



MASTER 2 - MUSÉUM NATIONAL D'HISTOIRE NATURELLE
MENTION : ÉVOLUTION, PATRIMOINE NATUREL ET SOCIÉTÉS
SPÉCIALITÉ : UNITÉ ET DIVERSITÉ DU VIVANT

PARCOURS : **TOXIQUES, MICROORGANISMES ET MÉDIATEURS CHIMIQUES
DANS LES ÉCOSYSTÈMES**

2010 - 2011

Mémoire de stage

**État des principaux plans d'eau du bassin Seine-Normandie,
inventaires des pressions sur leur bassin versant
et première ébauche de programmes de mesures**



Barrage de Saint-Agnan,
www.eurociel.com

par
Barbara Decaudin

Organisme d'accueil : Agence de l'Eau Seine-Normandie
Directeur de stage : Fabrice Martinet

REMERCIEMENTS

Je tiens en premier lieu à remercier mon directeur de stage
Fabrice Martinet de m'avoir fait confiance pour ce stage très enrichissant
et pour m'avoir guidée tout au long de ces cinq mois

Merci également au personnel de l'Agence
pour leur accueil

Je remercie les professeurs du Muséum
pour leurs cours de qualité qui m'ont permis
d'aborder ce stage dans de bonnes conditions

Enfin, merci à Aurélie pour son conseil de rédaction
de dernière minute

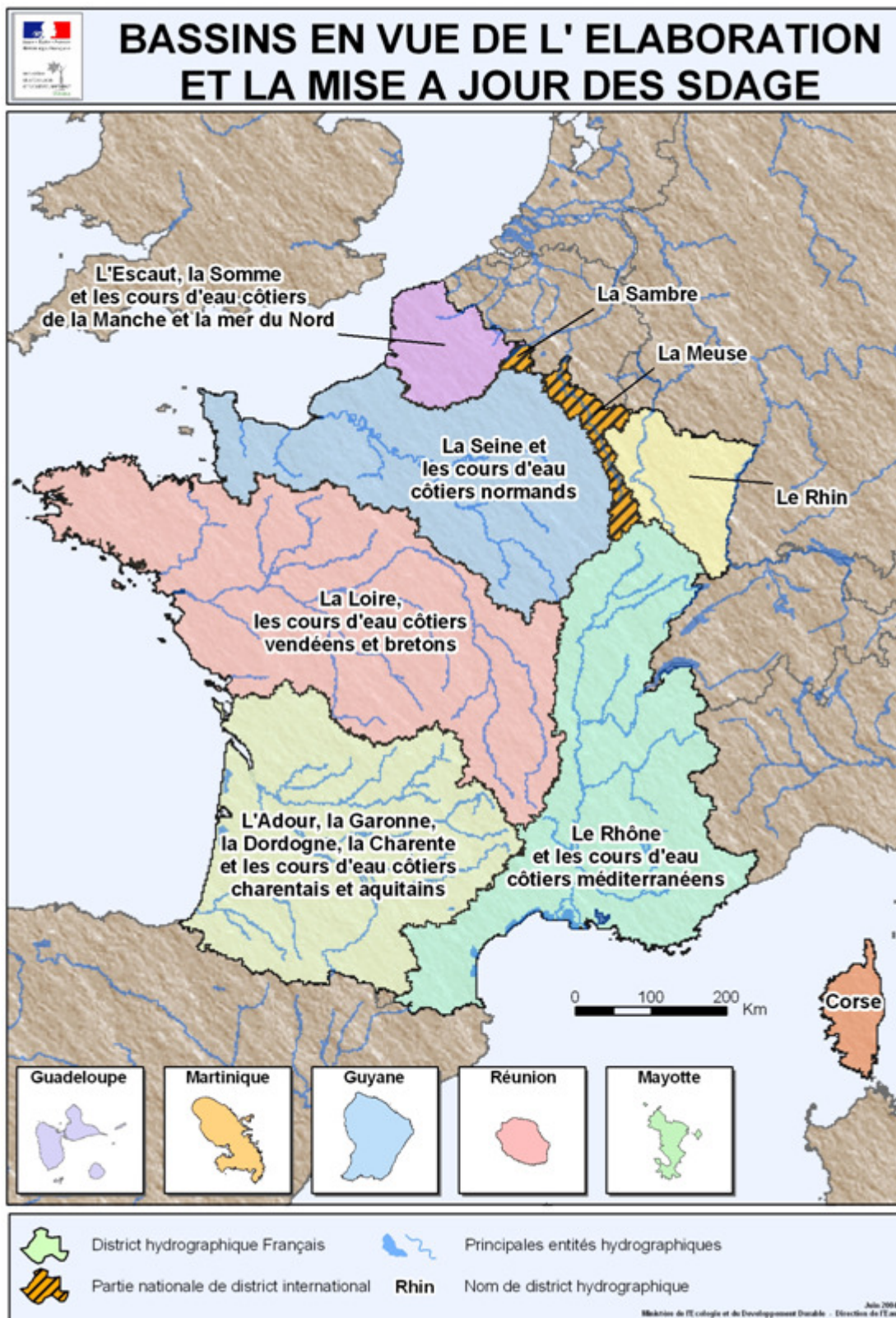
SOMMAIRE

INTRODUCTION	3
MATERIEL ET METHODES	6
I. Les plans d'eau du bassin Seine-Normandie	6
II. État des plans d'eau	6
1. <i>Hydromorphologie</i>	7
2. <i>État écologique</i>	7
3. <i>État chimique</i>	14
4. <i>Analyses complémentaires</i>	15
III. Recherche des pressions de pollution sur le bassin versant des plans d'eau : origine des déclassements	15
IV. Analyses statistiques multivariées	16
V. Le cas de l'eutrophisation par le phosphore	17
VI. Programmes de mesures	18
RESULTATS, INTERPRETATION ET DISCUSSION	19
I. État des plans d'eau RCS	19
1. <i>État écologique</i>	19
2. <i>État chimique</i>	20
II. Pressions polluantes du bassin versant	21
1. <i>Pressions diffuses et ponctuelles du bassin versant</i>	21
2. <i>Origine des pollutions</i>	21
3. <i>Extrapolation aux plans d'eau non RCS</i>	23
III. Le cas particulier de l'eutrophisation par le phosphore	24
1. <i>Le modèle statique de l'OCDE</i>	24
2. <i>Le modèle dynamique de Vollenweider</i>	24
IV. Ébauche de programmes de mesures	25
V. Discussion	27
1. <i>État écologique et chimique des plans d'eau</i>	27
2. <i>Recherche des pressions sur le bassin versant</i>	28
3. <i>Analyses statistiques</i>	29
4. <i>État trophique</i>	30
5. <i>Programmes de mesures</i>	30
CONCLUSION	32
BIBLIOGRAPHIE	33
ANNEXES ET PLANCHES	35

Les abréviations sont définies en annexe 1.

* Les mots marqués d'une astérisque sont définis dans le lexique, en annexe 1.

