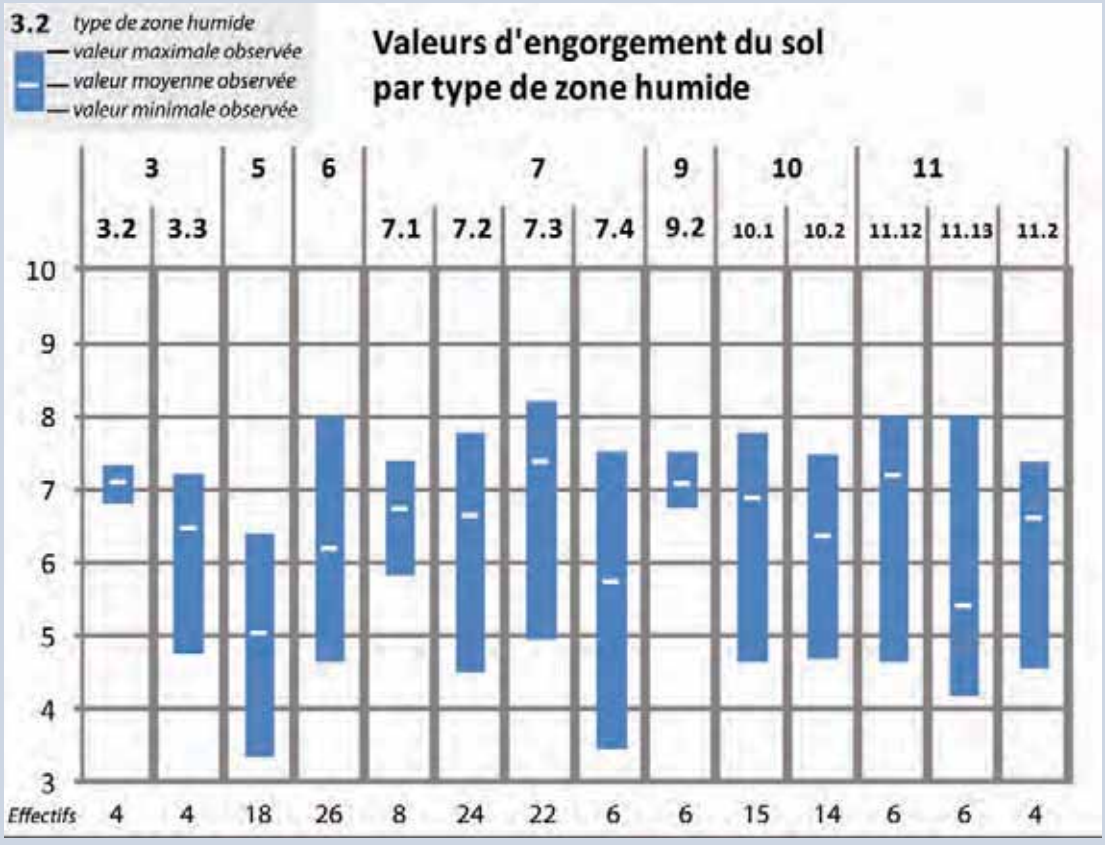
La significativité de l'écart observé entre deux dates peut être analysée de trois manières (voir exemple de l'encadré 1) :

- En comparant l'écart observé avec l'erreur moyenne à l'échelle d'un site (due à de mauvaises re-localisations des placettes, des décalages sphénologiques, des erreurs de déterminations...). L'erreur moyenne pour le niveau d'engorgement a été estimée à 0,3 en présence/absence et 0,4 ou avec prise en compte du recouvrement des espèces. Ces valeurs sont applicables pour tous les types de zones humides. Pour être significatif, l'écart observé doit être supérieur à l'erreur moyenne, donc supérieur à 0,3 ou 0,4 selon le mode de calcul choisi ;
- En calculant l'écart global entre les occurrences observées et attendues comme si ces occurrences étaient indépendantes des années. Il s'agit d'une mesure semi-statistique, le coefficient V de Cramer (Annexe 2 pour un exemple détaillé des calculs) ; pour être "significatif", ce coefficient (qui varie de 0 à 1) doit être au moins supérieur à 0,1 ;
- En comparant statistiquement les valeurs des placettes avec le test non paramétrique des rangs signés de Wilcoxon. Pour être significatif, la statistique du test doit être inférieure à des valeurs seuils données dans des tables spéciales mais facilement disponibles (Annexe 2 pour le détail des calculs et l'obtention des tables).

La mécanique des calculs est expliquée dans des manuels statistiques comme ***DAGNELIE (2011), SOKAL & ROHLF (2012), SPRENT (1993) ou TOMASSONE et al. (1993),*** ou enfin dans les cours de statistiques de l'Université de Lyon de ***RAKOTOMALALA (2008, 2011)***.

Pour chaque site, l'évolution à deux dates peut donc être évaluée de trois manières. L'évolution d'un site, que ce soit positivement ou négativement, est considérée probante si au moins deux de ces trois procédures débouchent sur des résultats significatifs.

Exemples d'amplitude des valeurs observées





FICHES LIÉES P02 I02

Exemple d'application

Sur le site des Mièges (Haute-Savoie), appartenant au type SDAGE 7, 20 placettes ont été échantillonnées en 2010, pour un total de 293 observations. La valeur de l'indice floristique de niveau d'engorgement de ce site est de 7,03 (avec prise en compte du recouvrement), soit une valeur usuelle pour ce type de zone humide. Les histogrammes des valeurs par placettes et des occurrences d'espèces par valeurs indicatrices sont ceux des figures 1 et 2.

Nous avons simulé des données pour l'année 2015 (Annexes 2), en basant cette simulation sur une baisse des valeurs indicatrices de l'ordre de 10 %.

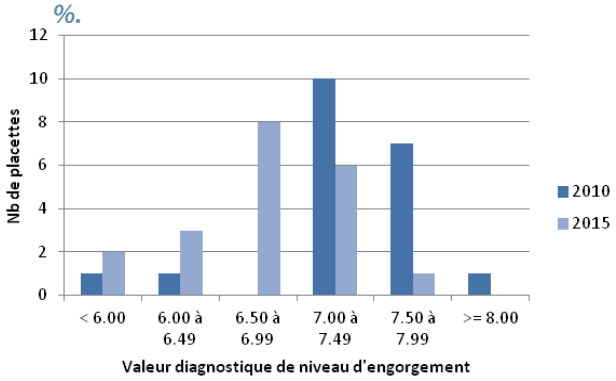


Figure 3 : Valeur diagnostique de niveau d'engorgement

La médiane des valeurs des placettes vaut 6,59 en 2015, soit un écart de 0,44 entre les deux dates. L'écart observé est légèrement supérieur à l'erreur estimée pour l'indice d'engorgement avec recouvrement (0,4) et peut donc être considéré significatif de ce point de vue.

Le coefficient de Cramer vaut 0,159 (Annexe 2) et est donc faiblement significatif (car > 0,1 mais < 0,3).

L'histogramme des valeurs par placettes pour les deux années est donné figure 3. On constate que la distribution est unimodale aux deux dates : on peut donc appliquer le test statistique de Wilcoxon.

Le test conclut à une différence de distribution des valeurs d'engorgement entre les deux années hautement significative (voir le détail des calculs annexe 2).

Les trois méthodes d'évaluation indiquent que les différences observées entre 2010 et 2015 sont significatives : on peut conclure qu'il y a une évolution du niveau d'engorgement (c'est-à-dire un assèchement dans ce cas) pour ce site entre les deux dates.

Bibliographie

DAGNELIE P., 2011. Statistique théorique et appliquée. Tome 2. Inférence statistique à une et à deux dimensions. De Boeck (ed.), Bruxelles, 736 p.

RAKOTOMALALA R., 2008. Comparaisons de populations. Test, non paramétriques. Version 1, téléchargeable à l'adresse suivante : http://eric.univ-lyon2.fr/~ricco/cours/cours/Comp_Pop_Tests_Nonparametriques.pdf

RAKOTOMALALA R., 2011. Etude des dépendances - Variables qualitatives. Tableau de contingence et mesures d'association. Version 2, téléchargeable à l'adresse suivante : http://eric.univ-lyon2.fr/~ricco/cours/cours/Dependance_Variables_Qualitatives.pdf

SOKAL, R.R. & ROHLF F.J., 2012. Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. 4th edition, W. H. Freeman and Co. (eds.), New York. 937 p.

SPRENT P., 1993. Statistiques non paramétriques. INRA (ed.), Paris, 294 p.

TOMASSONE R., DERVIN C, MASSON J P..1993. Biométrie. Modélisation de phénomènes biologiques.

INDICE FLORISTIQUE DE FERTILITÉ DU SOL



Description et principes

L'indice de fertilité du site est traduit par plusieurs valeurs et graphiques complémentaires permettant de résumer l'information et de conserver l'expression de la variabilité du site :

- les valeurs des indices par placettes, à partir desquelles on établit la valeur médiane des placettes du site et l'histogramme des valeurs des placettes ;
- l'histogramme des occurrences d'espèces par valeurs indicatrices.

Méthode de calcul

Pour le suivi d'un site dans le temps, il faut au préalable s'assurer que les calculs sont effectués sur les mêmes couples de placettes.

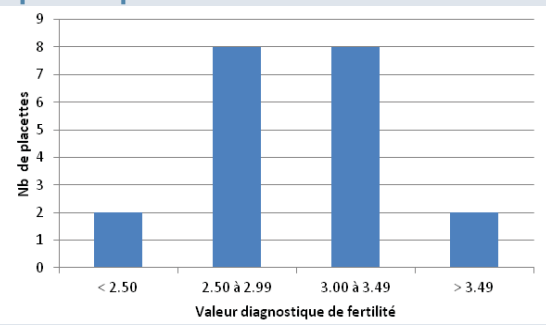
Pour les sites présentant des compartiments aquatiques, il est préconisé d'évaluer séparément ceux-ci des compartiments terrestres ou amphibies.

A l'échelle de la placette, la valeur diagnostique est calculée selon la procédure expliquée dans la fiche "indicateur" I06.

A l'échelle du site, deux paramètres sont évalués :

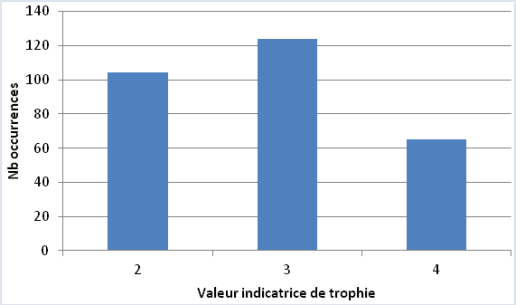
- la tendance globale calculée par la médiane des valeurs diagnostiques des placettes ;
- la variabilité, sous la forme d'un histogramme des valeurs diagnostiques des placettes (figure 1).

Figure 1 : histogramme des valeurs diagnostiques des placettes



On compte le nombre de placettes ayant une valeur diagnostique comprise entre la borne inférieure et supérieure d'une classe (par exemple, 8 placettes ont une valeur de fertilité comprise entre 2,50 et 2,99) ; l'autre mode de description de cette variabilité est un histogramme des occurrences d'espèces ayant une valeur indicatrice de fertilité donnée (figure 2).

Figure 2 : valeur indicatrice de fertilité



I I s'agit simplement de compter, à l'échelle du site, le nombre de fois où des espèces (quelque soit l'identité taxonomique) ayant une valeur indicatrice de fertilité particulière ont été contactées.

Si la distribution des valeurs diagnostiques des placettes est symétrique ou au moins unimodale **aux deux dates à comparer,** un test d'évolution de position (médiane) peut être mis en oeuvre. Dans le cas contraire (notamment répartition bimodale à une des deux dates), une évaluation basée sur l'inspection des histogrammes et le calcul d'un indice d'évolution est préférable.

