



HAL
open science

Définition des sites de référence européens. Rapport d'étape.

S. Pedron, Christine Argillier, J. de Bortoli

► To cite this version:

S. Pedron, Christine Argillier, J. de Bortoli. Définition des sites de référence européens. Rapport d'étape.. [Rapport de recherche] irstea. 2009, pp.22. hal-02593204

HAL Id: hal-02593204

<https://hal.inrae.fr/hal-02593204v1>

Submitted on 15 May 2020

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

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

Partenariat 2009 – Domaine qualité des masses d'eau. - Action n°11

Définition des sites de référence européens

Rapport d'étape

*Stéphanie Pédron, Julien De Bortoli, Christine Argillier,
CEMAGREF Aix-en-Provence*

Décembre 2009

Avec les partenaires :



Contexte de programmation et de réalisation

Les auteurs

Stéphanie Pédron
Ingénieur d'étude
Stphanie.pedron@cemagref.fr
Cemagref Aix en Provence

Julien De Bortoli
Biostatisticien
Julien.debortoli@cemagref.fr
Cemagref Aix en Provence

Christine Argillier
Directeur de recherche
Christine.argoillier@cemagref.fr
Cemagref Aix en Provence

Les correspondants

Onema : Yorick Reyjol, DAST, yorick.reyjol@onema.fr

Référence du document :

Cemagref : Christine, Argillier, UR Hydrobiologie, CEMAGREF Aix-en-Provence,
christine.argoillier@cemagref.fr

Référence du document :

Droits d'usage :	accès libre
Couverture géographique :	Européen
Niveau géographique [un seul choix] :	
Niveau de lecture [plusieurs choix possibles] :	Experts
Nature de la ressource :	Document définitif

DEFINITION DES PLANS D'EAU DE REFERENCE EN VUE DE L'ELABORATION D'UN INDICE POISSON AU NIVEAU EUROPEEN
Rapport intermédiaire

S. Pedron, J. De Bortoli, C. Argillier

SOMMAIRE

Résumé	4
Abstract	5
1. Rappel des pressions considérées pour la sélection des sites de référence	6
1.1 Eutrophisation	6
1.1.1 Pourcentage du bassin versant dont l'occupation du sol est de type «naturel »	7
1.1.2 Densité de population sur le bassin versant	7
1.1.3 Quantité moyenne de phosphore total	7
1.2 Acidification	7
1.2.1 pH	7
1.2.2 Acidification naturelle	8
1.3 Modifications hydro-morphologiques	8
1.3.1 Présence de barrages en amont du bassin versant	8
1.3.2 Perte de connectivité en aval	8
1.3.3 Régulation du niveau d'eau significatif	8
1.3.4 Berges anthropisées	8
1.4 Pressions s'exerçant sur le lac ou dans son corridor rivulaire	8
1.4.1 Présence de rejets urbains et/ou industriels	9
1.4.2 Manipulation biologique et/ou chimique	9
1.4.3 Repeuplement du lac	9
1.4.4 Activité de pêche	9
1.4.5 Autres activités sur le lac	9
2. Seuils de sélection des sites de référence	10
2.1. Définition sur base experte	10
2.2. Cas particulier de l'eutrophisation	10
2.2.1 Occupation du sol et densité de population comme estimateur du phosphore total (Ptot)	11
2.2.2 Occupation du sol et Phosphore total comme estimateur de la densité de population	11
2.2.3 Phosphore total et densité de population comme estimateur de l'occupation du sol de type naturel	12
2.3. Pertinence d'un seuil unique de phosphore pour la référence de tous les plans d'eau	13
3. Sélection des sites de référence	15
3.1 Disponibilité des données de pressions collectées	15
3.2 Sélection sur la base des critères d'eutrophisation et d'acidification définis sur base experte	16
3.3 Sélection des sites de référence en augmentant le seuil de Ptot à 20µg/l	17
3.3.1 Les lacs naturels	17
3.3.2. Les réservoirs	17
3.4 Comparaison entre les sites de référence définis par les états membres et ceux définis dans la présente étude	18
3.4.1 Les lacs naturels	18
3.4.2 Les réservoirs	19
3.5 Comparaison des caractéristiques des sites de références et des sites perturbés	19
REFERENCE	21

DEFINITION DES PLANS D'EAU DE REFERENCE EN VUE DE L'ELABORATION D'UN INDICE POISSON AU NIVEAU EUROPEEN

S. Pedron, J. De Bortoli, C. Argillier

Résumé

RESUME

Les conditions de référence doivent être établies pour chaque type de masse d'eau et chaque élément de qualité biologique (BQE) selon la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE). Pour l'ichtyofaune, des pressions anthropiques et des seuils de référence ont été établis en septembre 2008 à Ranco, afin de présélectionner des sites. L'utilisation de certains critères s'est révélée difficile du fait du nombre important de valeurs manquantes et des seuils, notamment pour le phosphore total, ont été identifiés comme trop contraignants. La présélection a donc eu lieu sur les compartiments « eutrophisation et acidification ». A ce jour, 494 lacs naturels et 15 réservoirs européens ont été désignés comme sites de référence sur la disponibilité des données et sur une base experte.

Les prochaines étapes seront :

- l'analyse de la cohérence générale des conditions de référence,
- La construction de métriques et l'analyse de leur réponse aux variables environnementales sur les sites de référence et sur les sites perturbés,
- La construction d'un modèle pour les métriques à plus fortes corrélations,
- L'utilisation des résidus des modèles pour observer leurs réponses aux pressions,
- La construction d'un indice européen.

L'objectif premier et primordial est de permettre une sélection des sites de référence plus précise et harmonieuse pour, d'une part, améliorer la connaissance commune des conditions de référence en Europe et, d'autre part, assurer une plus grande comparabilité entre les différents éléments de qualité biologique, les types de masses d'eau et les pays membres.