Carte 1 : Carte des districts hydrographiques de France



(source : Ministère de l'Écologie et du Développement Durable, 2004)

INTRODUCTION ET CONTEXTE

« L'eau n'est pas un bien marchand comme les autres mais un patrimoine qu'il faut protéger, défendre et traiter comme tel. » C'est par cette considération que débute le texte de la Directive-Cadre Européenne sur l'Eau (directive 2000/60/CE, DCE), adoptée par le Parlement européen et le Conseil le 23 octobre 2000.

La nécessité d'une réglementation communautaire intégrée en matière de milieux aquatiques, ne s'arrêtant pas aux frontières administratives, s'est imposée progressivement, partant du constat que les eaux de l'UE sont de plus en plus soumises à des contraintes dues à une croissance continue de la demande en eau de bonne qualité et en quantités suffisantes pour toutes les utilisations. Plusieurs événements politiques et textes réglementaires du Conseil et de la Commission préfigurent la DCE, relatifs à la qualité écologique des eaux de surface (1988), à la protection quantitative et qualitative des ressources en eau douce notamment souterraines (1992, 1995), ou à l'utilisation rationnelle et conservation des zones humides (1995). Le « Rapport sur l'environnement dans l'Union européenne » de l'Agence européenne de l'environnement (1995) confirme la nécessité d'une action visant à protéger les eaux dans la Communauté. Ainsi, en 1996, une nouvelle directive-cadre est demandée à la Commission par le Conseil, le Comité des régions, le Comité économique et social et le Parlement européen, pour fixer les principes de base d'une politique de l'eau durable au sein de l'UE (DCE, Préambule).

La DCE vise à coordonner les politiques dans le domaine de l'eau de tous les États membres, en établissant un cadre pour la protection des eaux intérieures* de surface* et souterraines*, de transition* et côtières* de la Communauté, à la fois en tant que ressource et milieu. Son objectif, ambitieux, est d'atteindre un bon état des eaux en 2015, par la mise en place d'une politique de prévention des dégradations, préservation, amélioration et restauration de l'état des écosystèmes aquatiques et des écosystèmes terrestres et humides dépendants, avec obligations de résultats, de méthodes et de calendrier. Pour ce faire, elle promeut une utilisation durable des ressources en eau et une protection de l'environnement aquatique, notamment par l'élaboration de mesures spécifiques visant à réduire ou arrêter les rejets, émissions et pertes de substances dangereuses*. À ces objectifs de qualité s'ajoutent, dans le cas particulier des eaux souterraines, des objectifs quantitatifs dont un équilibre entre captages et renouvellement des nappes. L'objectif de bon état est fixé à 2015, mais des reports de délai sont possibles en 2021 et 2027 en cas de difficultés techniques de réalisation des travaux, de problèmes de coût, ou en raison de conditions naturelles responsables de la dégradation, à condition de ne pas laisser la masse d'eau* se détériorer davantage. La réalisation de l'objectif est plus stricte pour les zones protégées. Le but final est d'assurer un approvisionnement suffisant en eau de bonne qualité, durable, équilibré et équitable, de réduire les pollutions* et protéger les masses d'eau, et de réaliser les objectifs des accords internationaux pertinents.

Pour cela, la DCE préconise une gestion de l'eau par bassin hydrographique*, délimités en France par l'arrêté du 16 mai 2005 qui les rattache au comité de bassin compétent (Carte 1). Concernant les masses d'eau superficielles, le comité de bassin Seine-Normandie est en charge du bassin de la Seine et des cours d'eau côtiers normands. Dans ce district* en particulier, conformément à la DCE, un état des lieux a été réalisé en 2004 pour caractériser le territoire avec ses zones protégées et définir les problématiques à traiter. Un plan de gestion ou SDAGE (Schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux) y a fait suite, fixant pour la période 2010-2015 les objectifs environnementaux par masses d'eau. Son ambition est d'obtenir en 2015 le bon état écologique de 2/3 des masses d'eau du bassin. Des programmes de mesures ont alors été

adoptés, définissant les actions à mettre en œuvre pour atteindre les objectifs, de manière coordonnée pour les eaux de surface et souterraines appartenant au même système écologique et hydrologique, et déclinant les moyens techniques, réglementaires et financiers. Un programme de surveillance, instauré par l'arrêté du 25 janvier 2010, assure le suivi de l'atteinte des objectifs. Un nouvel état des lieux en 2013 évaluera l'efficacité des mesures quant à l'amélioration ou au maintien de l'état des masses d'eau (AESN, 2011).

Parmi les différentes masses d'eau, les plans d'eau* représentent 97,8 % des eaux douces superficielles libres dans le monde (UNESCO 1978, *in* Barbe *et al.* 2003). Naturels ou artificiels, ils sont caractérisés par une eau stagnante avec un temps de renouvellement hydraulique beaucoup plus long qu'en rivière* (jusqu'à plusieurs années), ce qui les rend à la fois moins oxygénés et plus sensibles aux pollutions que les eaux courantes : le plan d'eau, accumulant les polluants*, en exagère les impacts. Concentrant une faune et une flore riches et variées, ce sont donc des milieux particulièrement fragiles qu'il faut protéger. Les plans d'eau sont largement exploités par les hommes comme réservoirs d'eau douce disponibles pour leurs besoins domestiques (eau potable), industriels (refroidissement...), agricoles (irrigation) et récréatifs (tourisme, sports aquatiques, pêche), ainsi que pour la production d'hydroélectricité (www.eaurmc.fr). Mais avec la croissance démographique et économique, ces pressions anthropiques, de plus en plus fortes, ont au fil du temps dégradé les milieux, remettant en cause leur utilisation sur le plan qualitatif et quantitatif. Selon l'ILEC (International lake environment committee, 1997, *in* Barbe *et al.* 2003), six risques les menacent : la sédimentation (comblement de la cuvette lacustre), la diminution des volumes d'eau, la contamination par des substances toxiques (pesticides, produits chimiques industriels, métaux lourds, etc., préjudiciables aux organismes aquatiques et à la consommation humaine), l'eutrophisation (via l'apport de matières nutritives, nitrates et phosphates, de sources domestiques ou agricoles, causant une importante prolifération algale qui peut rendre l'eau impropre à la consommation), l'acidification (par les pluies acides, modification des équilibres chimiques affectant indirectement les organismes aquatiques) et, par conséquent, la destruction des écosystèmes et espèces endémiques (également causée par des modifications physiques du milieu, artificialisation des rives et variations de niveau d'eau qui détruisent les zones humides et ceintures végétales associées, et perturbent la reproduction des poissons et oiseaux par émergence des zones de frayère).

Pour remédier à ces dégradations, dans l'optique d'une gestion à long terme de la ressource, des outils de diagnostic ont progressivement été développés pour déterminer l'état des masses d'eau et définir les actions de protection et de restauration à mettre en œuvre. La qualité des eaux a tout d'abord été évaluée sur des critères physico-chimiques, notamment à l'aide de normes de concentrations admissibles de polluants, puis, cela ne suffisant pas, la prise en compte de la biologie s'est imposée, permettant de mesurer l'impact de phénomènes à la fois physiques, chimiques et biologiques (Barbe *et al.* 2003).