Clés d'interprétation de la note indicatrice

La valeur diagnostique de fertilité est corrélée positivement avec la disponibilité en nutriments (azote et phosphore). La gamme de variation va de 1 (sites très pauvres en nutriments) à 5 (sites très riches). Les valeurs minimales, médianes et maximales observées par type de zones humides sont données sur l'exemple d'amplitude de valeurs observées (ci-dessous). En pratique, les valeurs sont échelonnées dans une gamme allant de 1,4 (tourbières à sphaignes - type 7,2) à 4,0 (marais et lagunes côtiers - type 3) en présence/absence et entre 1,7 et 4,0 avec prise en compte du recouvrement (pour les mêmes types respectivement).

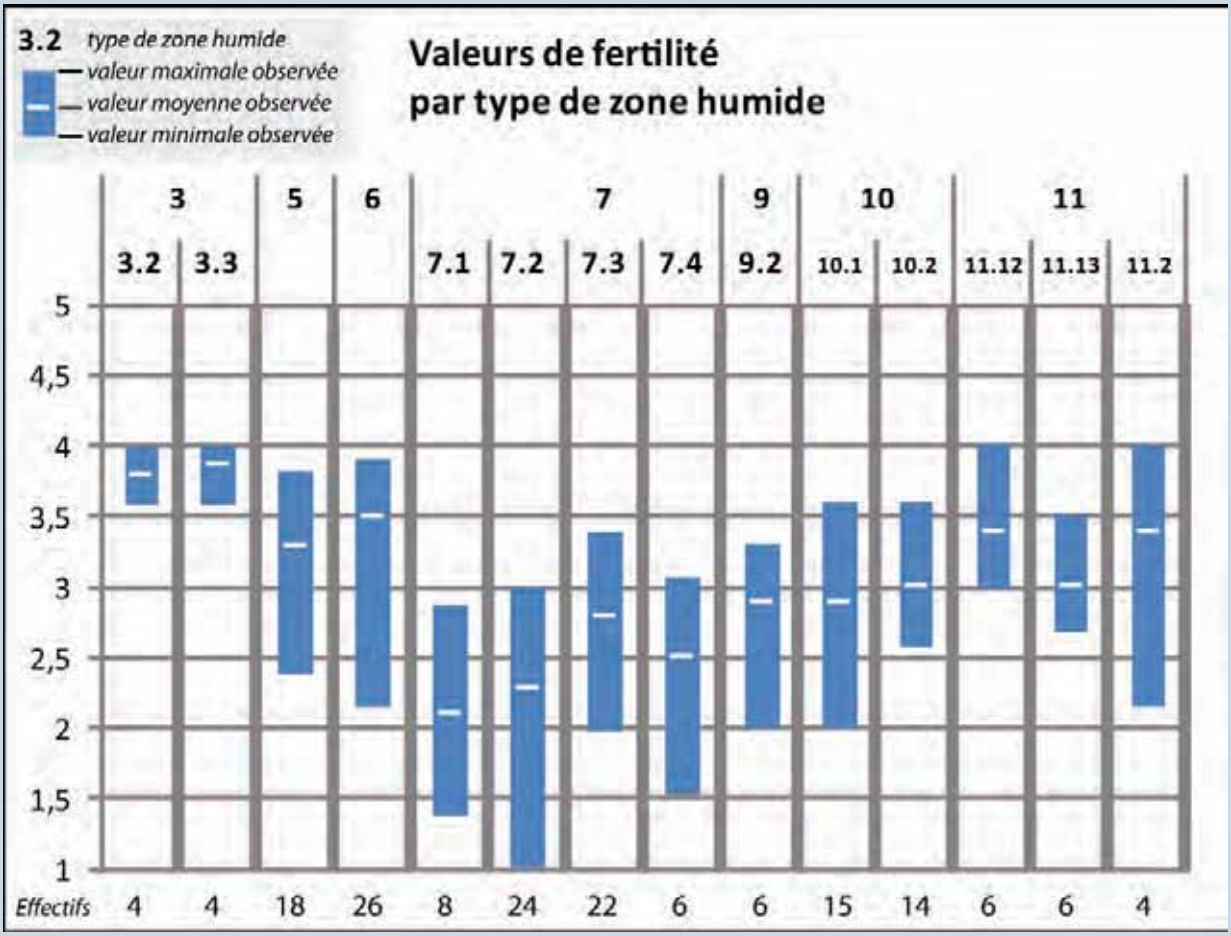
La significativité de l'écart observé entre deux dates peut être analysée de trois manières (voir exemple) :

- En comparant l'écart observé avec l'erreur moyenne à l'échelle d'un site (due à de mauvaises re-localisations des placettes, des décalage phénologiques, des erreurs de déterminations...) **que l'on a estimée approximativement pour la fertilité à 0,2** (chiffre applicable pour tous les types de zones humides, que l'on calcule la valeur en présence/absence ou en prenant en compte le recouvrement des espèces) ; pour être significatif, l'écart observé doit être supérieur à l'erreur moyenne, donc supérieur à 0,2 ;
- En calculant l'écart global entre les occurrences observées et attendues comme si ces occurrences étaient indépendantes des années. Il s'agit d'une mesure semi-statistique, **le coefficient V de Cramer** (Annexe 2 pour un exemple détaillé des calculs) ; pour être significatif, ce coefficient (qui varie de 0 à 1) doit être au moins supérieur à 0,1 ;
- En comparant statistiquement les valeurs des placettes avec **le test non paramétrique des rangs signés de Wilcoxon** ; pour être significatif, la statistique du test doit être inférieure à des valeurs seuils données dans des tables spéciales mais facilement disponibles (Annexe 2 pour le détail des calculs et l'obtention des tables).

La mécanique des calculs est expliquée dans des manuels statistiques comme ***DAGNELIE (2011), SOKAL & ROHLF (2012), SPRENT (1993) ou TOMASSONE et al. (1993)***, ou enfin dans les cours de statistiques de l'Université de Lyon de *RAKOTOMALALA (2008, 2011).*

Pour chaque site, l'évolution à deux dates peut donc être évaluée de trois manières. **L'évolution d'un site est considérée significative si au moins deux de ces trois méthodes répondent positivement (ou négativement).**

Exemples d'amplitude des valeurs observées





FICHES LIÉES P02 I06

Exemple d'application

Sur le site des Mièges (Haute-Savoie), appartenant au type SDAGE 7, 20 placettes ont été échantillonnées en 2010, pour un total de 293 observations. La valeur de l'indice floristique de fertilité de ce site est de 2,96, soit une valeur usuelle pour ce type de zones humides. Les histogrammes des valeurs par placettes et des occurrences d'espèces par valeurs indicatrices sont ceux des figures 1 et 2.

Nous avons simulé des données pour l'année 2015 (annexe 2), en basant cette simulation sur une augmentation des valeurs indicatrices de l'ordre de 2%.

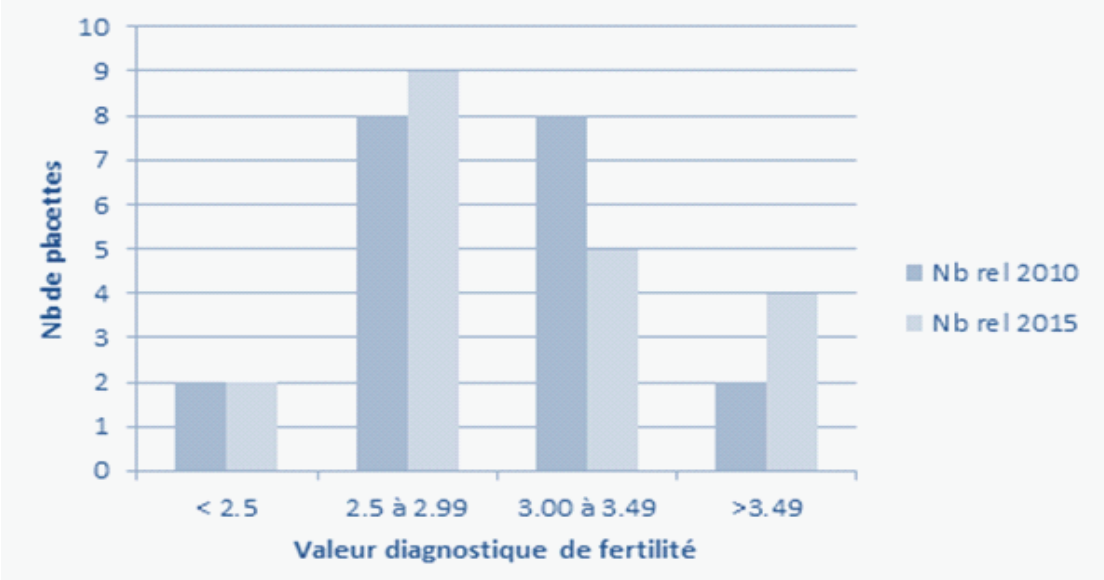
La médiane des valeurs des placettes vaut 2,98 en 2015, soit un écart de 0,02 entre les deux dates.

L'écart observé est bien inférieur à l'erreur estimée pour ce type de zone humide (0,2) et n'est donc pas significatif.

Le coefficient de Cramer vaut 0,006 (annexe 2) et n'est donc pas significatif (car << 0,1).

L'histogramme des valeurs par placettes pour les deux années est donné figure 3. On constate que la distribution est unimodale aux deux dates : on peut donc appliquer le test statistique de Wilcoxon. Le test conclut à l'absence de différence de distribution des valeurs de fertilité entre les deux années (voir le détail des calculs annexe 2).

Figure 3 : histogramme des valeurs par placettes



Les trois méthodes d'évaluation indiquent que les différences observées entre 2010 et 2015 ne sont pas significatives : on peut conclure qu'il n'y a pas d'évolution du niveau de fertilité pour ce site entre les deux dates.

Bibliographie

DAGNELIE P., 2011. Statistique théorique et appliquée. Tome 2. Inférence statistique à une et à deux dimensions. De Boeck (ed.), Bruxelles, 736 p.

RAKOTOMALALA R., 2008. Comparaisons de populations. test non paramétriques. Version 1, téléchargeable à l'adresse suivante : http://eric.univ-lyon2.fr/~ricco/cours/cours/Comp_Pop_Tests_Nonparametriques.pdf

RAKOTOMALALA R., 2011. Etude des dépendances - Variables qualitatives. Tableau de contingence et mesures d'association. Version 2, téléchargeable à l'adresse suivante : http://eric.univ-lyon2.fr/~ricco/cours/cours/Dependance_Variables_Qualitatives.pdf

SOKALI, R.R. & ROHLF F.J., 2012. Biometry : the principles and practice of statistics in biological research. 4th edition, W. H. Freeman and Co. (eds.), New York. 937 p.

SPRENT P., 1993. Statistiques non paramétriques. INRA (ed.), Paris, 294 p.

TOMASSONE R., DERVIN C, MASSON J P.1993. Biométrie. Modélisation de phénomènes biologiques. Masson (ed.), Paris, 553 p.

INDICE DE QUALITÉ FLORISTIQUE



Description et principes

L'indice de qualité floristique du site est traduit par plusieurs valeurs et graphiques complémentaires permettant de résumer l'information et de conserver l'expression de la variabilité du site :

- La note moyenne de l'indice par placette à partir de laquelle on établit la valeur médiane des placettes du site ;
- L'histogramme des valeurs des placettes ;
- L'histogramme du nombre d'occurrences d'espèces par valeurs du coefficient de conservatisme.