MOTS CLES (THEMATIQUE ET GEOGRAPHIQUE)

Conditions de référence, sélection, sites de référence, pressions anthropiques, eutrophisation, seuils

DEFINITION DES PLANS D'EAU DE REFERENCE EN VUE DE L'ELABORATION D'UN INDICE POISSON AU NIVEAU EUROPEEN

S. Pedron, J. De Bortoli, C. Argillier

Abstract

ABSTRACT

Reference conditions (RC) should be established by water categories and for each biological quality element (BQE), following the Water Framework Directive (WFD). For fauna BQE, reference sites preselection was based on anthropogenic pressures and reference thresholds established in Ranco, in September, 2009. The consideration of all criteria was difficult because of important incomplete data and some threshold, especially total phosphorus, was identified as too binding.

Then, the preselection of reference sites was based on eutrophication and acidification components. 494 natural lakes and 15 reservoirs in Europe have been set as reference sites has this day, based on data availability and expert judgment.

Next steps will be:

- Analyse of the general consistency of the reference criteria
- Building of metrics and analyse of their response to environmental parameters on reference and disturbed sites,
- Building of a model for metrics with best correlations
- Application of model's residuals on pressures to observe their response
- Setting of a European fish index.

The first and essential objective is to start a process to enable a more "accurate" and harmonized reference site selection, to improve the common understanding of reference conditions across Europe and assure better consistency and comparability in RC setting between quality elements, water categories and MS (Member State).

Key words (thematic and geographical area)

Reference conditions, selection, reference sites, anthropogenic pressures, eutrophication, thresholds

DEFINITION DES PLANS D'EAU DE REFERENCE EN VUE DE L'ELABORATION D'UN INDICE POISSON AU NIVEAU EUROPEEN*S. Pedron, J. De Bortoli, C. Argillier*

Réalisations 2009

La directive cadre européenne sur l'eau (DCE) exige la caractérisation de l'état des masses d'eau par une mesure d'un écart à des conditions de références. Ces conditions de référence, i.e. pristine conditions, pour toutes les eaux de surface, indiquent une « correspondance totale ou presque totale aux conditions non perturbées ». Ainsi, la définition des conditions de référence passe par l'identification de pressions anthropiques et la définition de seuils de perturbation acceptables pour chacune d'entre elles.

Ces deux étapes ont été discutées entre tous les représentants des pays européens impliqués dans l'exercice d'inter-étalonnage lors d'un meeting organisé à Ranco (Italie) en Septembre 2008.

Les données ont ensuite été collectées jusqu'en juin 2009 et les seuils établis ont été appliqués afin d'obtenir une présélection de sites de référence au niveau européen.

1. Rappel des pressions considérées pour la sélection des sites de référence

1.1 Eutrophisation

Trois paramètres ont été retenus pour caractériser l'eutrophisation. Deux d'entre eux (occupation du sol et densité de population) concernent l'activité sur le bassin versant à même de se traduire par des apports de nutriments dans les systèmes ; ils s'apparentent donc plutôt à des forces motrices selon le schéma conceptuel DPSIR (IMPRESS, 2002 ; OECD, 1993 ; European commission, 2002). D'autre part, le phosphore total des plans d'eau est un critère souvent utilisé pour rendre compte de l'eutrophisation des systèmes. Nous avons donc retenu ce paramètre bien qu'il s'agisse en fait d'une résultante des apports et que le phosphore soit aussi un des éléments chimiques soutenant la biologie pris donc en compte dans l'évaluation de l'état.

Il faut souligner que c'est précisément parce que les apports du bassin versant sont difficiles à quantifier à large échelle que nous avons recours à ces mesures indirectes de la pression « apports de nutriments ».

1.1.1 POURCENTAGE DU BASSIN VERSANT DONT L'OCCUPATION DU SOL EST DE TYPE «NATUREL».

Il a été décidé de considérer « naturels » les occupations du sol de type forêts naturelles, prés, zones humides, tourbières et surfaces en eau (code Corine Land Cover (CLC) 3,4 & 5). Même si les pâturages (Code CLC : 3.2.1) sont inclus dans cette catégorie « naturel » dans certains groupes géographiques d'inter-étalonnage (GIGs), il a été décidé ici de les prendre en compte dans le pourcentage d'agriculture. En effet, ils peuvent représenter jusqu'à presque 20% des apports en phosphore (Terres & al. 2002).

Le pourcentage du bassin versant dont l'occupation du sol est de type « naturel » tel que nous venons de le définir a été calculé de deux manières :

- par mesure du pourcentage réel d'occupation du sol de type « naturel » obtenu à partir de Corine Land Cover pour les pays possédant cette donnée ou
- par expertise en classe dans le cas où l'accès à du SIG n'est pas possible ou si le bassin versant du lac n'est pas délimité.

Ces classes utilisées sont décrites ci-dessous :

- 100-80% naturel = Classe 1
- <80-60% = Classe 2
- <60-40% = Classe 3
- <40-20% = Classe 4
- <20-0 % = Classe 5

1.1.2 DENSITE DE POPULATION SUR LE BASSIN VERSANT

La densité de population est mesurée en nombre d'habitants par km². De plus, compte tenu du peu de données disponibles en Scandinavie, les classes suivantes ont été utilisées :

Classe 1 : aucun habitant dans le bassin versant.

Classe 2 : présence de 1 à moins de 10 habitants au km² et

Classe 3 : présence de plus de 10 habitants (strictement) au km² dans le bassin versant.

1.1.3 QUANTITE MOYENNE DE PHOSPHORE TOTAL

La valeur prise en compte est la moyenne annuelle de phosphore total calculée à partir de 4 prélèvements intégrés dans la zone euphotique et réalisés au cours de l'année. Son unité est en µg.L⁻¹. Le prélèvement peut avoir été réalisé dans la zone la plus profonde du lac, mais pas nécessairement ; cette absence de contrainte sur le point de prélèvement permet d'augmenter les données disponibles dans certains pays européens.

1.2 Acidification

1.2.1 PH

La mesure de l'ANC (Acid Neutralizing Capacity) est plus pertinente que le pH pour mesurer l'acidification d'origine anthropique mais c'est une mesure rarement disponible. C'est donc le pH qui a été retenu. Cette mesure est basée sur une moyenne de valeurs issues de 4 prélèvements intégrés, répartis sur l'année.