Ainsi, les méthodes d'évaluation de l'état des lacs tendent de plus en plus vers une approche holistique du milieu, intégrant l'écosystème mais aussi l'usage qui en est fait. Il s'agit d'évaluer l'état trophique du plan d'eau via des mesures des caractéristiques physiques (oxygène, transparence) et chimiques (nutriments, chlorophylle *a*) de l'eau, et par l'étude des communautés biologiques végétales et invertébrées. La qualité biologique de la masse d'eau est évaluée par l'étude de peuplements de macrophytes, invertébrés benthiques (mollusques et oligochètes principalement) ou poissons, avec des paramètres et valeurs seuils adaptés aux caractéristiques du milieu. Cela permet d'évaluer l'intégrité biologique de l'écosystème, à savoir sa « capacité à permettre le développement et le maintien d'une communauté d'organismes équilibrée et adaptée, qui présente un ensemble complet d'éléments (gènes, espèces et assemblages) et de processus (mutation, démographie, interactions biotiques, flux dynamiques de nutriments et d'énergie...) comparables,

en termes de composition spécifique, de diversité et d'organisation fonctionnelle, à celle d'habitat naturel régional » (Karr & Dudley, 1981, *in* Barbe *et al.* 2003). Enfin, quelques méthodes analysent l'ensemble de l'écosystème, évaluant l'état écologique (diversité et fonctionnement) à partir de composantes abiotiques (hydromorphologie de l'habitat et physico-chimie de l'eau et du sédiment) et de l'état de la communauté biologique (structure et fonctionnement des assemblages d'espèces), avec éventuellement intégration de variables sensibles aux pollutions. Des conditions de référence doivent être définies pour chaque type de masse d'eau, adaptées au contexte local (contraintes géographiques, géologiques, climatiques, écologiques, activités humaines..., Barbe *et al.* 2003).

Parmi ces méthodes, celles développées en application de la DCE, donnant pour objectif un bon état écologique des masses d'eau, comprennent des paramètres physiques, chimiques et biologiques visant à refléter la qualité de la structure et du fonctionnement de l'ensemble de l'écosystème considéré, dans une optique évolutive permettant d'envisager une gestion à long terme.

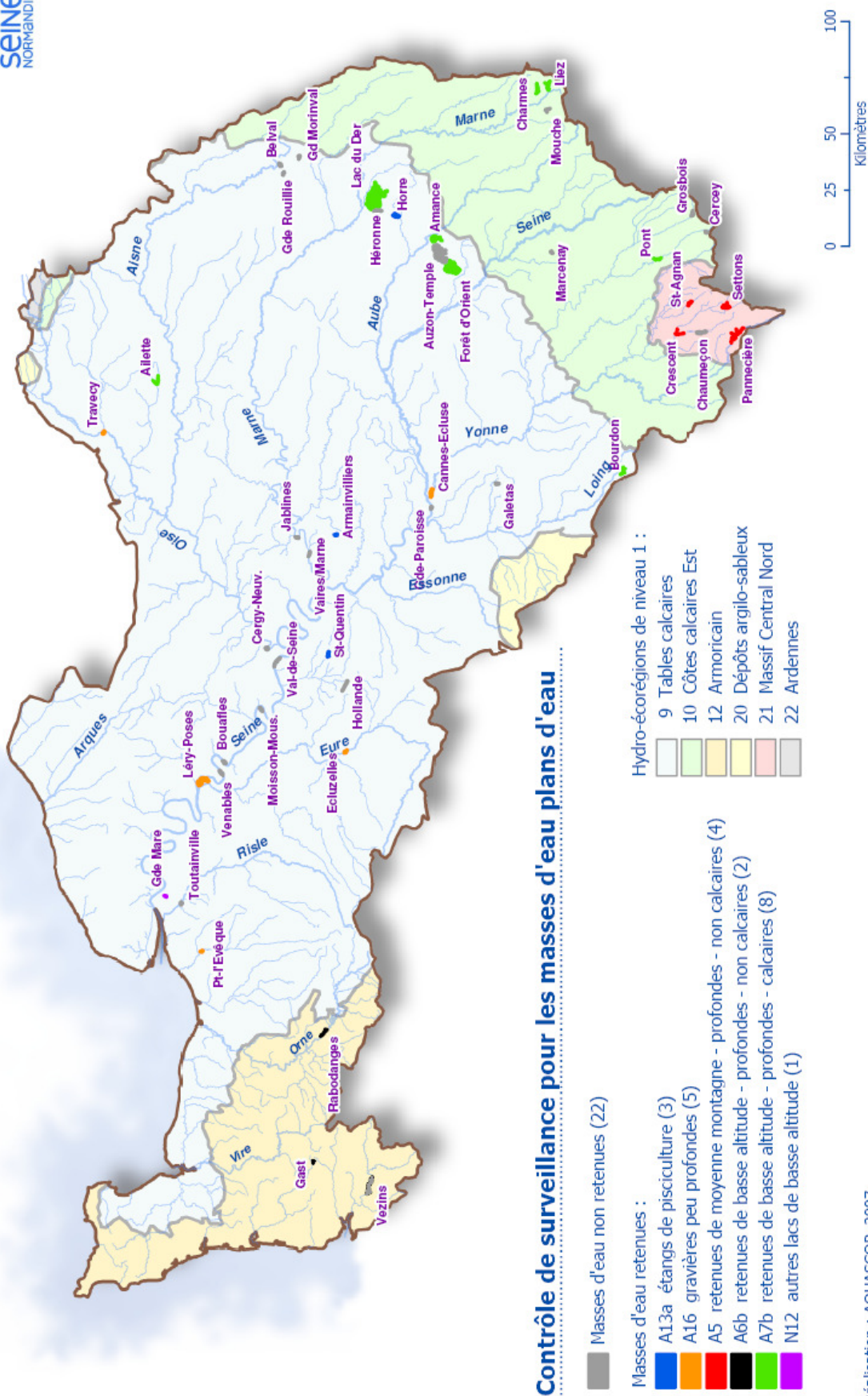
L'Agence de l'eau Seine-Normandie (AESN), établissement public sous tutelle du ministère de l'écologie, est chargée, en tant qu'agence financière de bassin, de la réalisation d'études sur l'état de ses masses d'eau et du financement des actions de leur protection, via des redevances perçues des usagers de l'eau (collectivités, agriculteurs, industriels, loisirs : principe du pollueur-payeur), et redistribuées aux collectivités locales, industriels, agriculteurs et associations qui entreprennent des travaux dans ce sens.

En application de la DCE, l'AESN a été chargée de l'étude de l'état de ses masses d'eau et de l'élaboration de programmes de mesures par unité hydrographique. Jusqu'à présent, ces études ont surtout porté sur les cours d'eau, mais dans le cadre de ce mémoire, nous nous sommes intéressés à l'état des plans d'eau du bassin déclarés au niveau européen (de superficie supérieure à 50 ha).

Il s'agit de caractériser l'état écologique et chimique des masses d'eau plans d'eau du bassin Seine-Normandie à partir des critères réglementaires de la DCE, et d'expliquer l'origine des déclassements par les pressions anthropiques présentes sur leur bassin versant. Sur cette base, nous pourrions déterminer les actions envisageables pour réduire des impacts de ces pressions, afin de contribuer à atteindre le bon état.