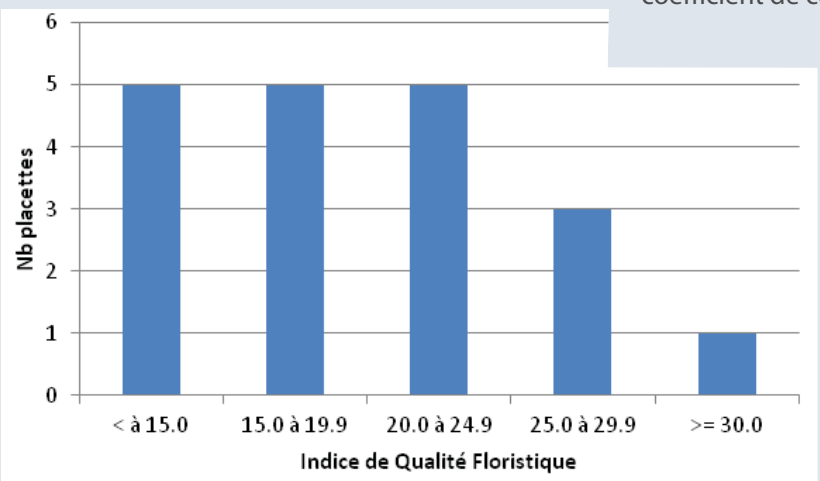
Méthode de calcul

Pour le suivi d'un site dans le temps, il faut au préalable s'assurer que les calculs sont effectués sur les mêmes couples de placettes.
Pour les sites présentant des compartiments aquatiques, il est préconisé d'évaluer séparément ceux-ci des compartiments terrestres ou amphibies.
A l'échelle de la placette, la valeur de l'indice est calculée selon la procédure expliquée dans la fiche I08.
La procédure de calcul usuelle prévoit de calculer un coefficient moyen de conservatisme (CCmoy) par site, puis de multiplier cette valeur par la racine carrée du nombre d'espèces du site. Ce faisant, l'indice ne peut qu'augmenter avec le nombre de placettes ou la taille des sites (car le nombre d'espèces augmente). Nous préférons calculer un IQF par placette puis la note médiane des placettes afin d'éviter cet écueil.

A l'échelle du site, deux paramètres sont évalués :

- la tendance globale calculée par la médiane des valeurs des placettes,
- la variabilité, sous la forme d'un histogramme des IQF des placettes (figure 1) ; on compte le nombre de placettes ayant une valeur diagnostique comprise entre la borne inférieure et supérieure d'une classe (par exemple, 5 placettes ont une valeur d'humidité comprise entre 15,0 et 19,9). L'autre mode de description de cette variabilité est un histogramme des occurrences d'espèces ayant une valeur de coefficient de conservatisme donné (figure 2). Il s'agit simplement de compter, à l'échelle du site, le nombre de fois où des espèces (quelle que soit l'identité taxonomique) ayant un coefficient de conservatisme particulier ont été contactées (par exemple, on a contacté 82 des espèces ayant un coefficient de conservatisme de 6).

Figure 1 : histogramme des IQF des placettes



Clés d'interprétation de la note indicatrice

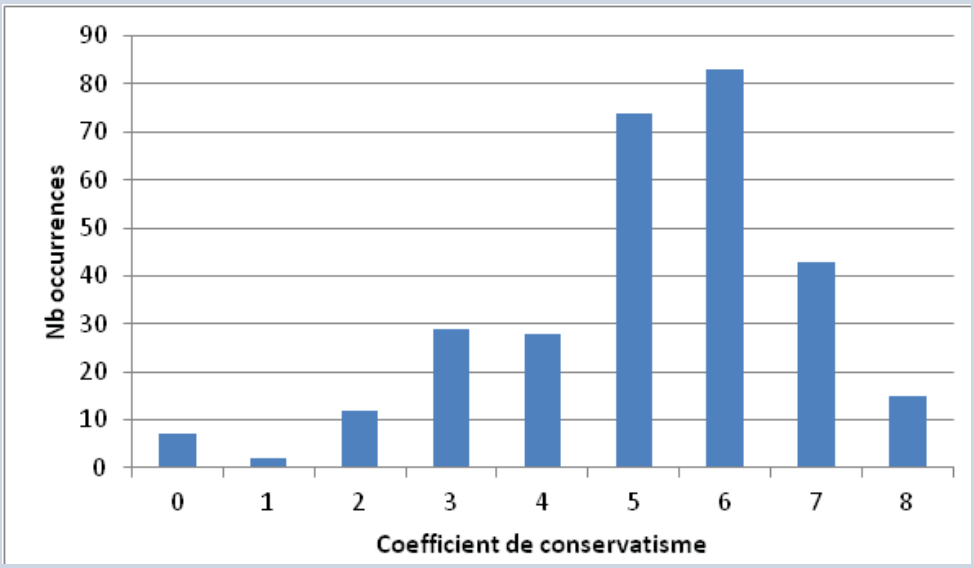
Un examen préalable de l'histogramme des valeurs diagnostiques aux dates considérées permet de déterminer si ces distributions sont symétriques ou au moins unimodales **aux deux dates à comparer**. Si tel est le cas, un test statistique d'évolution de la tendance centrale (médiane) peut être mis en oeuvre. Dans le cas contraire (notamment répartition bimodale à une des deux dates), l'évaluation sera basée sur le calcul d'un indice semi-statistique d'évolution correspondant à l'écart observé entre les deux dates (avec l'erreur imputable au protocole).
L'indice est corrélé positivement avec le niveau de perturbation global du site et avec le degré de colonisation par les espèces exotiques. La gamme de variation va de 0 (sites pour lesquels on n'aurait contacté que des espèces exotiques) à environ 35 (tourbières non perturbées), la plupart étant situées entre 10 et 25.
Les valeurs minimales, moyennes et maximales observées par type de zones humides sont données dans le graphique d'amplitude des valeurs observées.

La significativité de l'écart observé entre deux dates peut être analysée de trois manières :

- En comparant l'écart observé avec l'erreur moyenne à l'échelle d'un site (due à de mauvaises re-localisations des placettes, des décalage phénologiques, des erreurs de déterminations...) **que l'on a estimée approximativement pour l'indice de qualité floristique à 1,5** tant en présence/absence qu'avec prise en compte du recouvrement. Ces chiffres sont applicables pour tous les types de zones humides ; pour être significatif, l'écart observé doit être supérieur à l'erreur moyenne, donc supérieur à 1,5 (en valeur absolue) ;
- En calculant l'écart global entre les occurrences observées et attendues comme si ces occurrences étaient indépendantes des années. Il s'agit d'une mesure semi-statistique, le **coefficient V de Cramer** (Annexe 2 - pour un exemple détaillé des calculs) ; pour être "significatif", ce coefficient (qui varie de 0 à 1) doit être au moins supérieur à 0,1 ;
- En comparant statistiquement les valeurs des placettes avec **le test non paramétrique des rangs signés de Wilcoxon** ; pour être significatif, la statistique du test doit être inférieure à des valeurs seuils données dans des tables spéciales mais facilement disponibles (voir annexe 2 - pour le détail des calculs et l'obtention des tables).

Les modes de calcul sont expliqués dans des manuels statistiques comme ***DAGNELIE (2011), SOKAL & ROHLF (2012), SPRENT (1993) ou TOMASSONE et al. (1993)***, ou enfin dans les cours de statistiques de l'Université de Lyon de *RAKOTOMALALA (2008, 2011)*.
Pour chaque site, l'évolution à deux dates peut donc être évaluée de trois manières. **L'évolution d'un site, que ce soit positivement ou négativement, est considérée probante si au moins deux de ces trois manières débouchent sur des résultats significatifs.**

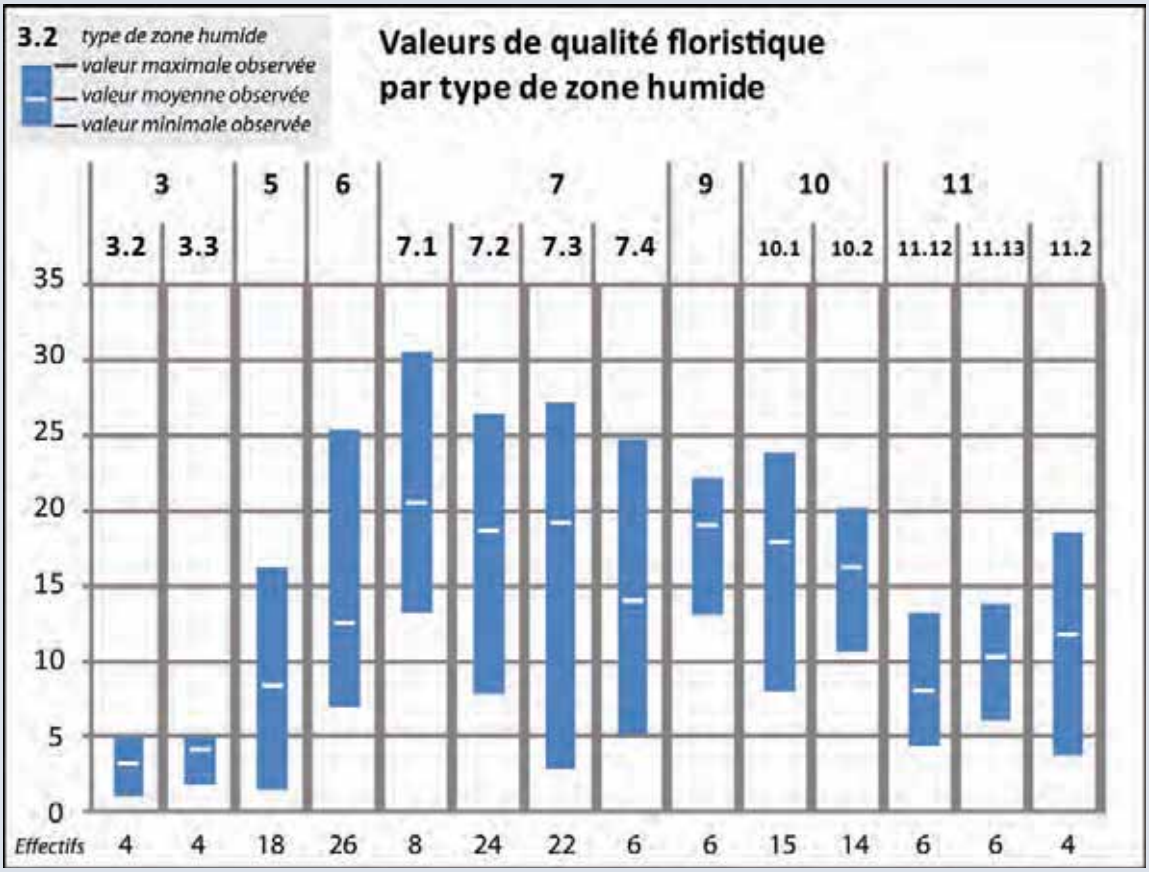
Figure 2 : histogramme des IQF des placettes





Clés d'interprétation de la note indicatrice (*Suite*)

Exemples d'amplitude des valeurs observées



Exemple d'application

Sur le site des Mièges (Haute-Savoie), appartenant au type SDAGE 7, 20 placettes ont été échantillonnées en 2010, pour un total de 293 observations. La valeur de l'indice de qualité floristique de ce site est de 17,2, soit une valeur usuelle pour ce type de zones humides. Les histogrammes des valeurs par placettes et des occurrences d'espèces par valeurs indicatrices sont ceux des figures 1 et 2.

Nous avons simulé des données pour l'année 2015 (Annexe2), en basant cette simulation sur une diminution des valeurs de l'indice de l'ordre de 5%, en concentrant cette baisse sur une partie du site seulement (placettes 10 à 20).

La médiane des valeurs des placettes vaut 16,6 en 2015, soit un écart de 0,6 entre les deux dates. L'écart observé est inférieur à celui que l'on peut imputer aux diverses sources d'erreurs possibles et n'est donc pas significatif de ce point de vue.