1.2.2 ACIDIFICATION NATURELLE

Un jugement d'expert n'interviendra qu'en cas de pH observé inférieur à 6, afin de signaler par un « oui/non » la présence d'une acidification naturelle (principalement pour les pays nordiques).

1.3 Modifications hydro-morphologiques

1.3.1 PRESENCE DE BARRAGES EN AMONT DU BASSIN VERSANT

L'ensemble des barrages sur l'ensemble des bras, en amont du bassin versant, sont considérés. Une réponse en oui/non correspond à de la présence/absence d'au moins un barrage.

1.3.2 PERTE DE CONNECTIVITE EN AVAL

L'évaluation de cette perte de connectivité se fait par la présence de barrage(s) ou construction(s) empêchant un transfert ou une migration des communautés piscicoles. Un oui/non d'expert a été demandé. Aucune précision n'a été apportée en termes de nombres d'obstacles présents, ni de distance à la source.

1.3.3 REGULATION DU NIVEAU D'EAU SIGNIFICATIF

La régulation hydraulique des plans d'eau peut être volontaire, pour des raisons économiques et humaines (hydroélectricité, eau potable, ...), ou naturelle. Le but de ce critère est de déterminer si le marnage a une influence significative sur la faune ichtyologique ou non (avis d'expert).

1.3.4 BERGES ANTHROPISEES

Pour les états membres utilisant la méthode du Lake Habitat Survey (LHS) (Rowan, Carwardine et al. 2006), le pourcentage de « Shoreline Bank modified » est retenu. Pour les autres, un avis d'expert permet de classer les lacs, dans les limites imposées ci-dessous :

- 0-10% de modification des berges = Classe 1
- 11-30% = Classe 2
- 31-50% = Classe 3
- 51-70% = Classe 4
- > 70% = Classe 5

1.4 Pressions s'exerçant sur le lac ou dans son corridor rivulaire

Cinq critères de pressions affectant directement la cuvette et/ou les communautés de poissons ont été considérés. En fait, comme pour l'occupation du sol et la densité de population, deux de ces critères (présence de décharges et activités sur les lacs) sont plutôt des forces motrices qui induisent des pressions que des pressions en tant que telles. Cependant ces critères sont plus faciles à mesurer que les pressions d'ordres chimiques ou hydromorphologiques qu'ils génèrent. Les autres pressions sont relatives aux manipulations directes des compartiments biologiques que l'on suppose être à l'origine d'une altération du fonctionnement naturel des systèmes.

1.4.1 PRESENCE DE REJETS URBAINS ET/OU INDUSTRIELS

Les rejets directs ou indirects en question se composent d'éléments organiques et/ou toxiques, susceptibles de se retrouver dans le lac par ruissellement, pénétration dans les nappes phréatiques ou par l'intermédiaire de lessivages atmosphériques. Seuls les plans d'eau sans aucune décharge à proximité pourront être considérés comme référence.

1.4.2 MANIPULATION BIOLOGIQUE ET/OU CHIMIQUE

La manipulation biologique comprend l'introduction ou la commercialisation (ferme aquacole) d'espèces autres que le poisson (exs : macrophytes, crevettes) sur le lac. La manipulation chimique inclut essentiellement la présence de chaulage, notamment pour les pays scandinaves, présentant des forêts de conifères en bordure de lacs. Bien qu'il s'agisse d'actions de restauration visant à rehausser le pH, aucun lac avec de telles manipulations ne pourra être considéré comme référence. Aucune précision quant à l'intensité de ces actions n'a été demandée, compte tenu de la difficulté d'obtenir de tels résultats. Un oui/non d'expert permet son évaluation.

1.4.3 REPEUPLEMENT DU LAC

L'introduction dans le lac d'espèces piscicoles dans un but de repeuplement pour raisons économiques ou récréatives doit être signalée ici. Cette manipulation ne doit en aucun cas perturber les communautés présentes dans le plan d'eau, auquel cas celui-ci ne pourra être inclus dans les références. Un oui/non d'expert permet son évaluation.

1.4.4 ACTIVITE DE PECHE

Sont considérés ici la pêche industrielle et la pêche commerciale.

L'intensité des activités est définie par un système d'évaluation en 3 classes, basé sur un avis d'expert ou en prenant en compte le « Commercial fishing cover », le « angling from boat intensity » et le « angling from shore intensity » du LHS :

- 1 : effet rare ou minime sur les communautés piscicoles existantes,
- 2 : effet moyen, significatif
- 3 : fort impact des activités.

1.4.5 AUTRES ACTIVITES SUR LE LAC

Les activités nautiques motorisées ou non, récréatives (baignade, ...) sont prises en compte et peuvent être évaluées en considérant les paramètres ci-dessous, décrit dans la méthode du LHS :

- Motorboat sporting intensity
- Non motorboat sporting intensity
- Non boat recreation intensity

L'intensité de ces activités est estimée par avis d'expert selon un système de classification en 3 catégories (1 : faible ; 2 : moyen ; 3 : fort).

2. Seuils de sélection des sites de référence

2.1. Définition sur base experte

Les seuils ont été discutés avec les experts impliqués dans l'intercalibration ; ils résultent donc d'un consensus. Ils sont donnés dans le tableau (*Table 1*) suivant mais pourront être ajustés en fonction des résultats du groupe de travail européen chargé de réfléchir à l'harmonisation des conditions de référence.

Table 1 : Présentation des critères et des seuils de référence adoptés par les membres européens.