Pour répondre à cette problématique, il a tout d'abord été nécessaire de réaliser une synthèse des données écologique et chimique existantes sur les plans d'eau du bassin, pour déterminer leur état conformément à la DCE. À partir de cet état des lieux, pour chaque plan d'eau étudié, une recherche cartographique et bibliographique orientée a permis de dénombrer et caractériser sur le bassin versant les pressions anthropiques ponctuelles et diffuses industrielles, agricoles et urbaines, sources de pollutions et potentiellement à l'origine des déclassements observés. Des analyses statistiques, ACP et corrélations linéaires, ont été réalisées sur l'ensemble de ces données pour essayer de mieux saisir les liens entre pressions de pollution et dégradations écologiques et chimiques des plans d'eau. Un travail plus précis a par ailleurs été réalisé sur l'eutrophisation, par l'utilisation de modèles prédictifs de l'état trophique à partir du nutriment phosphore, afin de se pencher de plus près sur cette question particulièrement sensible en eaux stagnantes. Au final, toutes ces données nous ont permis de proposer des ébauches de programmes de mesures spécifiques à chaque plan d'eau en fonction de son état et du niveau et type de pressions qu'il subit.

Carte 2 : Les plans d'eau DCE du bassin Seine-Normandie



I. Les plans d'eau du bassin Seine-Normandie

Le bassin Seine-Normandie compte 45 masses d'eau plans d'eau déclarés au niveau européen dans le cadre de la DCE et pour lesquels sont fixés des objectifs environnementaux (liste en annexe 2) : ce sont les plans d'eau de types lac*, retenue*, gravière* et étang* de superficie supérieure à 50 ha (circulaire du 13 juillet 2006). Tous sauf un sont artificiels ou proviennent d'une masse d'eau fortement modifiée, c'est pourquoi une tolérance à 40 ha a été admise pour le seul grand plan d'eau naturel du bassin, la Grande Mare (Aquascop, 2007).

Pour se conformer aux exigences de la DCE, des études sur l'état écologique et chimique de 23 de ces plans d'eau, constituant le Réseau de contrôle de surveillance DCE (RCS), ont été réalisées en 2008 et 2009 par les prestataires Aquascop (bureau d'études et de recherche en environnement aquatique), CAR et CARSO (laboratoires d'analyses, chimie), et BURGEAP (bureau d'ingénierie environnementale, IOBL). Ce sont les seuls plans d'eau pour lesquels, à la date de rédaction de ce mémoire, l'AESN ait eu des données complètes, et donc les seuls traités ici. Mais cela ne pose pas véritablement problème car les plans d'eau RCS (en gras dans l'annexe 2), comptant pour la moitié des plans d'eau du district, ont été choisis pour représenter au mieux, sur le bassin, tous les types de plans d'eau (naturel, barrages de basse altitude et de montagne calcaires ou non, étangs et gravières ; arrêté du 12 janvier 2010, voir annexe 3), toutes les caractéristiques morphologiques et de fonctionnement hydraulique, et toutes les hydroécorégions (partitions du territoire hydrographique suivant des critères de géologie, relief et climat ; arrêté du 12 janvier 2010), en tenant également compte de leur ancienneté, usage, intérêt écologique (réserves, zones protégées) et de leur accessibilité (Carte 2). Il serait donc possible, en théorie, d'extrapoler les données d'état des plans d'eau RCS aux autres, en lien avec les pressions du bassin versant. Les caractéristiques des plans d'eau RCS sont indiquées sur la planche 1.

II. État des plans d'eau

Les évaluations de l'état des plans d'eau RCS réalisées par Aquascop comprennent des mesures permettant de caractériser leur état écologique (biologie : phytoplancton et animaux benthiques, et physico-chimie : nutriments, oxygène et polluants spécifiques) et chimique (polluants). Les paramètres à mesurer sont définis dans l'arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux, en application de la DCE. Leurs valeurs déterminent l'état du plan d'eau, conformément à l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface (réglementation nationale). Pour l'état écologique, les modalités d'évaluation de l'état de ses éléments de qualité pour les eaux douces de surface, les indicateurs et les valeurs seuils entre classes d'état ont fait l'objet d'un inter-étalonnage entre groupes d'États membres (décision 2008/915/CE de la Commission européenne du 30 octobre 2008 relative aux valeurs des systèmes de classification des États membres et aux résultats de l'inter-étalonnage : pour les plans d'eau de Seine-Normandie, la France fait partie du groupe Centre/ Baltique avec Belgique, Allemagne, Danemark, Estonie, Lettonie, Lituanie, Pays-Bas, Pologne et Royaume-Uni).

Le programme de surveillance, établi pour chaque bassin ou groupement de bassins, a pour but de dresser un tableau cohérent et complet de l'état des eaux intérieures de surface et souterraines à l'échelle européenne. Il permet une classification des masses d'eau (articles R. 212-10, 11, 12 et 18 du code de l'environnement) et contribue au système d'information sur l'eau européen (SIE, ou WISE : water information system for Europe), qui met à disposition du public des informations sur les milieux aquatiques, les ressources en eau, les risques et les politiques de gestion de l'eau, avec des données d'observation et d'évaluation de l'état des eaux. Pour les eaux de surface, la mise en place de ce programme s'est basée sur la constitution préalable du RCS, réseau de sites pérennes répartis sur tout le territoire servant de référence à l'évaluation de l'état des eaux (Circulaire du 13 juillet 2006).

Le programme comprend un contrôle de surveillance destiné à donner une image de l'état général des eaux et de son évolution par le suivi des milieux aquatiques au niveau quantitatif, chimique et écologique. Des contrôles supplémentaires, dits opérationnels, sont prévus en cas de risque de non atteinte des objectifs environnementaux de bon état ou bon potentiel en 2015 en raison des pressions anthropiques diffuses, ponctuelles (rejets) ou hydromorphologiques que subissent les masses d'eau : il s'agit alors d'établir leur état et d'en évaluer le changement suite au programme de mesures, par l'analyse des éléments de qualité pertinents. Lorsque les raisons des pollutions sont inconnues ou en cas de pollutions accidentelles, des contrôles d'enquête déterminent les causes de non atteinte des objectifs environnementaux (avant la mise en place du contrôle opérationnel, Circulaire du 13 juillet 2006, Arrêté du 25 janvier 2010).

Le contrôle de surveillance est effectué pour chaque site pendant un an durant la période du SDAGE (6 ans), pour les paramètres indicatifs de tous les éléments de qualité biologique, physico-chimique et hydromorphologique, les substances de l'état chimique rejetées dans le (sous-)bassin hydrographique et les polluants spécifiques de l'état écologique (Annexe 4), sauf si le contrôle précédent a montré un bon état et que les incidences d'activité humaine n'ont pas changé : le contrôle est alors effectué tous les 3 SDAGE. Les analyses sont effectuées par des laboratoires agréés.

La première partie de mon travail a donc consisté, sur la base des données du contrôle de surveillance d'Aquascop, à réaliser une synthèse des caractéristiques des plans d'eau RCS (géographie et hydromorphologie, voir planche 1) et de leur état écologique et chimique (planches 2 et 3).