Le coefficient de Cramer vaut 0,19 (Annexe 2) et est donc "significatif" quoique faiblement (car > 0.1 mais < 0.3).

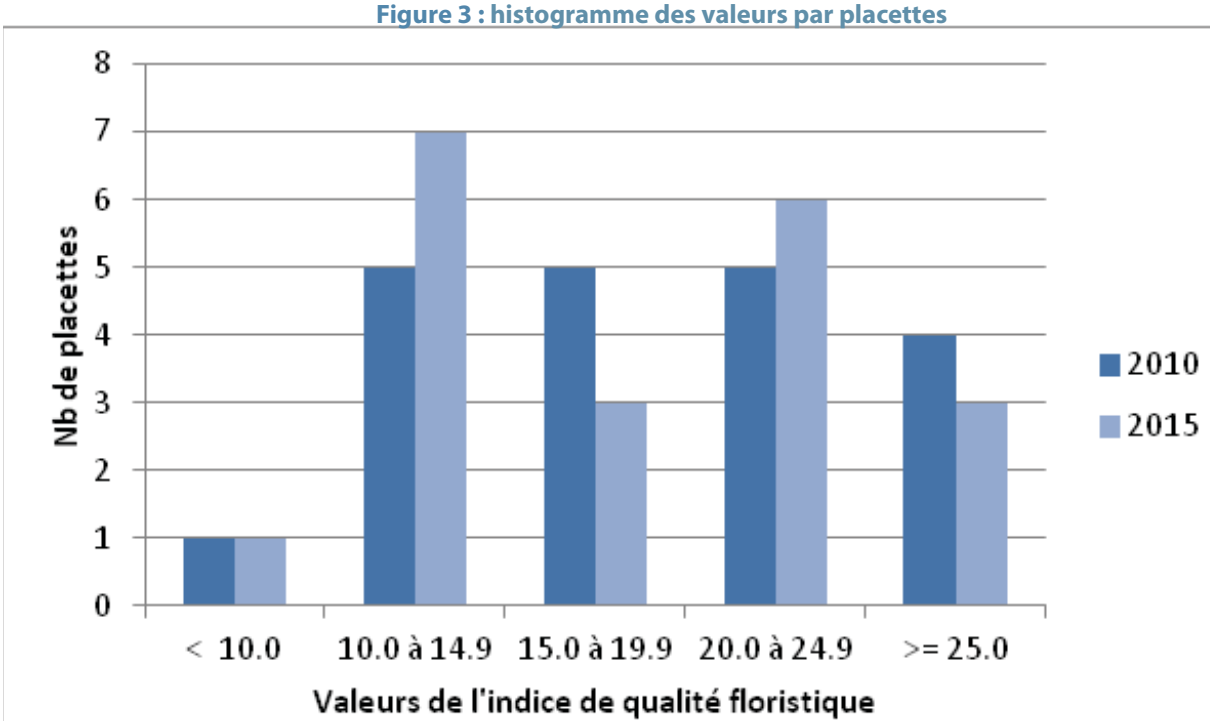
L'histogramme des valeurs par placettes pour les deux années est donné figure 3. On constate que la distribution est à peu près unimodale en 2010 (bien qu'il y ait plusieurs valeurs modales), mais plutôt bimodale (un pic entre 10,0 et 14,9 et un autre entre 20,0 et 24,9) : on ne peut donc pas appliquer le test statistique de Wilcoxon.

Une seule méthode d'évaluation indique que les différences observées entre 2010 et 2015

Exemple d'application *(Suite)*

sont significatives : on peut conclure qu'il n'y a pas d'évolution de l'indice de qualité floristique pour ce site entre les deux dates.
Toutefois, une des méthodes donne un résultat positif d'une part et une évolution différente entre les placettes semble se dessiner d'autre part. Il conviendrait de regarder si ces placettes ne concernent pas un seul transect, une partie du site seulement pouvant être affectée par exemple.

Figure 3 : histogramme des valeurs par placettes



Bibliographie

DAGNELIE P., 2011. Statistique théorique et appliquée. Tome 2. Inférence statistique à une et à deux dimensions. De Boeck (ed.), Bruxelles, 736 p.

RAKOTOMALALA R., 2008. Comparaisons de populations. test non paramétriques. Version 1, téléchargeable à l'adresse suivante : http://eric.univ-lyon2.fr/~ricco/cours/cours/Comp_Pop_Tests_Nonparametriques.pdf

RAKOTOMALALA R., 2011. Etude des dépendances - Variables qualitatives. Tableau de contingence et mesures d'association. Version 2, téléchargeable à l'adresse suivante : http://eric.univ-lyon2.fr/~ricco/cours/cours/Dependance_Variables_Qualitatives.pdf

SOKALI R.R. & ROHLF F.J., 2012. Biometry : the principles and practice of statistics in biological research. 4th edition, W. H. Freeman and Co. (eds.), New York. 937 p.

SPRENTP., 1993. Statistiques non paramétriques. INRA (ed.), Paris, 294 p.

TOMASSONE R., DERVIN C, MASSON J-P.1993. Biométrie. Modélisation de phénomènes biologiques. Masson (ed.), Paris, 553 p.

SITE

Id. ____ Nom _____

Date __/__/____ Observateur _____

Remarques diverses

POINT D'OBSERVATION

Altitude ____ m

Coordonnées X= _____

Y= _____

1 - Situation ☐ terrain plat ☐ en pente ☐ faible ☐ moyenne ☐ forte

2 - Exposition ☐ N ☐ NW ☐ W ☐ SW ☐ S ☐ SE ☐ NE ☐ E

RELEVE FLORISTIQUE

N° de relevé _____

Surface du relevé (m²) _____

☐ Relevé emboîté

N° du relevé de taille supérieure _____

Durée d'observation _____

Structure de la végétation

		Recouvrement (%)	Hauteur (m)
Strate	arborée (A)		
	arbustive (a)		
	sous-arbustive (sa)		
	herbacée (h)		
	muscinale (m)		

Physionomie (cocher)

	☐ AL ☐ AQ ☐ EC ☐ EX ☐ FO ☐ RB	☐ BM ☐ HM ☐ GH ☐ MC ☐ PH ☐ MG ☐ CN	☐ LA ☐ FU	☐ BFH ☐ BCH
placette	(2 x 2)	(4 x 4)	(7 x 7)	(15 x 15)
surface	4	16	49	225

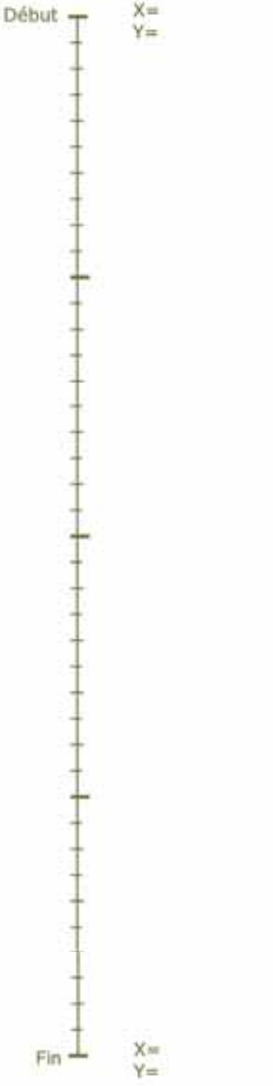
Description du milieu (en français)

Espèce et sous-espèce	Cocher si récolte	Strate (A, a, sa, h, m)	Abond. (de + à 5)
01	☐		
02	☐		
03	☐		
04	☐		
05	☐		
06	☐		
07	☐		
08	☐		
09	☐		
10	☐		
11	☐		
12	☐		
13	☐		
14	☐		
15	☐		
16	☐		
17	☐		
18	☐		
19	☐		
20	☐		
21	☐		
22	☐		
23	☐		
24	☐		
25	☐		

Espèce et sous-espèce	Cocher si récolte	Strate (A, a, sa, h, m)	Abond. (de + à 5)
26	☐		
27	☐		
28	☐		
29	☐		
30	☐		
31	☐		
32	☐		
33	☐		
34	☐		
35	☐		
36	☐		
37	☐		
38	☐		
39	☐		
40	☐		
41	☐		
42	☐		
43	☐		
44	☐		
45	☐		
46	☐		
47	☐		
48	☐		
49	☐		
50	☐		

N° de transect :

localiser les relevés et sondages pédologiques
noter la distance entre les
différents habitats et les codes CB



Physionomie des formations végétales

Quatre types de physionomie dite simplifiée (ou formation végétale = physionomie au sens strict) sont définies comme étant, chacune, une formation végétale dominée par une seule strate de végétation. Nous avons retenu ici les quatre strates de végétation d'usage courant dans les travaux phytosociologiques : herbacée, sous-arbustive, arbustive et arborescente, sans pour autant avoir rassemblé des éléments de définition clairs. A défaut de documentation sur les critères utilisés, on peut considérer que chaque strate correspond à un ou plusieurs types biologiques dominants :

- Herbacée : thérophytes, geophytes, hémicryptophytes, nano-chaméphytes
- Sous-arbustive : autres chaméphytes, nano-phanérophytes
- Arbustive : mésophanérophytes
- arborescente : méga-phanérophytes

Ces physionomies simplifiées sont déclinées en physionomies détaillées dans les tableaux ci-dessous.

Dans les tableaux principaux, nous avons surligné en couleur claire les formations typiques des zones humides et en couleur foncée celles pour lesquelles une partie des habitats concernés se rencontre en zone humide.

Caractérisation des physionomies détaillées

	Physionomie simplifiée ARBUSTIVE (FA)	
FS	**Fourré sempervirent**	Formation dominée par des espèces à feuillage persistant, épineuses ou non (Buxaie, Juniperaie, …)
FM	**Fourré mésophile à sec**	Formation dominée des espèces caducifoliées des autres situations (Coryllaie, coudraie, accru à …, fourré à Amelanchier, …).
FU	**Fourré humide**	Formation dominée des des espèces caducifoliées des sols engorgés, des bordures d'eaux calmes et courantes (saulaie arbustive, fourré à bourdaine, …). Les aulnaies vertes sont traitées sous FM
FR	**Fourré artificiel**	ex. : haie bocagère
	Physionomie simplifiée ARBORESCENTE (FT)	
BFM	**Boisement feuillu** *(mésophile à sec)*	Formation dominée par des espèces feuillues (>75 % de recouvrement) caducifoliées des autres situations, sèches ou mésophiles
BFH	**Boisement feuillu humide**	Formation dominée par des espèces feuillues (>75 % de recouvrement) caducifoliées des sols engorgés (nappe affleurante ou peu profonde) et des situations alluviales et riveraines (nappe circulante à niveau variable et crues). Les boisements à sous bois de mégaphorbiaie non riverain ou alluviaux sont traités sous BFM.
BCM	**Boisement de conifère** *(mésophile à sec)*	Formation dominée par les conifères (>75 % recouvrement) des situations sèches ou mésophiles. Les pré-bois de Mélèze, Arolle, Pin à crochet et de Thurifère sont considérés comme des formations arborescentes dès 15 % de recouvrement (au lieu de 30 % pour les autres essences).
BCH	**Boisement de conifères humide**	Formation dominée par les conifères (>75 % recouvrement) des sols humides ou engorgés. Les pré-bois de Pin à crochet sur tourbe sont considérés comme des formations arborescentes dès 15 % de recouvrement (au lieu de 30 % pour les autres essences).
BMI	**Boisement mixte**	Formation mixte conifères/feuillus ou feuillus sempervirents/feuillus caducifolié dans laquelle aucune des essences atteint individuellement 75 % de la surface. Les combinaisons mixtes d'essences sont retenues dans la liste de peuplements.
BFS	**Boisement feuillu sempervirent**	Formation dominée par des espèces feuillues (>75 % de recouvrement) sempervirentes
BA	**Boisement artificiel**	