	Critère	Seuil
Eutrophisation	% d'occupation du sol « naturel »	>80% ou classe 1 (seuil de rejet = 70%)
	Densité de population	10 hab.km ⁻² ou classe 1 (seuil de rejet à déterminer)
	Ptot (µg/l)	12 (seuil de rejet à 50µg/l)
Acidification	pH	> 6 et si <6 : jugement expert
Hydromorphologie	Barrage amont	Absence
	Perte de connectivité aval	Absence
	Variation des niveaux d'eau	Pas d'impact significatif
	Berges anthropisées	< 10% ou classe 1
Activité sur le lac	Rejets urbains/industriels à proximité	Absence
	Repeuplement de poisson	Absence
	Manipulations biologiques ou chimiques	Absence
	Activité de pêche	Classe 1
	Autres activités	Classe 1

2.2. Cas particulier de l'eutrophisation

En ce qui concerne l'eutrophisation, des seuils de réjection ont été conçus afin de ne pas exclure trop de sites si l'un des critères de pression utilisé n'était pas renseigné. Cela signifie que si 2 des 3 paramètres respectent le seuil de référence, l'on pourra admettre une valeur allant jusqu'au seuil de réjection pour le 3^{ème} paramètre.

Le choix d'utiliser 2 critères avec les seuils stricts et un pouvant aller jusqu'au seuil de réjection pour le compartiment « eutrophisation » permet d'être plus souple et surtout d'autoriser certaines valeurs manquantes. En effet, nous allons démontrer ci-dessous, que là où nous disposons de valeurs pour tous les paramètres, si 2 des 3 critères sont remplis, alors le troisième se trouve inférieur au seuil de réjection.

2.2.1 OCCUPATION DU SOL ET DENSITE DE POPULATION COMME ESTIMATEURS DU PHOSPHORE TOTAL (PTOT)

Un graphique représentant le Ptot pour les sites ayant 80% d'occupation du sol de type naturel et une population inférieure à 10 habitants au km² sur leur bassin versant (BV), a été réalisé (Figure 1). Le percentile est placé d'une telle façon que 95% des valeurs sont inférieures à 32 µg/L. On admet donc que lorsque les 2 premiers critères sont remplis, il y a de fortes chances pour que la valeur du Ptot soit en dessous du seuil de réjection, fixé à 50µg/L. Donc, l'occupation du sol de type naturel et la densité de population peuvent être des substituts du phosphore total lorsque nous ne disposons pas de cette information.

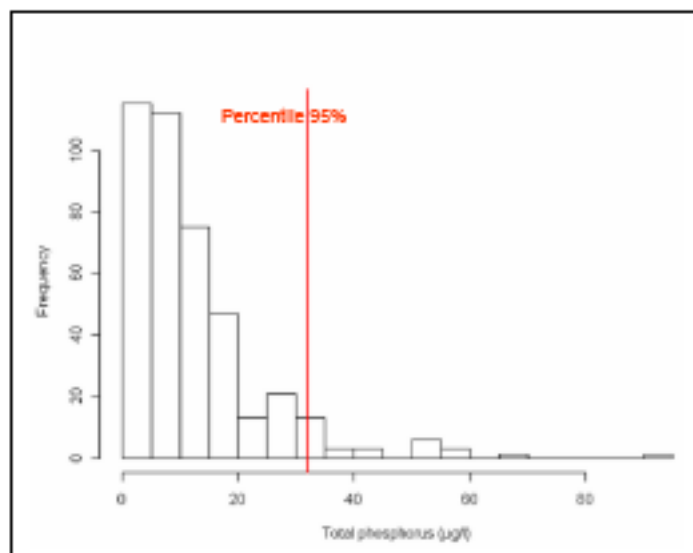


Figure 1 : Distribution des valeurs de teneur en phosphore total pour les sites (N=418) ayant une occupation de sol de type naturel égale à 80% et une densité de population inférieure ou égale à 10 hab.km⁻² (class 2)

2.2.2 OCCUPATION DU SOL ET PHOSPHORE TOTAL COMME ESTIMATEURS DE LA DENSITE DE POPULATION

La distribution des lacs ayant un minimum de 80% d'occupation du sol de type naturel sur leur bassin versant et un taux de Ptot inférieur à 12µg/L est représentée sur la Figure 2 par classe de densité de population. Seulement 2% (6 lacs) des 268 plans d'eau se retrouvent dans la classe 3 (>10 habitants/km²).

On peut donc admettre que lorsque les valeurs d'occupation du sol et de phosphore total sont disponibles mais pas la densité de population, et que ces valeurs disponibles sont inférieures aux seuils de référence, il y a de fortes probabilité pour que la densité de population soit telle qu'ils puissent être considérés en référence pour le compartiment eutrophisation. C'est-à-dire que les seuils d'occupation du sol et de phosphore total peuvent être utilisés comme des substituts de la densité de population.

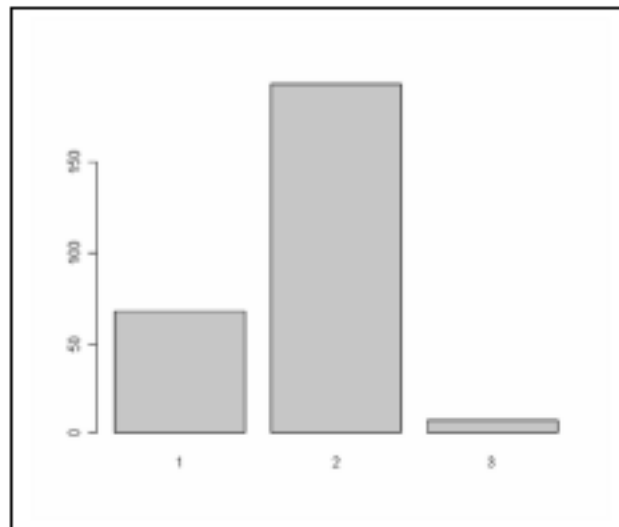


Figure 2 : Distribution de la densité de population par classe pour les sites ayant une valeur de phosphore total de 12µg/L et un pourcentage d'occupation du sol naturel de 80% sur leur bassin versant (N=268).

2.2.3 PHOSPHORE TOTAL ET DENSITE DE POPULATION COMME ESTIMATEURS DE L'OCCUPATION DU SOL DE TYPE NATUREL

La *Figure 3* donne la distribution des 272 sites ayant un taux de phosphore total inférieur à 12µg/L et une densité de population sur le BV inférieure à 10 habitants/km². Le percentile 5%, situé à 80% d'occupation du sol de type naturel révèle que seulement 14 sites sont en dessous de cette valeur lorsque les seuils pour les deux autres critères sont respectés. On peut donc admettre que lorsque l'on ne dispose pas de l'occupation du sol mais des 2 autres critères, et que leurs seuils de référence sont appliqués, alors il y a de fortes probabilités pour que les sites aient une couverture naturelle > 70 %.