1. Hydromorphologie

L'hydromorphologie est caractérisée par le régime hydrologique (débit, temps de séjour hydraulique, connexion avec les eaux souterraines), et par la morphologie du plan d'eau (bathymétrie, marnage, structure et altération / artificialisation des rives, substrats, forme de la cuvette avec ses zones littorales L et profondes P : voir planche 1). Pour ce deuxième point, il est possible d'utiliser la méthode du Lake Habitat Survey (version de mai 2006, arrêté du 25 janvier 2010 sur les méthodes).

La localisation des différents points de prélèvements et mesures se base sur une bathymétrie réalisée grâce à un échosondeur sur les plans d'eau RCS du bassin Seine-Normandie en 2008 et 2009.

2. État écologique

L'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes d'évaluation définit l'état écologique comme « l'expression de la qualité de la structure et du fonctionnement des écosystèmes aquatiques associés aux eaux

de surface ». Il est ainsi déterminé par l'état des éléments de qualité biologique, physico-chimique et hydromorphologique pertinents pour le type de masse d'eau considéré.

L'état écologique pour les masses d'eau naturelles, ou potentiel écologique pour les masses d'eau fortement modifiées* ou artificielles* (MEFM ou MEA, aménagées ou créées de toutes pièces pour un usage anthropique), est défini par la DCE en 5 classes : très bon état ou potentiel écologique maximal, état ou potentiel bon, moyen, médiocre et mauvais. Les éléments de qualité biologiques et physico-chimiques sont eux-mêmes classés sur la base d'un écart par rapport aux conditions de référence du type de masse d'eau considéré. L'agrégation de ces différents éléments, selon une règle définie plus loin, détermine la classe d'état écologique du plan d'eau dans son ensemble, qui correspond à la plus basse des valeurs d'état de ses éléments de qualité (et à la classe d'état la plus basse de ses sites représentatifs s'il est suivi en plusieurs endroits).

Globalement, le très bon état écologique des eaux de surface est défini par très peu d'altérations anthropogéniques des éléments de qualité physico-chimique et hydromorphologique, et des éléments de qualité biologique dont la valeur s'écarte très peu des conditions non perturbées, avec les communautés biologiques caractéristiques. Il représente les conditions de référence. Dans les eaux en bon état, « les valeurs des éléments de qualité biologiques applicables [...] montrent de faibles niveaux de distorsion résultant de l'activité humaine, mais ne s'écartent que légèrement de celles normalement associées à ce type de masse d'eau de surface en conditions non perturbées ». Un état moyen se caractérise par un écart modéré des paramètres biologiques aux conditions non perturbées. En deçà, les états médiocre et mauvais présentent des altérations importantes ou graves des éléments de qualité biologiques, avec des communautés biologiques sensiblement différentes de celles normalement associées au type de masse d'eau en conditions non perturbées, voire absentes pour partie (DCE Annexe V, Arrêté du 25 janvier 2010 sur les méthodes annexe 1).

Les différents éléments de qualité définissant l'état écologique des plans d'eau sont le phytoplancton, les macrophytes, la faune benthique invertébrée et l'ichtyofaune pour la biologie (composition et abondance des populations, biomasse phytoplanctonique), les éléments hydromorphologiques (voir II. 1.) et les éléments chimiques et physico-chimiques (transparence, température, oxygène, acidification, nutriments, polluants spécifiques) soutenant la biologie (Arrêté du 25 janvier 2010 sur les méthodes).

Les méthodes d'échantillonnage, de traitement et d'analyse des échantillons pour les plans d'eau sont définies dans l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux contrôles de surveillance (et circulaire du 13 juillet 2006).

Tous les éléments ne sont pas pertinents pour tous les types de lacs. Notamment, l'analyse des macrophytes n'a pas lieu d'être en retenue de montagne (le marnage annuel important ne permet pas leur installation durable), de même que dans les plans d'eau régulièrement vidangés ou à gestion hydraulique contrôlée, ou lorsqu'il n'y a pas de zone littorale ; les poissons ne seront pas étudiés en haute montagne ni dans les plans d'eau régulièrement vidangés (Arrêté du 25 janvier 2010 relatif au programme de surveillance).

Les paramètres constitutifs de chaque élément de qualité sont caractérisés par des valeurs seuils délimitant leurs différentes classes d'état (Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes).

Figure 1 : Éléments de qualité biologique des plans d'eau – limites de classes d'état

Éléments de qualité biologiques

Éléments de qualité	Paramètres	Limite des classes d'état				
		très bon	bon	moyen	médiocre	mauvais
Phytoplancton	[Chlorophylle a] moyenne estivale, mg/L	Voir formules ci-après				
	IPL (indice planctonique)	25	40	60	80	
Invertébrés*	IMOL (Indice mollusque)	8	7	4	1	
	IOBL (Indice Oligochètes de Bioindication Lacustre)	15	10	6	3	

* Les valeurs des limites de classes pour IMOL et IOBL sont données à titre indicatif. Ce stade des connaissances, ils ne sont pas utilisés pour l'évaluation. Ils peuvent être pris en compte pour conforter le diagnostic et, le cas échéant, accroître le niveau de confiance de l'état évalué de la masse d'eau

Formules de calcul de la concentration en chlorophylle a :

$$\text{Limite très bon / bon} = 10^{0.754 - 0.489 \times \log(\text{prof moy}) + 0.244 \times \sqrt{1.038 + \frac{(\log(\text{prof moy}) - 0.942)^2}{4.077}}}$$

$$\text{Limite bon / moyen} = 10^{0.754 - 0.489 \times \log(\text{prof moy}) + 0.487 \times \sqrt{1.038 + \frac{(\log(\text{prof moy}) - 0.942)^2}{4.077}}}$$

$$\text{Limite moyen / médiocre} = 10^{0.754 - 0.489 \times \log(\text{prof moy}) + 0.731 \times \sqrt{1.038 + \frac{(\log(\text{prof moy}) - 0.942)^2}{4.077}}}$$

$$\text{Limite médiocre / mauvais} = 10^{0.754 - 0.489 \times \log(\text{prof moy}) + 0.945 \times \sqrt{1.038 + \frac{(\log(\text{prof moy}) - 0.942)^2}{4.077}}}$$

Cas particulier pour [Chl-a] dans le bassin Seine-Normandie : Lac du Der-Chantecoq

Limite très bon / bon	Limite bon / moyen	Limite moyen / médiocre	Limite médiocre / mauvais
4,6	8,0	12,2	21,6

(source : Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R.212-10, R.212-11 et R.212-18 du code de l'environnement)

IPL :

	%	A_j	
		0	
	10	1	
	30	2	
Groupe algal	Q_i		
Desmidiacées	1	50	$\rightarrow I_{pl} = \overline{\left(\sum Q_i A_j \right)}$
Diatomées	3	30	
Chrysophycées	5	70	
Dinophycées et Cryptophycées	9	90	
Chlorophycées (sauf Desmidiacées)	12	90	
Cyanobactéries	16	5	
Euglènes	20	100	

(Source : Rolland et Jacquet, 2010 et Barbe *et al.*, 2003)