Physionomie des formations végétales *(Suite)*

Physionomie simplifiée HERBACEE (FH)		
AL	**Alluvions** (*Végétation herbacée pionnière des*)	Formation très ouverte pionnière des alluvions actifs, régulièrement perturbés et alimentés, des torrents, des rivières et des fleuves à régime nival (bilan hydrique largement déficient sur un substrat très drainant), riches en galets mêlés ou non de terre fine.
CN	**Combe à neige** (*Végétation des*)	Formation à degré d'ouverture variable des zones longuement enneigées de l'étage alpin (rare au subalpin) souvent dominée par des nanophanérophytes du genre Salix. Substrat variable, formes minérales caractérisées le tassement des éléments du substrat (fins à moyens)
DA	**Dalles rocheuses** (*Végétation pionnière des*)	Formation herbacée ouverte pionnière des affleurements rocheux (souvent tabulaires avec pente peu marqué), riche en plantes grasses et à composition mixte vivaces et annuelles. Elle comprend la végétation pionnière des lapiaz vifs
RO	**Parois et façades rocheuses** (*Végétation des*)	Formation clairsemée des anfractuosités rocheuses, végétation saxicole au sens strict, incluant la végétation des rochers frais méridionaux mais pas les suintements quasi permanents
EB	**Éboulis** (*Végétation des)*	Formation très ouverte pionnière des éboulis et chaos rocheux, actifs ou stabilisés, comprenant la végétation colonisant les moraines. Formation caractérisée par la (quasi) absence de sol. Ne comprend pas les formations pionnières à saules nains des chaos rocheux longuement enneigés qui sont à coder sous CN (combes à neige)
GH	**Grands hélophytes** (Communauté de)	Formation souvent dense de grands hélophytes graminoïdes (roselières au sens large à Phragmites, Phalaris, Typha, Schoenoplectus, Cladium...) comprenant à la fois les communautés franchement aquatique et les communautés terrestres (atterries).
RB	**Petits hélophytes** (*Communauté de*)	Formation souvent clairsemée de petits hélophytes non graminoïdes des eaux stagnantes peu profondes à niveau variable (Sparganium sppl., Alisma sppl., Equisetum fluviatile, Oenanthe aquatica, Rorippa amphibia, Butomus umbellatus, Sagitaria sagitifolia), également appelé roselière basse.
MC	**Magnocariçaie**	Formation haute dominée par des hélophytes de la famille des cypéracées comprenant à la fois les communautés franchement aquatiques et des communautés terrestres à sol mouillé une partie de l'année.
HM	**Haut-marais**	Formation mixte bryophytique (sphaignes), herbacée (cypéracée) et sous-arbustive (éricacées) formant un paysage lâchement moutonné de buttes de sphaignes et de creux plus ou moins inondés
BM	**Bas-marais et marais de transition**	Formation basse dominée par des cypéracées de petites et moyennes taille à nappe d'eau proche ou juste au dessus de la surface. Comprend aussi les formations amphibies franchement aquatiques (ceinture à Eriophorum scheuchzeri) des étages subalpin et alpin.
MG	**Mégaphorbiaie**	Formation dense et haute dominée par des dicotylédones à feuillage très recouvrant des milieux frais à humides, riches en éléments minéraux. Comprend aussi les formations montagnardes à subalpines mésophiles composition mixte entre graminées et dicotylédones (Calamagrostis sp. souvent), d'origine naturelle (praires de couloirs d'avalanche). Plaine, montagnard et subalpin. Urtica, Anthriscus, Convolvulus, lisière nitrophiles ?
AQ	**Végétation aquatique**	Ensemble vaste de formations végétales strictement aquatiques (non hélophytiques), des eaux stagnantes et courantes, enracinées ou libres, immergées ou submergées. Comprend les herbiers à Sparganium angustifolium des étages subalpin et alpin.
FO	**Végétation fontinale**	Formation en majorité dominée par les bryophytes, avec végétation vasculaire peu diversifiée mais parfois assez recouvrante (Epilobium alsinifolium, Saxifraga aizoides, Carex frigida), colonisant les sources, les bords de ruisselets et les rochers suintants, milieux imbibé en permanence
EC	**Bordure d'eaux courantes** (*Végétation amphibie des*)	Formation amphibie vivace dense (petits hélophytes souvent) et entremêlée occupant les petits cours d'eau et leurs berges ainsi que les lones et bras-mort à courant faible (comprend les herbiers à Glyceria, Berula, Apium, Nasturtium et Leersia).
EX	**Grèves exondées** (*Végétation pionnière des*)	Formation pionnière annuelle et vivace de petite taille (Eleocharis acicularis, Littorella uniflora, Ludwigia palustris, Juncus bulbosus...) ou plus haute (Polygonum lapathifolium, Bidens pl.sp. etc.). des zones périodiquement exondées des eaux stagnantes et courantes, végétation à caractère amphibie souvent marqué.
PS	**Pelouse** (*de basse et moyenne altitude*)	Formation basse diversifiée, de hauteur moyenne inférieure à 50 cm à dominante graminéenne, des sols maigres des étages planitiaire, collinéen et montagnard. Recouvrement minéral variable, comprend aussi les pelouses rocailleuses de colonisation d'éboulis et des roches altérées. La hauteur de certaines formations (ex. formation dense à Brome érigé) doit examinées attentivement pour distinguer la pelouse de la prairie.

Physionomie des formations végétales *(Suite)*

	Physionomie simplifiée HERBACEE (FH)	
PA	**Pelouse alpine et pâturage d'altitude**	étages supérieurs (subalpin et alpin). Recouvrement minéral souvent important, comprend aussi les pelouses rocailleuses de colonisation d'éboulis et des roches altérées. L'altitude est le critère déterminant.
TH	**Pelouse pionnière annuelle**	Formation très ouverte primaire dominée par espèces annuelles de petite taille à cycle court, fréquemment sur substrats fins et mobiles
PH	**Prairie humide** (*et pelouse humide*)	Formation herbacée d'origine anthropique diversifiée, dense et haute à dominante graminéenne, fauchée et/ou pâturée, humide à mouillée (nappe affleurante) une partie de l'année, périodiquement inondée. Les prairies alluviales à *Arrhenatherum elatius* à tendance mésohygrophile des niveaux topo supérieurs sont traitées sous PM. Les formations basses méditerranéennes à *Deschampsia media* sont comprises dans PH.
PM	**Prairie** (*mésophile et méso-xérophile*)	Formation diversifiée d'origine anthropique, dense et haute à dominante graminéenne de hauteur supérieure à 50 cm, fauchée et/ou pâturée, temporairement humide, exceptionnellement inondée et mouillée. Les formations semi hautes pâturées d'altitude ne sont pas comprises. La hauteur de certaines formations (ex. formation dense à Brome érigé) doit examinées attentivement pour distinguer la pelouse de la prairie. Les formations naturelles montagnardes à hautes herbes mixtes (graminées et dicotylédones) sont à coder sous MG Mégaphorbiaie.
OU	**Ourlet herbacé maigre**	Formation mésophile à méso-xérophile, peu élevée, développées sur des terrains maigres en bordure externe de végétations arbustives et forestières (conditions héliophiles à hémi-héliophiles) ou colonisant d'ancien espaces agro-pastoraux, dominée par des espèces à développement tardif, parmi lesquels les graminées sont (co-)dominantes. Les formations à Rubus sont codés OU ou OF en fonction de leur situation. Les manteaux arbustifs sont traités dans les fourré quand le recouvrement arbustif > 25 %, < 25 %, ils sont traités ici
OF	**Coupes et ourlets forestiers**	Formation intraforestière, constituée de grandes dicotylédones vivaces colonisant les coupes forestières récentes et les clairières à sol riches, ou de dicotylédones moins grande en situation de lisière et de clairière (Aegopodium, …). Comprend également les formations de lisière intraforestièresd dominées par des graminées (Festuca gigantea, Bromus ramosus / benekenii, Calamagrostis varia, Elytrigia / Roegneria ou encore à Hordelymus europaeus). A préciser JCV. Comprend les ronciers forestiers. Les formations riveraines à Petasites albus (souvent intraforestières) sont codées sous MG – Mégaphorbiaie. Les formations de lisère humides à Petasites albus sont quant à elles traités ici.
RU	**Friche herbacée et végétation rudérale**	Formation dominée par des espèces annuelles et/ou bisannuelles des terrains agricoles, urbains, industriels irrégulièrement perturbé, souvent nitrophile. Comprend aussi la végétation rudérale vivace des reposoirs à bestiaux et des friches à graminées (chiendent) sur anciens terrains agricoles. Comprend également les formations vivaces de substitution de xénopytes (Reynoutria japonica/ bohemica ou Impatiens glandulifera.
CU	**Cultures** (*Végétation des*)	Formation basse et très ouverte dominée par des plantes annuelles (à bisannuelles) des terrains agricoles exploités et les cultures arboricoles à terre retournée.
HY	**Végétation rase hyperpiétinée**	Formation dominée par des plantes annuelles prostrées supportant le piétinement régulier de toute nature
MU	**Murs** (*Végétation anthropique des)*	Formation colonisant les murs
AR	**Autre formation herbacée artificielle**	
	Physionomie simplifiée SOUS-ARBUSTIVE (FSA)	
LA	**Lande et landine**	Formation végétale dominée par des petits chaméphytes (landines) ou des grands chaméphytes (landes). Les seuils de recouvrement de la strate sous-arbustive sont donnés dans « Physionomies complexes ».
GA	**Garrigue** (incluant les *et ourlets herbacés méditerranéens*)	Formation végétale dominée par des chaméphytes des secteurs supra- et oro-méditerranéens

Physionomie des formations végétales *(Suite)*

Une mise en correspondance entre cette typologie et d'autres largement utilisées a été faite. En ce qui concerne la phytosociologie au niveau de l'alliance, chaque unité de la typologie physionomique correspond à plusieurs alliances. Ceci n'a rien d'étonnant. Dans l'autre sens, c'est l'inverse qui est la règle, c'est-à-dire qu'une alliance n'est comprise que dans une seule unité physionomique. Il existe quelques exceptions cependant où une alliance peut être traitées suivant les cas dans deux physionomies distinctes. Ces alliances « problématiques » sont listées dans le tableau suivant

Liste des alliances rattachables à deux physionomies

Alliance	*CodeProdrome*	*PhysioDet1*	*PhysioDet2*
Convolvulion sepium	28.0.1.0.1	MG - Mégaphorbiaie	RU - Friche herbacée et végétation rudérale
Aegopodion podagrariae	29.0.1.0.1	OF - Coupes et ourlets forestiers	RU - Friche herbacée et végétation rudérale
Corynephorion canescentis	36.0.1.0.1	PS - Pelouse	TH - Pelouse pionnière annuelle
Littorellion uniflorae	38.0.1.0.1	EX - Grèves exondées	AQ - Végétation aquatique
Molinio caeruleae-Quercion roboris	57.0.2.0.3	BFM - Boisement feuillu	BFH - Boisement feuillu humide
Fraxino excelsioris-Quercion roboris	57.0.3.1.1	BFM - Boisement feuillu	BFH - Boisement feuillu humide
Salicion helveticae	10.0.1.0.2	FM – Fourré mésophile	FU - Fourré humide
Salicion lapponi-glaucosericeae	10.0.1.0.3	FM – Fourré mésophile	FU - Fourré humide
Berberidion vulgaris	20.0.2.0.7	FM – Fourré mésophile	FS - Fourré sempervirent
Salici cinereae-Rhamnion catharticae	20.0.2.0.10	FM – Fourré mésophile	FU - Fourré humide
Cephalanthero rubrae-Pinion sylvestris	24.0.2.0.1	BCM - Boisement de conifère	BMI - Boisement mixte
Piceion excelsae	74.0.3.0.1	BCM - Boisement de conifère	BCH - Boisement de conifères humide
Cephalanthero rubrae-Fagion sylvaticae	57.0.3.2.1	BFM - Boisement feuillu	BMI - Boisement mixte
Fagion sylvaticae	57.0.3.3.1	BFM - Boisement feuillu	BMI - Boisement mixte
Luzulo luzuloidis-Fagion sylvaticae	57.0.3.3.3	BFM - Boisement feuillu	BMI - Boisement mixte
Salicion triandrae	62.0.1.0.1	FU – Fourré humide	FM - Fourré mésophile
Salicion incanae	62.0.1.0.2	FM – Fourré mésophile	FU - Fourré humide
Alysso alyssoidis-Sedion albi	65.0.2.0.1	DA – Dalles rocheuses	TH - Pelouse pionnière annuelle
Sedo albi-Veronicion dillenii	65.0.2.0.2	DA – Dalles rocheuses	TH - Pelouse pionnière annuelle
Sedion micrantho-sediformis	65.0.2.0.3	DA – Dalles rocheuses	TH - Pelouse pionnière annuelle
Knaution gracilis	72.0.1.0.3	OU – Ourlet maigre	OF - Coupes et ourlets forestiers
Betulion pubescentis	74.0.2.0.1	BFH - Boisement feuillu humide	BCM - Boisement de conifère