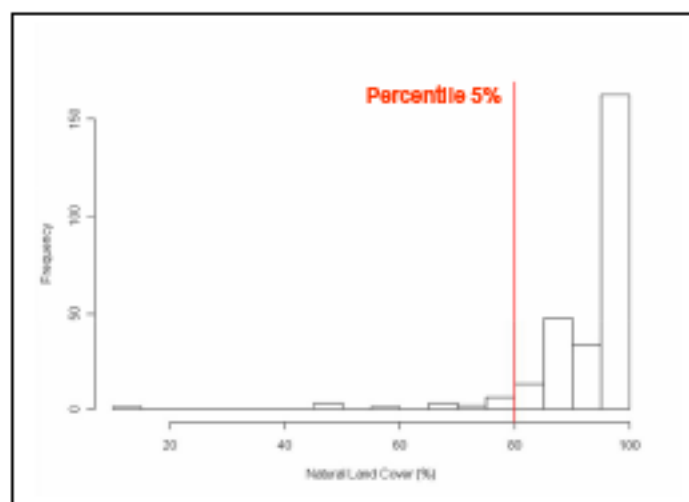


Figure 3 : Distribution du CLC naturel pour les sites (N=272) ayant un Ptot inférieur à 12µg/L et une densité de population inférieure à 10hab/km².

2.3. Pertinence d'un seuil unique de phosphore pour la référence de tous les plans d'eau

Les résultats précédents nous indiquent qu'il existe une relation entre l'occupation du sol de type naturel, la densité de population et le phosphore total.

L'utilisation d'un seuil unique de phosphore total ne remporte pas l'unanimité des états membres. L'argument souvent avancé dans les échanges avec nos partenaires est que l'on devrait fixer des seuils de P_{tot} différents selon les types de plans d'eau (définis selon la profondeur, l'altitude, l'alcalinité...) et leur position géographique (dans les différents GIGs). Ainsi, par exemple, la proposition à 20 µg/l semble trop élevée pour les pays nordiques.

Concernant les différences typologiques, il est en effet connu que la profondeur des systèmes joue un rôle dans la concentration en phosphore en raison du phénomène de resuspension et de pénétration de la lumière (Rawson, 1952; OECD, 1982 ; Ryder & al, 1974). Les plans d'eau moins profonds présentent ainsi naturellement des teneurs en P_{tot} supérieures.

Afin de tester l'existence d'un effet "GIG" (géographique), une première régression simple est construite, prédisant le phosphore total par la profondeur (les deux variables étant loguées). En toute rigueur il conviendrait d'élaborer le modèle sur des plans d'eau peu impactés uniquement, mais l'hypothèse est faite que le gradient de pression est similaire pour toutes les profondeurs et que donc la relation avec la profondeur est conservée. Le modèle obtenu est significatif et explique environ 11% de la variabilité. Les résidus de ce modèle, qui constituent une mesure de phosphore affranchie de la variation naturelle, sont confrontés au pourcentage du BV anthropisé. Il existe en effet une relation étroite entre l'agriculture, l'urbanisation et la concentration de l'eau en phosphore totale. Cette relation apparaît clairement dans la Figure 4. Le modèle exprimant les résidus en fonction de l'occupation naturelle du sol (transformation sinus de la racine carrée) est significatif et fournit un R² de près de 0.38.

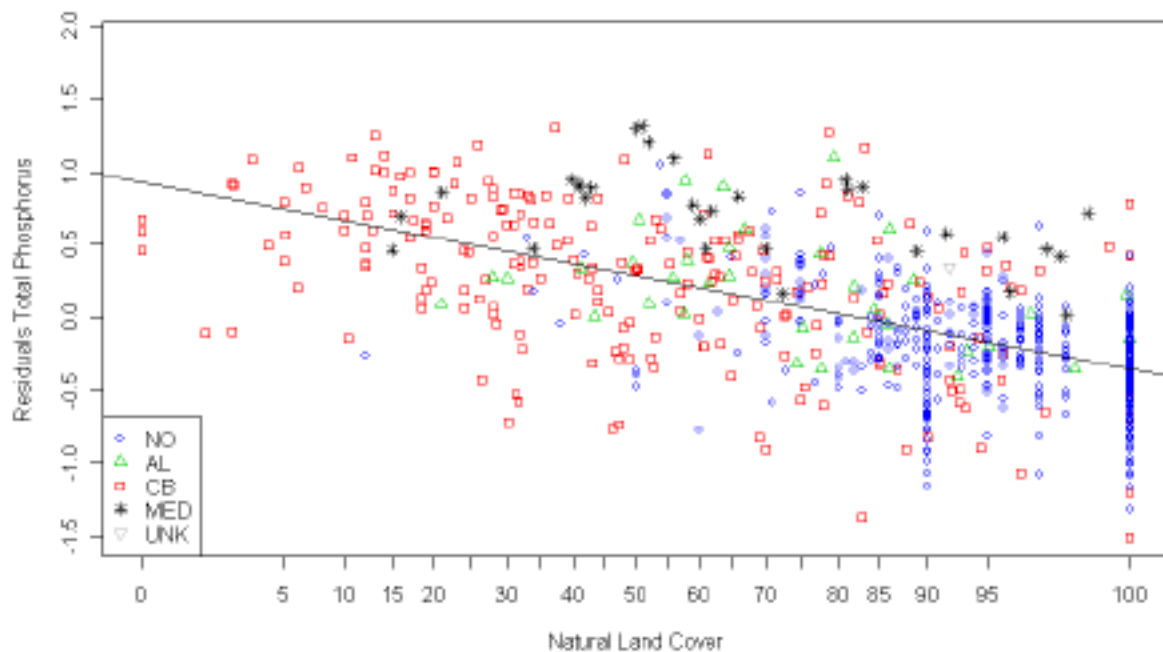


Figure 4 : Modèle de régression exprimant les résidus de phosphore total en fonction du pourcentage d'occupation naturelle du sol pour l'ensemble des GIG.