2.1. Éléments de qualité biologique des plans d'eau

Les paramètres constitutifs de l'élément de qualité phytoplancton ont été étudiés sur un échantillon intégré prélevé dans la zone euphotique (hauteur d'eau égale à 2,5 fois la transparence au disque de Secchi), au point de plus grande profondeur du plan d'eau, selon le protocole standardisé du CEMAGREF (2009). Pour la concentration en chlorophylle *a*, les limites de classe sont calculées pour chaque plan d'eau selon sa profondeur moyenne (cote moyenne ou cote normale d'exploitation en cas de fort marnage), selon une méthode du CEMAGREF (2008, Figure 1). Concernant l'IPL, les microalgues sont observées au microscope optique inversé, puis déterminées (au minimum au genre) et comptées par taxon pour calculer la richesse taxonomique et identifier les espèces dominantes. L'IPL est calculé selon la méthode actualisée de diagnose rapide des plans d'eau du CEMAGREF (Barbe *et al.*, 2003) : il donne une note sur 100 au plan d'eau en fonction de la qualité de la composition de son peuplement phytoplanctonique (avec attribution d'une note de qualité Q_i à chaque groupe d'algues, un poids plus élevé étant attribué aux groupes les plus liés à l'eutrophisation et les plus indésirables : cyanobactéries, euglènes) et de leur abondance relative A_j dans le peuplement global (Rolland et Jacquet, 2010, Figure 1). La moyenne « estivale » (sur les campagnes effectuées en période de production biologique, de mai à octobre) donne l'IPL final, une note sur 100 qui représente le niveau trophique du plan d'eau : il est oligotrophe de 0 à 20, mésotrophe de 21 à 50, et eutrophe de 51 à 100 (Aquascop, 2010).

Les mollusques, limnées (gastéropodes) et pisidies (bivalves), sont utilisés dans l'indice non normalisé IMOL pour leurs qualités bioindicatrices : les différentes espèces, euryèces, sont susceptibles de coloniser une large gamme de milieux lacustres, avec une diversité potentielle importante, du littoral à la zone la plus profonde (jusqu'à quelques centaines de mètres) ; les gastéropodes et bivalves ont des exigences écologiques différenciées vis-à-vis de l'oxygénation et de la charge en matière organique des sédiments (Aquascop, 2010). L'IMOL est basé sur la capacité potentielle des mollusques à coloniser la zone profonde, souvent déficitaire en oxygène, des systèmes lacustres. L'analyse de la malacofaune donne donc en théorie une image assez fidèle de l'état de perturbation du plan d'eau : lorsque l'hypolimnion devient hypoxique et que de la matière organique s'accumule dans les sédiments profonds, on observe une diminution croissante de l'amplitude bathymétrique des espèces, et une disparition progressive de la zone profonde à la zone littorale des gastéropodes puis des pisidies (Mouthon, 1993). Le calcul de l'IMOL s'appuie sur la détermination des genres de l'échantillon et sur le critère de présence-absence (Figure 1 suite). La note s'échelonne de 0 à 8, 0 indiquant un très fort impact de la désoxygénation sur les mollusques et 8 une malacofaune bien développée. L'IMOL est corrélé positivement avec les teneurs en O_2 dissous et avec le rapport NO_3^-/NH_4^+ , et négativement avec les teneurs en matière organique du sédiment (C, N, P, GREBE 2008).

L'IOBL est un indice normalisé (norme AFNOR NF T 90-391, mars 2005) qui utilise les oligochètes benthiques pour décrire la « capacité métabolique » globale du plan d'eau, c'est-à-dire les potentialités du milieu à assimiler et recycler les substances nutritives (minéralisation). Ainsi, participant à la dynamique des échanges eau-sédiment et aux processus de diagénèse et pédogénèse (expression de l'activité des sols aquatiques), ils donnent une idée du métabolisme et de l'activité globale des sédiments lacustres. Les oligochètes intègrent également l'impact des rejets anthropiques polluants perturbant la capacité métabolique des plans d'eau. Les sédiments sont échantillonnés en différentes localisations et profondeurs du lac, puis les animaux sont déterminés à l'espèce. L'indice, une note de 0 à 20 ou plus, est calculé pour chaque profondeur

Figure 1 suite : Éléments de qualité biologique des plans d'eau – limites de classes d'état

IMOL :

Niveau d'échantillonnage	Repères malacologiques	Indices
Z1 = 9/10 Zmax	- Gastéropodes et bivalves présents	8
	- Gastéropodes absents, bivalves seuls présents	7
	Absence de mollusques en Z1	
Z2 = 10 m	- ≥ 2 genres de Gastéropodes présents	6
	- 1 seul genre de Gastéropodes présent	5
	- Gastéropodes absents, pisidies présentes	4
Absence de mollusques en Z2		
Z3 = 3 m	- ≥ 2 genres de Gastéropodes présents	3
	- 1 seul genre de Gastéropodes présent	2
	- Gastéropodes absents, pisidies présentes	1
	- Absence de mollusques	0

Prélèvements des mollusques : en saison estivale (période de développement optimal), dans la strate superficielle du sédiment, sur 3 isobathes : 9/10 de la profondeur maximale (zone profonde), 10 m (zone sublittorale) et 3 m (zone littorale), sur la ligne de plus faible pente du plan d'eau.

Conditions d'application : plans d'eau de petites dimensions (surface ≤ 500 ha), d'altitude inférieure à 1000 m, de profondeur maximale > à 10 m (3 plans d'eau de barrage du bassin Seine-Normandie). En plans d'eau peu profonds : adaptation de l'indice en ôtant l'isobathe à 10 m et la partie zone profonde du calcul.

(source : J. Mouthon, Note technique – « Un indice biologique lacustre basé sur l'examen des peuplements de mollusques », *Bulletin français Pêche Pisciculture* n° 331, P. 397-406, CEMAGREF, Lyon, 1993)

IOBL :

Typologie du potentiel métabolique des sédiments	IOBL	Sous-types (intégrant les classes de % des espèces sensibles)
1A Fort potentiel (grands lacs)	> 15	1A5, 1A4, 1A3, 1A2, 1A1
1B Fort potentiel	10,1 à 15	1B5, 1B4, 1B3, 1B2, 1B1
2A Potentiel moyen	6,1 à 10	2A5, 2A4, 2A3, 2A2, 2A1
2B Faible potentiel	3,1 à 6	2B5, 2B4, 2B3, 2B2, 2B1
3A Potentiel très faible	≤ 3	3A5, 3A4, 3A3, 3A2, 3A1
3B Potentiel nul (absence d'oligochètes)	0	

% d'espèces sensibles	Diagnostic	
> 50 %	5	Très bonne qualité des sédiments
21-50 %	4	Bonne qualité des sédiments
11-20 %	3	Qualité des sédiments moyenne
6-10 %	2	Qualité des sédiments médiocre et/ou impasse trophique
≤ 5	1	Qualité des sédiments mauvaise et/ou impasse trophique

→ IOBL = nombre d'espèces + 3 log₁₀(effectifs + 1) / 0,1 m²

Échantillonnage : au moins 3 prélèvements de sédiments par échantillon, nombre d'échantillons dépendant de la taille et de la forme de la cuvette lacustre