Pages suivantes
Correspondances entre physionomies et alliances phytosociologiques (la nomenclature est celle du Prodrome des végétations de France)

Physionomie des formations végétales *(Suite)*

Code Libellé	Alliance *(en italique les alliances problématiques)*
AL Alluvions	Epilobion fleischeri
	Glaucion flavi
AQ Végétation aquatique	Batrachion fluitantis
	Hydrocharition morsus-ranae
	Lemnion minoris
	Lemnion trisulcae
	Littorellion uniflorae
	Nymphaeion albae
	Potamion pectinati
	Potamion polygonifolii
	Ranunculion aquatilis
	Scorpidio scorpidioidis-Utricularion minoris
	Sphagno cuspidati-Utricularion minoris
BCH Bois. conifères humide	*Piceion excelsae*
BCM Boisement de conifère	*Betulion pubescentis*
	Cephalanthero rubrae-Pinion sylvestris
	Deschampsio flexuosae-Pinion sylvestris
	Erico carneae-Pinion sylvestris
	Juniperion thuriferae
	Ononido rotundifolii-Pinion sylvestris
	Piceion excelsae
BFH Boisement feuillu humide	Alnion glutinosae
	Alnion incanae
	Betulion pubescentis
	Fraxino excelsioris-Quercion roboris
	Molinio caeruleae-Quercion roboris
	Osmundo regalis-Alnion glutinosae
	Populion albae
	Salicion albae
	Sphagno-Alnion glutinosae
BFM Boisement feuillu	Acerion pseudoplatani
	Carpinion betuli
	Cephalanthero rubrae-Fagion sylvaticae
	Fagion sylvaticae
	Fraxino excelsioris-Quercion roboris
	Luzulo luzuloidis-Fagion sylvaticae
	Molinio caeruleae-Quercion roboris
	Polysticho setiferi-Fraxinion excelsioris
	Quercion pubescenti-sessiliflorae

Code Libellé	Alliance *(en italique les alliances problématiques)*
BFM Boisement feuillu	Quercion roboris
	Rubo caesii-Populion nigrae
	Tilio platyphylli-Acerion pseudoplatani
	Tilion platyphylli
BFS Bois. feuillu sempervirent	Quercion ilicis
BM Bas-marais et marais de transition	Caricion davallianae
	Caricion fuscae
	Caricion incurvae
	Caricion lasiocarpae
	Eriophorion scheuchzeri
	Rhynchosporion albae
BMI Boisement mixte	*Cephalanthero rubrae-Fagion sylvaticae*
	Cephalanthero rubrae-Pinion sylvestris
	Fagion sylvaticae
	Luzulo luzuloidis-Fagion sylvaticae
CN Combe à neige	Arabidion caeruleae
	Salicion herbaceae
CU Cultures	Caucalidion lappulae
	Diplotaxion erucoidis
	Panico crus-galli-Setarion viridis
	Roemerion hybridae
	Scleranthion annui
	Veronico agrestis-Euphorbion peplus
DA Dalles rocheuses	*Alysso alyssoidis-Sedion albi*
	Sedion micrantho-sediformis
	Sedo albi-Scleranthion biennis
EB Éboulis	Allosuro crispi-Athyrion alpestris
	Androsacion alpinae
	Arabidion alpinae
	Drabion hoppeanae
	Dryopteridion abbreviatae
	Dryopteridion submontanae
	Galeopsion segetum
	Petasition paradoxi
	Scrophularion juratensis
	Senecionion leucophylli
	Stipion calamagrostis
	Thlaspion rotundifolii

Physionomie des formations végétales *(Suite)*

Code	Libellé	Alliance *(en italique les alliances problématiques)*
EC	Bordure d'eaux courantes	Apion nodiflori
		Glycerio fluitantis-Sparganion neglecti
EX	Grèves exondées	Bidention tripartitae
		Chenopodion rubri
		Cicendion filiformis
		Elatino triandrae-Eleocharition ovatae
		Eleocharition acicularis
		Elodo palustris-Sparganion
		Helochloion schoenoidis
		Littorellion uniflorae
		Nanocyperion flavescentis
		Radiolion linoidis
FM	Fourré mésophile	Alnion viridis
		Berberidion vulgaris
		Carpino betuli-Prunion spinosae
		Corylo avellanae-Populion tremulae
		Cytision oromediterraneo-scoparii
		Lonicerion periclymeni
		Pruno spinosae-Rubion radulae
		Pruno spinosae-Rubion ulmifolii
		Salici cinereae-Rhamnion catharticae
		Salicion helveticae
		Salicion incanae
FO	Végétation fontinale	Cardamino amarae-Montion fontanae
		Caricion remotae
		Cratoneurion commutati
		Dermatocarpion rivulorum
		Epilobio nutantis-Montion fontanae
		Pellion endiviifoliae
		Riccardio pinguis-Eucladion verticillati
FS	Fourré sempervirent	*Berberidion vulgaris*
FU	Fourré humide	*Salici cinereae-Rhamnion catharticae*
		Salicion cinereae
		Salicion helveticae
		Salicion incanae
		Salicion lapponi-glaucosericeae
		Salicion triandrae
GA	Garrigue	Brachypodion phoenicoidis
		Dactylo hispanici-Helichrysion staechadis
GA	Garrigue	Helianthemo italici-Aphyllanthion monspeliensis
		Lavandulo angustifoliae-Genistion cinereae
		Phlomido lychnitidis-Brachypodion retusi
		Rosmarinion officinalis
GH	Grands hélophytes	Phalaridion arundinaceae
		Phragmition communis
HM	Haut-marais	Sphagnion medii
HY	Végétation rase hyperpiétinée	Lolio perennis-Plantaginion majoris
		Poion supinae
		Polygono arenastri-Coronopodion squamati
		Saginion procumbentis
LA	Lande	Arctostaphylo-Cetrarion nivalis
		Calluno vulgaris-Arctostaphylion uvae-ursi
		Ericion carneae
		Genistion tinctorio-germanicae
		Genisto pilosae-Vaccinion uliginosi
		Juniperion nanae
		Loiseleurio procumbentis-Vaccinion microphylli
		Rhododendro ferruginei-Vaccinion myrtilli
MC	Magnocariçaie	Carici pseudocyperi-Rumicion hydrolapathi
		Caricion gracilis
		Magnocaricion elatae
MG	Mégaphorbiaie	Adenostylion alliariae
		Arunco dioici-Petasition albi
		Calamagrostion arundinaceae
		Calamagrostion villosae
		Convolvulion sepium
		Dorycnion recti
		Filipendulo ulmariae-Petasition
		Petasition officinalis
		Thalictro flavi-Filipendulion ulmariae
MU	Murs	Cymbalario muralis-Asplenion rutae-murariae
		Parietario judaicae-Galion muralis
OF	Coupes et ourlets forestiers	*Aegopodion podagrariae*
		Atropion belladonnae
		Epilobion angustifolii
		Geo urbani-Alliarion petiolatae
		Impatienti noli-tangere-Stachyion sylvaticae
		Knaution gracilis

Physionomie des formations végétales *(Suite)*

Code	Libellé	Alliance *(en italique les alliances problématiques)*
OU	Ourlet maigre	Conopodio majoris-Teucrion scorodoniae
		Geranion sanguinei
		Holco mollis-Pteridion aquilini
		Knaution gracilis
		Melampyrion pratensis
		Melampyro sylvatici-Poion chaixii
		Potentillo erectae-Holcion mollis
		Trifolion medii
PA	Pelouse alpine et pâturage d'altitude	Avenion sempervirentis
		Caricion curvulae
		Caricion ferrugineae
		Festucion variae
		Nardion strictae
		Oxytropido-Elynion myosuroidis
		Poion alpinae
PH	Prairie humide	Alopecurion pratensis
		Alopecurion utriculati
		Bromion racemosi
		Deschampsio mediae-Molinion arundinaceae
		Deschampsion mediae
		Juncion acutiflori
		Mentho longifoliae-Juncion inflexi
		Molinion caeruleae
		Oenanthion fistulosae
		Paspalo distichi-Agrostion semiverticillatae
		Potentillion anserinae
PM	Prairie mésophile	Arrhenatherion elatioris
		Brachypodio rupestris-Centaureion nemoralis
		Cynosurion cristati
		Triseto flavescentis-Polygonion bistortae
PS	Pelouse	Carici arenariae-Festucion filiformis
		Corynephorion canescentis
		Diantho gratianopolitani-Melicion ciliatae
		Galio saxatilis-Festucion filiformis
		Genistion lobelii
		Koelerio macranthae-Phleion phleoidis
		Mesobromion erecti
		Ononidion cenisiae
		Ononidion striatae

Code	Libellé	Alliance *(en italique les alliances problématiques)*
PS	Pelouse	Ononidion striatae
		Seslerion elegantissimae
		Stipo capillatae-Poion carniolicae
		Violion caninae
		Xerobromion erecti
RB	Petits hélophytes	Oenanthion aquaticae
RO	Parois et façades rocheuses	Adiantion capilli-veneris
		Androsacion vandellii
		Asplenion glandulosi
		Asplenion septentrionalis
		Dianthion gratianopolitani
		Phagnalo saxatilis-Cheilanthion maderensis
RU	Friche herbacée et végétation rudérale	*Aegopodion podagrariae*
		Arabidopsion thalianae
		Arction lappae
		Artemisio absinthii-Agropyrion intermedii
		Bromo-Oryzopsion miliaceae
		Chenopodion muralis
		Convolvulion sepium
		Convolvulo arvensis-Agropyrion repentis
		Dauco carotae-Melilotion albi
		Drabo muralis-Cardaminion hirsutae
		Falcario vulgaris-Poion angustifoliae
		Geranio pusilli-Anthriscion caucalidis
		Hordeion murini
		Malvion neglectae
		Onopordion acanthii
		Onopordion nervosi
		Rumicion pseudalpini
		Silybo mariani-Urticion piluliferae
		Sisymbrion officinalis
		Valantio muralis-Galion muralis
TH	Pelouse pionnière annuelle	*Alysso alyssoidis-Sedion albi*
		Corynephorion canescentis
		Helianthemion guttati
		Sedion micrantho-sediformis
		Sedo albi-Veronicion dillenii
		Sileno conicae-Cerastion semidecandri
		Thero-Airion Tüxen
		Trachynion distachyae