Comme l'illustre la figure 4 ; il est indéniable que pour la plupart des plans d'eau du GIG nordique, l'occupation naturelle du BV est très élevée, contrairement par exemple à celle des plans d'eau du CB qui présente un gradient plus homogène. Compte tenu de ces distributions, il est évident qu'en calculant une moyenne de phosphore total pour les plans d'eau nordique peu impactés (occupation naturelle du sol > 70%) le résultat sera bien inférieur à celui obtenu pour le CB. Pourtant pour une même valeur d'occupation naturelle du sol, les valeurs de phosphore résiduelles semblent assez proches quelque soit le GIG (en dehors des plans d'eau du GIG méditerranéen qui sont des retenues). En outre, en ne considérant que les GIGs nordique et CB (les plus représentés), il n'y a pas de différence significative entre les valeurs de phosphore résiduelles.

Il convient cependant de nuancer ce résultat. En effet, la part naturelle de variation du phosphore totale reste encore élevée, la profondeur n'en expliquant qu'une partie. Mais le jeu de données à disposition ne permet pas de tester d'autres variables. Dans leur article, Cardoso et al (2007) établissent des modèles sites-spécifiques incluant entre autres l'alcalinité et la couleur de l'eau. Cependant ces paramètres peuvent être influencés par des pressions anthropiques (*Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2001*), rendant leur utilisation discutable. Par ailleurs, ils obtiennent un effet "GIG" mais reconnaissent qu'il peut provenir en partie d'un biais résultant d'une sélection hétérogène des sites de références selon les pays. Ils précisent également que le fait que les plans d'eau des pays nordiques subissent globalement moins de pressions anthropiques peut expliquer ce résultat.

Pour conclure, il est évident que la profondeur influence la teneur en phosphore et qu'il serait souhaitable de préférer la démarche site-spécifique pour déterminer le seuil de référence (des variations peuvent être observées dans les types). Par contre il apparaît que distinguer des seuils en fonction des GIGs n'est pas nécessairement approprié: l'analyse menée ne permet pas d'affirmer un effet GIG. L'apparente différence serait artificielle.

Néanmoins dans un premier temps, une seule valeur de phosphore total est retenue pour simplifier la tâche, et la valeur de 20µg/L semble un bon compromis comme le montre le paragraphe 2.2.3.

3. Sélection des sites de référence

3.1 Disponibilité des données de pressions collectées

Sur les 2105 lacs (1794 naturels et 311 artificiels) pour lesquels des données de pressions ont été recueillies, il existe de nombreuses lacunes (Tables 2). En effet, les données de pressions sur les compartiments de l'eutrophisation et l'acidification sont relativement bien complétées (excepté pour la densité de population) tandis que les paramètres du compartiment « pressions hydro morphologiques » sont très peu renseignés, tels que:

- la modification des berges (données mesurée sur 6.8% seulement des sites et en classe sur 35.3%),
- les activités sur le lac (36.1%) et
- les activités de pêche commerciale (43.3%).

Table 2: Disponibilité des paramètres de pressions en nombre de lacs et en pourcentage pour les catégories eutrophisation et acidification (a) et hydro morphologiques (b).

Lacs (en nombre et %)	%Naturel (CLC)	%Agriculture (CLC)	Naturel (classe)	Agriculture (classe)	Densité de population (hab. /km ²)	Densité de population (classe)	Total P	pH	Acidification naturelle
2105	1038	1040	1087	1098	371	1777	1231	1567	2105
100	49.31	49.41	51.64	52.16	17.62	84.42	58.48	74.44	100

Lacs (en nombre et %)	Barrières en amont	Perte de connectivité en aval	Régulation du niveau d'eau significatif	Modification des berges (en %)	Modification des berges (en classe)	Présence d'une décharge urbaine et/ou industrielle	Activité sur le lac	Repeuplement du lac	Manipulation biologique et/ou chimique	Présence de pêche
2105	2105	2105	1909	144	743	2105	759	2105	2105	911
100	100	100	90.89	6.84	35.30	100	36.06	100	100	43.28

Dès qu'une donnée de pression n'est pas renseignée, le lac ne peut pas être pris en compte dans la pré sélection des sites de référence, au risque de lui voir attribué un statut qu'il ne mérite pas. Néanmoins, avec les données bancarisées à ce jour, et en utilisant les critères du tableau 1, le nombre de sites de référence est extrêmement faible (*Table 3*). Il l'est d'autant plus si l'on exclut les plans d'eau de la zone nordique de l'Europe. Il n'est donc pas envisageable de procéder à de la modélisation avec un nombre si faible. On s'aperçoit également que 1325 sites ne sont pas classés, pour cause de valeurs manquantes. En effet, les pays nordiques ne disposent que de très peu de données concernant la modification des berges et la présence des pêches.

Table 3 : Distribution des lacs naturels considérés comme perturbés et de référence suivant les critères établis à Ranco parmi les GIGs : Alpin (AL), Central Baltique (CB), Méditerranéen (MED) et Nordique (NO). 1325 lacs sont classés en « Indéfini » car ils possèdent trop de valeurs manquantes pour être distribués dans un GIG ou dans un état (référence ou perturbé).

	Indéfini	AL	CB	MED	NO	Total
Perturbés	0	25	197	3	148	373
Reference	0	0	9	0	88	97
Indéfini	3	12	75	2	1233	1325
						1795

3.2 Sélection sur la base des critères d'eutrophisation et d'acidification définis sur base experte

Suite à la disponibilité des données, il a donc été décidé de sélectionner les sites de référence en procédant en deux étapes :

- dans un premier temps, seules les pressions de type eutrophisation et acidification seront prises en compte sur la base des critères précédemment listées. Les plans d'eau soumis à ces pressions seront donc écartés.
- dans un second temps, les lacs sélectionnés au cours de la première étape seront validés ou non en tant que référence sur la base d'un examen des pressions locales lorsqu'elles sont disponibles, ou sur avis d'expert le cas échéant. Cette étape est réalisée par les correspondants des différents pays.