(sources : Agence de l'eau Artois-Picardie, SCE, *Acquisition de données biologiques en milieux aquatiques continentaux et calculs des indices biologiques – Tome II – Analyse de données de 5 plans d'eau*, mars 2008 ; GREBE eau-sol-environnement – Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, *Application d'indices biologiques sur 5 lacs de référence du district Rhône-Méditerranée – Mise en place de typologies lacustres de référence par l'étude des relations entre le macrobenthos et son environnement naturel*, Lyon, 2008)

prospectée. Il est corrélé positivement avec les carbonates du sédiment et la minéralisation des eaux, et négativement avec les teneurs en matières organiques. L'IOBL permet de définir 3 types de plans d'eau : à potentiel métabolique fort (≥ 10), moyen (de 6,1 à 9,9) et faible (≤ 6 , Figure 1 suite). Le diagnostic est complété par le pourcentage d'espèces oxyphiles ou sensibles à des apports polluants (environ 30 taxons) : leur présence est liée en particulier aux teneurs en oxygène dissous à l'interface eau-sédiment, nécessaire à une bonne assimilation des substances organiques. Leur disparition ou baisse d'effectif indique donc une diminution des capacités biotiques et/ou d'une dégradation du milieu, caractérisant également un effet de fosse (déficits chroniques en oxygène et drainage insuffisant du milieu avec stagnation de substances indésirables pour les oligochètes : dérivés de décomposition des matières organiques, déchets excrétés par les oligochètes, CO₂, produits réducteurs et toxiques, etc.). La proportion d'espèces sensibles décrit donc la qualité des sédiments, les plus préservés étant ceux où les espèces sensibles prédominent, leur absence laissant suspecter une dystrophie du milieu et la présence de rejets polluants, indépendamment du potentiel métabolique du lac. Cet indice s'applique à tous les lacs et toutes les profondeurs présentant des sédiments fins (Aquascop 2010, Agence de l'eau Artois Picardie 2008, www.surveillance.eaufrance.fr, GREBE 2008).

La classification de l'état de ces différents paramètres s'établit en calculant la moyenne annuelle (invertébrés benthiques) ou estivale (phytoplancton) des indices obtenus, puis en la comparant aux limites des tableaux de l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes ci-dessus.

Pour déterminer l'état biologique global des plans d'eau, nous avons utilisé les 3 paramètres chlorophylle *a*, IPL et IOBL, malgré les réserves sur le dernier. À cause des conditions d'utilisation restreintes de l'IMOL (Figure 1 suite), nous ne l'utiliserons pas (selon une note récente du ministère, il est facultatif).

L'arrêté du 25 janvier 2010 relatif au programme de surveillance prévoyait en outre une étude des populations de poissons (taxons, taille, âge) et de macrophytes (angiospermes, macroalgues et bryophytes) pour évaluer l'état écologique des plans d'eau, mais les indices correspondants sont encore en cours de développement. Les communautés de végétaux aquatiques autour des lacs ont cependant été inventoriées, selon la méthode du CEMAGREF, sur les différents types de rives (zone humide, végétation non humide, zones artificialisées) dans la zone littorale et plus profonde (Aquascop 2010), mais nous ne les utiliserons pas.

Figure 2 : Éléments de qualité physico-chimique soutenant la biologie des plans d'eau – limites de classes d'état

Éléments de qualité physico-chimiques généraux

Éléments de qualité	Paramètres	Limite des classes d'état				
		très bon	bon	moyen	médiocre	mauvais
Nutriments (1)	N minéral maximal ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$), mg N/L	0,2	0,4	1	2	
	PO_4^{3-} maximal, mg P/L	0,01	0,02	0,03	0,05	
	P total maximal, mg P/L	0,015	0,03	0,06	0,1	
Transparence	Transparence moyenne estivale (m)	5	3,5	2	0,8	
Bilan d'oxygène (2)	Désoxygénation de l'hypolimnion, % du déficit observé entre la surface et le fond pendant la période estivale (lacs stratifiés) ³	*	50	*	*	
Salinité	Salinité					
Acidification	Acidification			*		
Température	Température					

¹ On pourra également tenir compte du paramètre NO_3^- : 50 mg/L pour la limite « bon/moyen ».

² Paramètre et limite donnés à titre indicatif.

³ L'élément de qualité est classé en état bon si la désoxygénation est inférieure à 50 %. (L'Ilox, indice de saturation en oxygène, peut être pris en compte à titre complémentaire pour évaluer l'état de l'élément de qualité relatif au bilan d'oxygène.)

* Pas de valeurs établies à ce stade des connaissances ; seront fixées ultérieurement.

Précisions pour l'élément de qualité "Nutriments"

Paramètres	Temps de séjour moyen annuel > 2 mois	Temps de séjour moyen annuel ≤ 2 mois
N minéral maximal ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$), mg N/L	Valeur d'"hiver" en période de mélange total des eaux	Maxima observé sur au minimum 3 campagnes "estivales"
PO_4^{3-} maximal, mg P/L	Valeur d'"hiver" en période de mélange total des eaux	Maxima observé sur au minimum 3 campagnes "estivales"
P total maximal, mg P/L	Moyenne annuelle dans la zone euphotique ou valeur hivernale en période de mélange complet des eaux	Maxima observé sur au minimum 3 campagnes "estivales"

(source : Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R.212-10, R.212-11 et R.212-18 du code de l'environnement)

Autres paramètres mesurés dans l'eau :

- Sur eau filtrée : DBO_5 , NKj (azote Kjeldahl : organique et ammoniacal), turbidité, phéopigments (issus de la dégradation des pigments chlorophylliens du phytoplancton ou de débris végétaux terrestres), chlorures, sulfates, bicarbonates, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , dureté TH (titre hydrotimétrique, indicateur de la minéralisation de l'eau, surtout due aux ions Ca^{2+} et Mg^{2+}), TA/TAC (titre alcalimétrique : teneur de l'eau en carbonates et bases fortes, titre alcalimétrique complet : taux d'hydroxydes, carbonates et bicarbonates de l'eau) (sur eau brute), NO_2^- , COD (carbone organique dissous), silice dissoute.

- Sur eau brute : mesures et prélèvements intégrés dans la zone trophogène + une mesure et un prélèvement ponctuels au fond (avec des prélèvements et mesures supplémentaires pour les plans d'eau de profondeur maximale > 15 m).

Paramètres mesurés dans les sédiments :

- Dans l'eau interstitielle : PO_4^{3-} , P total et NH_4^+ ,

- Dans la phase solide : C organique total, N organique, P total, perte au feu (perte de masse par chauffage due à l'évaporation de l'eau et à la combustion de la matière organique), granulométrie, Al, Fe et Mn

(source : Arrêté du 25 janvier 2010 et Circulaire du 13 juillet 2006 relatifs au programme de surveillance).

2.2. Éléments de qualité physico-chimique des plans d'eau

L'autre volet de l'état écologique, l'état physicochimique, se compose d'éléments de qualité en physico-chimie de l'eau générale et de polluants spécifiques de l'état écologique (Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes).