Pression d'échantillonage

Taille du site en hectare	Nb habitats	Nb minimum de relevés	Densité minimale de relevé à l'hectare
1 ha		3	3
Entre 1 et 10 ha	<5	5	0.5
	>=5	10	1
Entre 10 et 50 ha	<5	10	0.2
	>=5	20	0.4
Entre 50 et 200 ha	<10	20	0.1
	>=10	40	0.2
Plus de 200 ha[1]	<10	50	~ 0.06
	>=10	60	~ 0.07

Structure de la végétation et taille des placettes

Type de structure	Physionomie détaillée	Placette Taille *en m2* (dimensions) *en m*	Remarque
Végétation herbacée aquatique et terrestre rase	**AL** : Végétation herbacée pionnière des alluvions	**4 (2 x 2)**	Comprend en partie les formes pionnières des bas-marais alpins à Carex bicolor.
	AQ : Végétation aquatique	**4 (2 x 2)**	Comprend aussi les gouilles à Utriculaires des tourbières des hauts-marais. Observation visuelle et par grapinage
	EC : végétation amphibie de bordure des eaux courantes	**4 (2 x 2)**	La végétation des bords de torrents ou sources de l'alpin est traitée sous **FO**
	EX : Végétation pionnière des grèves exondées, à annuelles ou vivaces	**4 (2 x 2)**	Taille maximale le plus souvent ; des placettes rectangulaires, avec le moins de déclivité possible, sont préférables
	FO : Végétation fontinale	**4 (2 x 2)**	Sources, suintements, tuffières
	RB : communautés de petits hélophytes non graminoïdes	**4 (2 x 2)**	Des placettes rectangulaires, avec le moins de déclivité possible, sont préférables
Végétation herbacée moyenne et haute	**BM** : bas-marais et marais de transtiion	**16 (4 x 4)**	Comprend les bas-marais alcalins, et ceux à tendance acide (à *Carex nigra, Eriophorum scheuchzeri*) et ceux de transition (*Carex lasiocarpa, C. limosa*)
	HM : formation à Sphaignes et cypéracées de petite taille	**16 (4 x 4)**	
	GH : communautés des grands Hélophytes (Phragmites, Phalaris, Typha, …)	**16 (4 x 4)**	Comprend les roselières aquatiques ou sèches
Végétation herbacée moyenne et haute	**MC** : communautés dominées par des Cypéracées de grande taille	**16 (4 x 4)**	Caricaies à *C. acuta, C. riparia, C. acutiformis, C. elata, C. vesicaria, C. pseudocyperus* , et Cladiaies
	PH : prairie humide à dominante de graminées	**16 (4 x 4)**	Moliniaies et prairies inondables des grandes vallées alluviales à *Hordeum seccalinum* ou *Oenanthe fistulosa*
	MG : formation denses et hautes dominées par des Dicotylédones à feuilles larges (mégaphorbiaie) ou co-dominée par des graminées	**16 (4 x 4)**	
	CN : combes à neige de l'étage alpin (rarement plus bas)	**16 (4 x 4)**	
Végétation de landes ou de fourrés	**LA** : landes à Ericacées de colonisation des tourbières	**49 (7 x 7)**	
	FU : formation arbustive des sols engorgés ou de bordure des eaux courantes	**49 (7 x 7)**	Aulnaies vertes les plus humides, fourrés de Saules (*S. cinerea, S. purpurea, S. daphnoides, S. breviserrata, S. myrsinifolia* , ….)
Boisements	**BFH, BCH** : tous les types de boisements humides	**225 (15 x 15)**	Aulnaies glutineuses ou blanches, Saulaies blanches, peupleraies blanches, boulaies à sphaignes, pessières à sphaignes, pinèdes à Molinie les plus humides, chênaies à Molinie

Calcul du coefficient V de Cramer

La question posée: les occurrences des valeurs d'indice suivent-elles une distribution identique entre l'année 1 et l'année n du suivi ? Autrement dit, y a-t-il un lien (ou dépendance) entre les valeurs des indices et les années ?

Pour cela, on doit comparer nos données à un jeu de données simple à calculer et qui représente le nombre d'occurrences d'espèces ayant une valeur indicatrice en cas de distribution identique entre les deux années : c'est le jeu de données attendu s'il n'y avait aucune différence de distribution. Dans le cas attendu, les occurrences ne dépendent que de la fréquence relative de la valeur indicatrice et du nombre d'observations de l'année concernée (pour la méthode précise de calcul, voir les exemples ci-dessous).

On calcule ensuite l'écart global (appelé Khi deux) entre les occurrences observées et les occurrences attendues comme :

$$\text{Khi deux} = \left(\sum (\text{occurrences observées})^2 / \text{occurrences attendues}\right) - \text{effectif total}$$

Plus la valeur est élevée, plus l'écart entre valeurs attendues et observées est fort, et donc, plus les occurrences des valeurs indicatrices sont différentes entre les années. En théorie, cette valeur suit une loi du Khi deux et on peut tester statistiquement si la valeur observée est compatible avec l'hypothèse d'indépendance entre les valeurs et les années. Mais, comme les placettes sont appariées et que les individus statistiques ne sont pas clairement définis, le test statistique n'est pas applicable. Un coefficient normalisé (qui ne dépend pas du nombre de catégories ni de l'effectif total) dérivé de la valeur du Khi deux, appelé coefficient V de Cramer, est donc calculé pour évaluer le niveau d'association entre les occurrences des valeurs indicatrices et les années. Il vaut 0 si les effectifs sont égaux (ou proportionnels) et tend d'autant vers 1 que les occurrences sont dissemblables entre les années. Empiriquement, on qualifie le niveau d'association entre années et occurrences de :

association forte	si V > 0.5
association modérée	si V compris entre 0.3 et 0.5
association faible	si V compris entre 0.1 et 0.3
pas d'association	si V < 0.1

Attention, les valeurs fortes indiquent une association, c'est-à-dire une dépendance, entre années et valeurs indicatrices, et non pas entre années. Autrement dit, plus l'association est forte, moins la « corrélation » entre années est bonne, c'est-à-dire que la répartition relative des occurrences de valeurs indicatrices est très différente et l'évolution du site significative.

Calcul du coefficient V de Cramer

Application au niveau d'engorgement

Exemple : site des Mièges (74).

Les données disponibles pour 2010 sont les données réelles, celles pour 2015 ont été obtenues en simulant une diminution globale de 10%. Pour calculer le nombre d'occurrences attendues en 2010 pour la valeur indicatrice 5, on procède ainsi :

- ✓ on a 41 occurrences de la valeur 5 toutes années confondues et 293 observations en 2010, pour un effectif total cumulé sur les deux années de 564 observations ;
- ✓ le nombre d'occurrences attendu en cas d'indépendance est donc de 41*293/564 = 21.3

Lorsque les effectifs attendus d'une valeur indicatrice sont inférieurs à 5, il est préférable de regrouper des valeurs indicatrices en sommant les effectifs.

Valeur indicatrice	Occurrences 2010 observées	Occurrences 2015 observées	Totaux occurrences observées	Occurrences 2010 attendues	Occurrences 2015 attendues
3 et 4	14	20	34	17.66	16.34
5	16	25	41	21.30	19.70
6	41	55	96	49.87	46.13
7	107	85	192	99.74	92.26
8	82	71	153	79.48	73.52
9	33	15	48	24.94	23.06
Totaux	293	271	564	293	271

Khi deux = ($((14^2)/17.66) + ((16^2)/21.3) + ... + ((33^2)/24.94) + ((20^2)/16.34) + ... + ((15^2)/23.06)$) – 564 = 14.30

On calcule le V de Cramer comme :

$$V = \sqrt{[\text{(Khi deux)} / (\text{(effectif total)} * (\text{minimum (ligne-1 ; colonnes-1)}))]}$$

Soit avec 6 lignes et 2 colonnes (minimum = 2 donc, minimum-1 = 1)

$$V = \sqrt{(14.3 / 564)} = 0.159$$

Il existe une liaison entre les occurrences des valeurs indicatrices et les années, c'est-à-dire que les occurrences ne sont pas réparties de manière identique entre les deux années, mais cette liaison est faible.

Calcul du coefficient V de Cramer

Application au niveau de fertilité

Exemple : site des Mièges (74) ; les données disponibles pour 2010 sont les données réelles, celles pour 2015 ont été obtenues en simulant une augmentation globale de 1%. Pour calculer le nombre d'occurrences attendues en 2010 pour la valeur indicatrice 2, on procède ainsi :

- ✓ on a 194 occurrences de la valeur 2 toutes années confondues et 293 observations en 2010, pour un effectif total cumulé sur les deux années de 581 observations ;
- ✓ le nombre d'occurrences attendu en cas d'indépendance est donc de 194*293/581 = 97.8

Lorsque les effectifs attendus d'une valeur indicatrice sont inférieurs à 5, il est préférable de regrouper des valeurs indicatrices en sommant les effectifs.

Fertilité	Occurrences 2010 observées	Occurrences 2015 observées	Totaux observés	Occurrences 2010 attendues	Occurrences 2015 attendues
2	104	90	194	97.8	96.2
3	124	115	239	120.5	118.5
4	65	83	148	74.6	73.4
Total	293	288	581	293	288

On calcule ensuite l'écart global (appelé Khi deux) entre les occurrences observées et les occurrences attendues comme :

Khi deux = ($((104^2)/97.8)$ + $((124^2)/120.5)$ + …. + $((90^2)/96.2)$ + ….. + $((83^2)/ 73.4)$) – 581= 3.49

On calcule le V de Cramer comme :

$V = \sqrt{}$ [(Khi deux) / ((effectif total) * (minimum (ligne-1 ; colonnes-1)))]

Soit avec 3 lignes et 2 colonnes (minimum = 2 donc, minimum-1 = 1)

$V = \sqrt{}$ (3.49 / 581) = 0.006

Il existe une liaison entre les occurrences des valeurs indicatrices et les années, c'est-à-dire que les occurrences ne sont pas réparties de manière identique entre les deux années, mais cette liaison est faible.

Calcul du coefficient V de Cramer

Application à l'indice de qualité floristique

Exemple : site des Mièges (74) ; les données disponibles pour 2010 sont les données réelles, celles pour 2015 ont été obtenues en simulant une diminution globale de 5%. Pour calculer le nombre d'occurrences attendues en 2010 pour le coefficient de conservatisme 2, on procède ainsi :

- ✓ on a 44 occurrences de la valeur 2 toutes années confondues et 293 observations en 2010, pour un effectif total cumulé sur les deux années de 607 observations ;
- ✓ le nombre d'occurrences attendu en cas d'indépendance est donc de 44*293/607 = 18.8

Lorsque les effectifs attendus d'une valeur indicatrice sont inférieurs à 5, il est préférable de regrouper des valeurs indicatrices en sommant les effectifs.

Coefficent de conservatisme	Effectifs 2010 observés	Effectifs 2015 observés	Totaux	Effectifs 2010 attendus	Effectifs 2015 attendus
0 et 1	9	30	39	18.8	20.2
2	12	32	44	21.2	22.8
3	29	29	58	28.0	30.0
4	28	33	61	29.4	31.6
5	74	65	139	67.1	71.9
6	83	70	153	73.9	79.1
7	43	40	83	40.1	42.9
8	15	15	30	14.5	15.5
Totaux	293	314	607	293	308

On calcule ensuite l'écart global (appelé Khi deux) entre les occurrences observées et les occurrences attendues comme :

Khi deux = ($((9^2)/18.8)$ + $((12^2)/21.2)$ + …. + $((30^2)/20.2)$ + ….. + $((15^2)/15.5)$) – 607 = 21.9

On calcule le V de Cramer comme :

V = $\sqrt{}$ [(Khi deux) / ((effectif total) * (minimum (ligne-1 ; colonnes-1)))]

Soit avec 8 lignes et 2 colonnes (minimum = 2 donc, minimum-1 = 1)

V = $\sqrt{}$ (21.9 / 607) = 0.19

Il existe une liaison entre les occurrences des valeurs indicatrices et les années, c'est-à-dire que les occurrences ne sont pas réparties de manière identique entre les deux années, mais cette liaison est faible.