Parallèlement, un effort va être fourni afin de récolter des données quantitatives (avec au minimum 3 degrés d'intensité) sur la modification des berges et les activités sur le lac.

3.3 Sélection des sites de référence en augmentant le seuil de Ptot à 20µg/l

3.3.1 LES LACS NATURELS

En utilisant les critères de Ranco et un seuil de phosphore à 20µg/L, on obtient 494 sites de référence au total : 10 dans le GIG alpin, 34 dans le GIG Central Baltique, 1 dans le GIG méditerranéen et 449 dans le GIG nordique (Table 4).

On remarque que 809 sites ne peuvent être classifiés du fait de l'existence de valeurs manquantes.

Table 4 : Distribution des lacs naturels considérés comme perturbés et de référence selon nos critères parmi les GIGs : Alpin (AL), Central Baltique (CB), Méditerranéen (MED) et Nordique (NO). 809 lacs sont classés en « Indéfini » car ils possèdent trop de valeurs manquantes pour être distribués dans un GIG ou dans un état de référence ou perturbé.

	Indéfini	AL	CB	MED	NO	Total
Sites Perturbés	0	25	197	2	268	492
Sites de Référence	0	10	34	1	449	494
Indéfini	3	2	50	2	752	809
						1795

3.3.2. LES RESERVOIRS

Tous les réservoirs peuvent être affectés à un GIG, mais il reste des données manquantes empêchant de classer certains lacs en référence ou en sites perturbés. Néanmoins, un total de 15 lacs de référence a été répertorié, dont 6 dans le GIG alpin, 2 dans le GIG Central Baltique et 1 dans l'est continental (EC).

Table 5 : Distribution des réservoirs considérés comme perturbés ou de référence selon nos critères, parmi les GIGs: Alpin (AL), Central Baltique (CB), Méditerranéen (MED) et Nordique (NO).

	AL	CB	EC	MED	Total
Sites Perturbés	34	47	0	59	140
Sites de Référence	6	2	1	6	15
Indéfini	10	73	1	71	155

Cette sélection de lacs de référence (lacs naturels et réservoirs) définie sur la base d'absence des critères d'eutrophisation et d'acidification d'origine humaine a été envoyée aux pays membres afin qu'ils procèdent à la deuxième étape de sélection en considérant les pressions locales. Les responsables de chaque pays ont pu vérifier et confirmer ou infirmer la validité de ces sites de référence.

3.4 Comparaison entre les sites de référence définis par les états membres et ceux définis dans la présente étude

Chaque état membre nous a fourni une liste de sites de référence pertinente pour le poisson, établie par ses soins.

En réalisant un graphique des valeurs de Phosphore pour ces sites de référence, on observe que 95% d'entre eux ont une valeur de P_{tot} inférieure ou égale à une valeur proche de 30 µg/L (Figure 5).

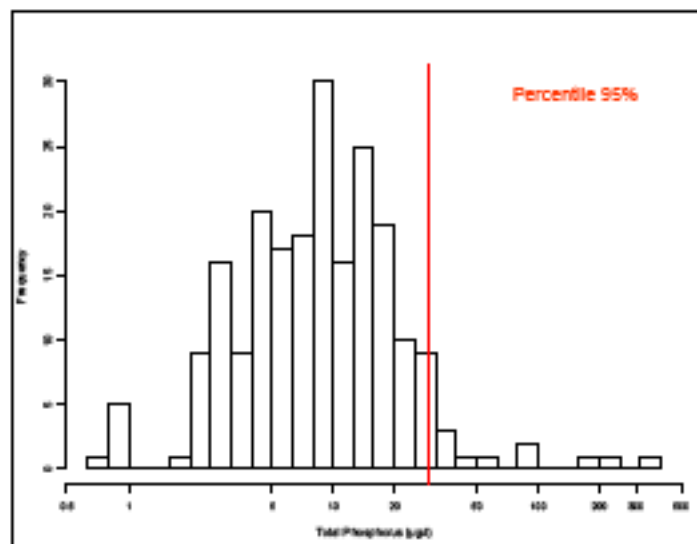


Figure 5 : Histogramme des valeurs de Phosphore total parmi les sites de référence établis par les états membres participant à l'intercalibration. Le percentile 95% est indiqué par la barre rouge.

Aucune explication ne nous a été donnée quant à la manière dont les états membres avaient sélectionné leurs sites de référence. Notre liste de lacs de référence diffère en quelques points de celle qu'ils nous ont transmise et la comparaison effectuée ici, permet de mettre en évidence les divergences.

3.4.1 LES LACS NATURELS

La classification des sites de référence se fait comme suit en comparaison avec ceux établis par les états membres (Table 6). 164 sites concordent et sont classés en référence dans les 2 cas. Par contre, 62 sites ont été déclassés (44 dans le NO GIG, 16 dans le CB et 2 dans l'AL), majoritairement pour cause de pH trop acides (38 sites) et de pourcentages d'occupation du sol de type naturel trop faibles (9).

18 sites ne sont pas répartis à cause de données manquantes sur au moins l'un des critères ayant permis la sélection.

Par contre, 330 sites sont classés comme perturbés par les états membres mais en référence par nous, il convient donc de préciser que pour avoir suffisamment de sites de référence afin de construire des modèles « pressions-impacts », nous acceptons des sites légèrement eutrophisés.

Table 6 : Comparaison entre les sites de référence et les sites perturbés définis par les états membres et ceux issus de nos calculs, pour les lacs naturels.

		MS définition	
		Références	Perturbés
cross GIG	Références	164	330
	Perturbés	62	430
	Indéfini	18	791

3.4.2 LES RESERVOIRS

Sur les 15 lacs établis en référence par nos calculs, 2 coïncident avec les références des pays participant à l'intercalibration et 13 sont considérés comme perturbés. Aucune de leur référence n'a été classée dans nos sites perturbés, mais 5 HMWB (High modified water body) n'ont pas été définis pour cause de valeurs manquantes. Il en est de même que pour les lacs naturels ici, on accepte d'avoir des sites légèrement eutrophisés dans nos références.

Table 7 : Tableau comparatif entre les sites de référence et les sites perturbés définis par les états membres et ceux issus de nos calculs, pour les réservoirs.

		MS définition	
		Références	Perturbés
cross GIG	Références	2	13
	Perturbés	0	140
	Indéfini	5	150

3.5 Comparaison des caractéristiques des sites de références et des sites perturbés

Il existe très peu de différence entre les sites de référence et les sites perturbés pour les variables environnementales concernées : superficie du lac, du BV, profondeur moyenne et maximale du PE, altitude et alcalinité (*Figure 7*); excepté pour la géologie du bassin versant, où les sites de référence semblent être plus siliceux (*Table 8*). Les sites de référence reflètent donc bien l'ensemble du jeu de données.

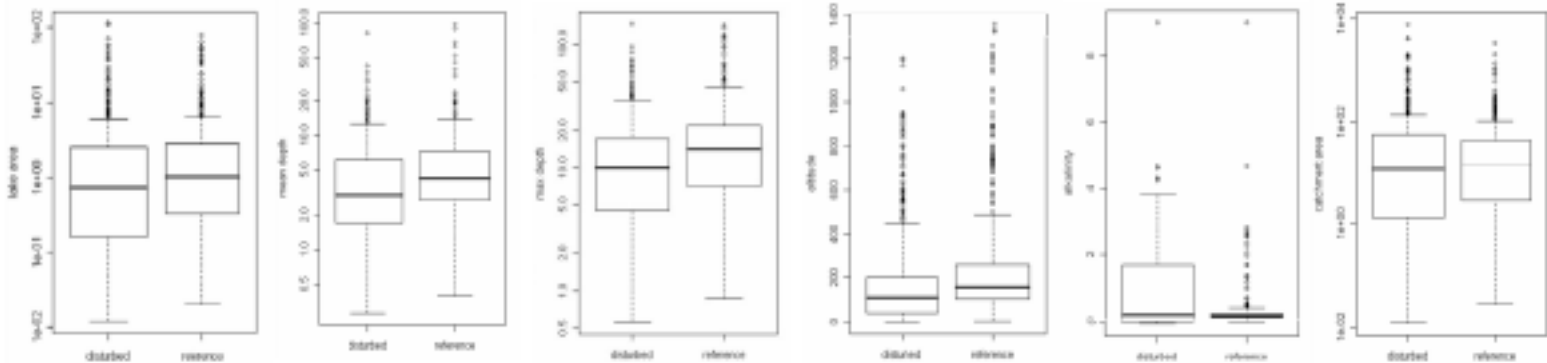


Figure 7 : Distribution en boxplot des sites de référence et des sites perturbés pour les variables environnementales suivantes : superficie du lac (a), profondeur moyenne (b) et maximale (c) du plan d'eau, altitude (d), alcalinité (e) et surface du bassin versant.

Table 8 : Tableau de répartition des sites par géologie du bassin versant.

	Calcareous	Siliceous	unkown
Perturbés	209	279	4
Références	45	447	2

La révision de la méthodologie et des critères de sélection pour établir les conditions de référence (RC) est l'activité prioritaire qui va être menée par le groupe de travail transversal, i.e. le Cemagref durant la période 2010-2011. Cette tâche va consister en l'analyse de la cohérence générale des conditions de référence. Pour cela, de plus amples recherches vont être poursuivies sur les relations pressions- impacts avec l'idée de confirmer les concepts et les seuils établis. L'objectif est de permettre une sélection des sites de référence plus précise et harmonieuse pour, d'une part, améliorer la connaissance commune des conditions de référence en Europe et, d'autre part, assurer une plus grande comparabilité entre les différents éléments de qualité biologique, les types de masses d'eau et les pays membres.

REFERENCES

Anonymous, 2003. River and lakes—typology, reference conditions and classification systems. Guidance No 10. CIS Working Group 2.3 REFCOND, European Communities, Luxembourg, 87p.

Cardoso A.C., A. Solimini, G. Premazzi, L. Carvalho, A. Lyche, S.Rekolainen, 2007. Phosphorus reference concentrations in European lakes. Hydrobiologia 584:3-12.

Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2001. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique — couleur, mis à jour, dans Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Winnipeg, le Conseil.

European Commission, 2002. Towards Environmental performance indicators for the European Union (EU). A European system of environmental indicators, first publication. Retrieved on March 13, 2005 from <http://www.e-m-a-i.l.nu/tepi/firstpub.htm>.

IMPRESS, 2002. Guidance for analysis of pressures and impacts in accordance with the Water Framework Directive. Common Implementation Strategy Working Group 2.1, 156pp. Office for official Publications of the European Communities. Retrieved on July 12, 2005 from <http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library>. ISBN: 92-894-5123.

OECD, 1982. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) Eutrophication of Waters: Monitoring, Assessment and Control. OECD, Paris, 154 pp.

OECD, 1993. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) core set of indicators for environmental performance reviews. OECD Environment Monographs No.83, Paris, Retrieved on 13 March, 2005 from <http://www.oecd.org/dataoecd/32/20/31558547.pdf>.

Rawson, D. S., 1952. Morphometry as a dominant factor in the productivity of large lakes. Verhagen International Verein Limnology 12: 164–175.

Rowan, J. S., J. Carwardine, et al. ,2006. "Development of a technique for Lake Habitat Survey (LHS) with applications for the European Union Water Framework Directive." Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems 16(6): 637-657.

Ryder, R. A., S. R. Kerr, K. H. Loftus & H. A. Regier, 1974. The Morphoedaphic Index, a fish yield estimator – review and evaluation. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 31: 663–688.

Onema
Hall C – Le Nadar
5 square Félix Nadar
94300 Vincennes
01 45 14 38 00
www.onema.fr

Cemagref Aix En Provence
Parc de Tourvoie
BP 44,
92163 Antony cedex
01 40 96 61 21
www.cemagref.fr

Définition des plans d'eau de référence européens, Pedron S., J. De Bortoli, C. Argillier