Mise en œuvre du test des rangs signés de Wilcoxon

La question posée : existe-t-il une différence de distribution des valeurs de fertilité entre les deux dates de suivi ? Autrement dit, observe-t-on des valeurs inférieures ou supérieures de fertilité (on parle de test bilatéral car il ne préjuge ni de l'un ni de l'autre) à une date donnée par rapport à l'autre ou, au contraire, ces valeurs sont-elles homogènes ? Il sagit donc surtout d'un test de tendance centrale.

Pour cela, on utilise le test des rangs signés de WILCOXON. Il est fondé non sur les valeurs mais sur leurs rangs, ce qui permet de s'affranchir des problèmes de non normalité et de non symétrie et est surtout peu sensible aux données extrêmes, tout en étant suffisamment puissant (efficacité d'environ 95 % par rapport au test t de Student et supérieure à 100% pour des distributions non normales, assymétriques ou assez fortement étalées). Ce test suppose que les placettes sont suffisamment bien re-localisées pour pouvoir considérer les couples de placettes comme **appariées** (non indépendantes).

Soit n le nombre de placettes pour lesquelles on a des relevés pour les deux années. On calcule l'écart observé entre la première date et la seconde, puis on classe ces écarts de la plus petite valeur vers la plus grande, sans tenir compte du signe, et on leur attribue le rang correspondant. Si deux placettes ont la même valeur, elles sont exclues du calcul et on réduit l'effectif de 1.

Pour les écarts, si on a des ex-aequo, on leur attribue le rang moyen.

On calcule ensuite la somme des rangs des écarts positifs d'une part, et celle de la somme des rangs des écarts négatifs d'autre part. Si les deux distributions sont identiques ou voisines, ces sommes sont proches de n(n+1)/4, soit 105 dans les exemples ci-dessous (où n =20), et plus l'une ou l'autre des sommes est différente de cette valeur attendue, plus l'écart observé sera significatif. Des valeurs critiques sont disponibles sur :

http://www.cons-dev.org/elearning/stat/Tables/Tab5.html.,

Lorsque les effectifs sont suffisants (au moins 25 placettes par date), une approximation normale est applicable.

Mise en œuvre du test des rangs signés de Wilcoxon

Application à l'indice de niveau d'engorgement

Exemple : site des Mièges (74) ; les données disponibles pour 2010 sont les données réelles, celles pour 2015 ont été obtenues en simulant une diminution globale de 10%.

Placette	Valeur 2010	Valeur 2015	Ecart	Ecart absolu	Rang «+»	Rang «-»
1	7.038	6.622	0.416	0.416	7	
2	7.179	6.530	0.649	0.649	11	
3	7.038	7.131	-0.093	0.093		4
4	7.125	6.444	0.681	0.681	12	
5	7.154	6.541	0.613	0.613	9	
6	8.333	7.279	1.054	1.054	16	
7	5.821	5.331	0.490	0.490	8	
8	7.273	6.235	1.038	1.038	15	
9	7.750	7.456	0.295	0.295	5	
10	7.333	7.355	-0.022	0.022		1.5
11	7.348	7.350	-0.002	0.002		1.5
12	7.550	7.521	0.029	0.029	3	
13	7.154	6.540	0.614	0.614	10	
14	7.125	6.333	0.792	0.792	14	
15	7.750	7.022	0.728	0.728	13	
16	7.778	6.555	1.223	1.223	19	
17	7.800	6.702	1.098	1.098	17	
18	7.857	6.666	1.191	1.191	18	
19	7.867	6.542	1.325	1.325	20	
20	6.258	5.855	0.403	0.403	6	

Dans notre cas, les sommes des rangs positifs et négatifs sont égales à 203.0 et 7.0 respectivement. Pour un test bilatéral et avec un effectif de 20, les valeurs limites sont de 52 et 37 pour un risque de 5% et 1% respectivement. Comme la plus petite des sommes (7 pour les rangs négatifs) est inférieure aux valeurs critiques, on rejette l'hypothèse d'égalité des distributions tant au niveau de 5% qu'à celui de 1%.

RÉALISATION
Conservatoire d'espaces naturels de Savoie

COORDINATION ÉDITORIALE
Xavier GAYTE, Delphine DANANCHER, Jérôme PORTERET

MISE EN PAGE DES FICHES
Frédéric BIAMINO, Jérôme PORTERET

COMITÉ DE RELECTURE
François CHAMBAUD, Régis DICK, Samuel GOMEZ, Thérèse PERRIN, Émilie DUHERON, Nathalie FABRE, Rémy CLEMENT

CRÉDITS PHOTOS
Stéphane BENCE, Frédéric BIAMINO, Manuel BOURON, François CHAMBAUD, Philippe FREYDIER, Gilles PARIGOT, GIlles PACHE, Jérôme PORTERET, Agence de l'eau Rhône-Mediterranée

REDACTEURS DES FICHES

INDICATEUR	REDACTEURS	PRINCIPAUX CONTRIBUTEURS
I01	Jérôme PORTERET (CEN Savoie)	Antoni ARDOUIN, Delphine DANANCHER
I02	Gilles PACHE (CBNA)	Héloïse VANDERPERT , Nathalie MOLNAR, Delphine DANANCHER
I03	Jérôme PORTERET (CEN Savoie)	Nathalie MOLNAR, Delphine DANANCHER
I04	Célia RODRIGUEZ (LEHNA, UMR CNRS 5023)	Gudrun BORNETTE, Charlotte GRASSET
I05	Stéphane BENCE (CEN PACA)	Audrey PICHARD, Yoan BRAUD,
I06	Gilles PACHE (CBNA)	Héloïse VANDERPERT , Nathalie MOLNAR, Delphine DANANCHER
I07	Célia RODRIGUEZ (LEHNA, UMR CNRS 5023)	Gudrun BORNETTE, Hélène BAILLET, Félix VALLIER
I08	Gilles PACHE (CBNA)	Héloïse VANDERPERT, Nathalie MOLNAR, Delphine DANANCHER
I09	Stéphane BENCE (CEN PACA)	Audrey PICHARD, Yoan BRAUD,
I10	Bernard PONT (RNN Platière)	Cyrille DELIRY, Beat OERTLI, Pascal DUPONT, Cedric VANAPELGHEM, Delphine DANANCHER
I11	Jean-Luc GROSSI (CEN Isère)	Delphine DANANCHER, Claude MIAUD
I12	Jerôme PORTERET CEN Savoie)	Rémy CLEMENT, Nicolas MIGNOT, Samuel ALLEAUME, Alexandre LESCONNEC, Marc ISENMANN
I13	Christian PERENNOU (TDV) Jerôme PORTERET (CEN Savoie) Marc ISENMANN (CBNA)	Anis GUELMANI, Samuel ALLEAUME, Rémy CLEMENT

ONT PARTICIPE A LA COLLECTE DE DONNÉES

Antoni ARDOUIN
Emeline AUPY
Sophie AUVERT
Bastien AGRON
Emmanuel AMOR
Yann BAILLET
Bernard BAL
Cécile BARBIER
Sébastien BARTHEL
Thérèse BEAUFILS
Stéphane BENCE
William BERNARD
Luc BETTINELLI
Olivier BILLANT
Fabien BILLAUD
Nicolas BIRON
Véronique BONNET
Virginie BOURGOIN
Manuel BOURON
Romain BOUTELOUP
Yoan BRAUD
Lionel BUNGE
Chrystelle CATON
Kristell CLARY
Remi COLLAUD
Bertrand COTTE
Aurélien CULAT
Kelly DEBUF
Guillaume DELCOURT
Marion DEMESSE
C. DEQUEVAUVILLER
Lucile DESCHAMP
Nathalie DEWYNTER
Guillaume DOUCET
Gregoire DURANEL
Sylvie DURET
Elisabeth FAVRE
Noémie FORT
Cedric FOUTEL
Philippe FREYDIER
Géraldine GARNIER
Maxime GAYMARD
Catherine GENIN
Marianne GEORGET
Samia GHARET
Sebastien GIRARDIN
Nicolas GORIUS
Daniel GRAND
Jean-Luc GROSSI
Nicolas GUILLERME
Julien GUYONNEAU
Céline HERVE
Perrine JACQUOT
Laura JAMEAU
Philippe JANSSEN
Stéphane JAULIN
Remi JULLIAN
Mathieu JUTON
Francis KESSLER
Mario KLESCZEWSKI
Clément LECLERC
Thomas LEGLAND
Fabien LEPINE
Natacha LEURION PANSIOT
Dominique LOPEZ-PINOT
Laurence MARCHIONINI
Roger MARCIAU
Vincent MARQUANT
Basile MARTIN
Marilyn MATHIEU
Céline MAZUEZ
Magalie MAZUY
Alexis MIKOLAJCZAK
André MIQUET
Nathalie MOLNAR
Frédéric MORA
Claire MOREAU
Gilles PACHE
Mélanie PARIS
Marion PARROT
Benoit PASCAULT
Rémy PERRIN
Audrey PICHARD
Virginie PIERRON
Rémy PONCET
Bernard PONT
Jérôme PORTERET
Alexis RONDEAU
Yves ROZIER
Déborah RUHLAND
Nicolas SIMMLER
Bruno TISSOT
Corine TRENTIN
Héloise VANDERPERT
Anne WOLFF

LE PROGRAMME RhoMéO

STRUCTURES PARTICIPANTES ET PARTENAIRES FINANCIERS

Avec le soutien de :

COORDINATION DE BASSIN

Xavier GAYTE

AGENCE DE L'EAU RHÔNE-MEDITERRANÉE

Référents

Eric PARENT
Jean-Louis SIMONNOT
Francois CHAMBAUD
Nadine BOSC

Experts

Claude AMOROS
Bernard BACHASSON
Aurélien BESNARD
Bernard ETLICHER
Daniel GERDEAUX
Patrick GRILLAS
Yves SOUCHON

CONCEPTION DES OUTILS DE GESTION DES DONNÉES

Rémy CLEMENT
Laurent POULIN
Mathieu BOSSAERT
Nicolas MIGNOT

GESTION DES DONNÉES

Rémy CLEMENT
Laurent POULIN
Mathieu BOSSAERT
Nicolas MIGNOT
Paul HONORE
Marc ISENMANN
Alexandre LESCONNEC

MEMBRES DU COMITE TECHNIQUE

Responsables d'axes ou de groupes

Stéphane BENCE
Rémi CLÉMENT
Delphine DANANCHER
Philippe FREYDIER
Sébastien GIRARDIN
Samuel GOMEZ
Jean-Luc GROSSI
Marc ISENMANN
Mario KLESCZEWSKI
Laetitia LERAY
Samuel MAAS
Nathalie MOLNAR
Gilles PACHE
Christian PERENNOU
Bernard PONT
Jérôme PORTERET
Lionel QUELIN
Célia RODRIGUEZ
Héloïse VANDERPERT

Autres membres

Samuel ALLEAUME
Antoni ARDOUIN
Luc BETINELLI
Thérèse BEAUFILS
Jaoua CELLE
Émilie DUHERON
Manon GISBERT
Anis GUELMAMI

Ce document est une des productions du programme RhoMéO. Il présente, sous forme de fiches, les méthodes nécessaires à la mise en place de 13 indicateurs de suivi des zones humides testés et validés à l'échelle du bassin Rhône-Méditerranée.

agence de l'eau
rhône méditerranée corse
Établissement public de l'État

Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE

l'Europe s'engage
avec le FEDER