Les mesures de physicochimie générale (Figure 2) sont réalisées dans la zone de plus grande profondeur du plan d'eau identifiée par la bathymétrie. Ici sont tout d'abord identifiées par des mesures *in situ* les différentes zones de profondeur : subsurface (10 cm), zone euphotique ou trophogène (2,5 fois la transparence au disque de Secchi), thermocline (variation brutale de la température), oxycline (variation brutale de la teneur en oxygène) et interface eau-sédiment. Pour cela, une sonde multiparamètres permet de réaliser différentes mesures le long du profil vertical : oxygène dissous, saturation en oxygène, conductivité, pH et température. Les concentrations en nutriments sont mesurées en laboratoire sur eau intégrée (mélange de prélèvements répartis sur toute la hauteur de la colonne d'eau de la zone euphotique), brute (P total) ou filtrée (à travers un filtre de porosité 0,45 µm, pour N minéral et PO₄³⁻). Il est à noter que les limites de classes de N minéral maximal et de la transparence sont adaptables selon les caractéristiques de certains types de plans d'eau (ex. naturellement peu transparents sans cause anthropique : petits lacs peu profonds, riches en acides humiques). De même, on ne prend pas en compte pour évaluer l'état de la masse d'eau les éléments de qualité, paramètres ou valeurs seuils non pertinents localement car leurs valeurs sont naturellement influencées sans cause anthropique, entraînant une impossibilité d'atteindre les valeurs seuils du type concerné pour les éléments biologiques dépendants.

En plus des éléments de qualité utilisables pour caractériser la physico-chimie de l'eau, nutriments, transparence et oxygène, de nombreux autres paramètres sont mesurés dans l'eau et les sédiments (Figure 2), dont nous ne tiendrons pas compte.

Nous avons utilisé pour la détermination de l'état écologique des plans d'eau uniquement les concentrations en nutriments et la transparence, paramètres les plus complets (Figure 2).

Les polluants spécifiques de l'état écologique sont « les substances dangereuses pour les milieux aquatiques », autres que les substances prioritaires, « déversées en quantité significatives dans les masses d'eau des bassins ou sous-bassins hydrographiques », arrêtées par les préfets coordonnateurs de bassin dans les SDAGE. Pour le cycle de gestion 2009-2015, les polluants à prendre en compte dans l'évaluation de l'état écologique des eaux de surface continentales métropolitaines comprennent des métaux et métalloïdes dissous (polluants non synthétiques) et des herbicides (synthétiques), pour lesquels sont définies des normes de qualité environnementale ou NQE (Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes, Figure 2 suite).

Les pesticides sont mesurés en laboratoire sur eau brute, et les métaux doivent être mesurés sur la fraction dissoute obtenue par filtration de l'eau brute à travers un filtre de porosité 0,45 µm ou par un autre traitement préliminaire équivalent. Les substances pour lesquelles des normes ont été établies sur le biote doivent également être mesurées sur le biote. Nous n'utiliserons dans notre analyse que les herbicides, les métaux ayant été mesurés de manière non-conforme au protocole, sur eau brute.

Figure 2 suite : Éléments de qualité physico-chimique soutenant la biologie des plans d'eau – limites de classes d'état

Polluants spécifiques non synthétiques :

Nom de la substance	NQE moyenne annuelle (µg/L)*
Arsenic dissous	4,2
Chrome dissous	3,4
Cuivre dissous	1,4
Zinc dissous	3,1 si dureté ≤ 24 µg CaCO ₃ /L 7,8 si dureté > 24 µg CaCO ₃ /L

(Les normes applicables aux métaux peuvent être corrigées par le fond géochimique et la biodisponibilité.)

Polluants spécifiques synthétiques :

Nom de la substance	NQE moyenne annuelle (µg/L)*
Chlortoluron	5
Oxadiazon	0,75
Linuron	1
2,4 D	1,5
2,4 MCPA	0,1

* Normes provisoires car ne correspondant pas pleinement à la définition d'une NQE (valeurs protectrices uniquement pour les organismes de la colonne d'eau, ne prennent pas en compte l'intoxication secondaire)

(source : Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R.212-10, R.212-11 et R.212-18 du code de l'environnement)

Facteurs de sécurité pour établir les NQE en concentration moyenne annuelle :

	Facteur de sécurité
- Au moins 1 CE50* aiguë pour chacun des 3 niveaux trophiques du dossier de base	1000
- 1 CSEO** chronique (poissons ou daphnies ou organisme représentatif des eaux salines)	100
- 2 CSEO chroniques pour les espèces présentant 2 niveaux trophiques (poissons et/ou daphnies / organisme représentatif des eaux salines et/ou algues)	50
- CSEO chronique pour au moins 3 espèces (normalement poissons, daphnies / organisme représentatif des eaux salines et algues) représentant 3 niveaux trophiques	10
- Autres cas, dont données obtenues sur le terrain ou écosystèmes modèles, permettant de calculer et appliquer des facteurs de sécurité plus précis	évaluation au cas par cas

* CE50 : concentration effective 50, concentration d'un polluant causant un effet toxique donné chez 50 % des individus exposés après un temps d'exposition normalisé

** CSEO : concentration (maximale) sans effet observé

(source : Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R.212-10, R.212-11 et R.212-18 du code de l'environnement)

Les NQE pour ces polluants spécifiques sont fixées au niveau national par le ministre en charge de l'écologie, sur proposition de l'ONEMA (Office national de l'eau et des milieux aquatiques, organisme technique de référence sur la connaissance et la surveillance de l'état des eaux et sur le fonctionnement écologique des milieux aquatiques), sur la base d'une liste indicative fournie par la DCE (annexe VIII : principaux polluants). Une NQE correspond à la « concentration d'un polluant ou d'un groupe de polluants dans l'eau, les sédiments ou le biote qui ne doit pas être dépassée afin de protéger la santé humaine et l'environnement » (Arrêté du 25 janvier 2010 sur les méthodes, DCE). Dans la mesure du possible, les NQE sont établies à partir de données écotoxicologiques aiguës et chroniques pour les 3 taxa algues / macrophytes, daphnies / organismes d'eaux salines et poissons, et autres si elles sont pertinentes pour le type de masse d'eau considéré (Arrêté du 25 janvier 2010 sur les méthodes, voir Figure 2 suite pour les facteurs de sécurité utilisés pour établir les NQE). Les éventuelles données sur la persistance et la bioaccumulation sont également prises en compte. Les NQE sont soumises à consultation publique (article L. 212-2 du Code de l'environnement), et actualisées au regard des nouveaux éléments écotoxicologiques.

Les 9 polluants spécifiques de l'état écologique sont ceux ayant une PNEC (predicted no effect concentration, concentration estimée à partir de tests de laboratoire au-dessus de laquelle la substance a un effet sur l'environnement) robuste.

L'eau de surface peut prendre deux états par rapport aux polluants spécifiques de l'état écologique : bon ou mauvais. L'état est bon si les concentrations de tous les polluants ne dépassent pas les NQE, en tous points de la masse d'eau (hors zone de mélange, adjacente au point de rejet où les concentrations de polluants peuvent dépasser les NQE sans compromettre l'état du reste de la masse d'eau). Dès lors qu'une des NQE n'est pas respectée dans un site de suivi, il est en mauvais état. Quand le respect des NQE n'a pas pu être déterminé pour l'ensemble des polluants, l'état de la station est considéré inconnu. Pour chaque site de suivi, les % de polluants pour lesquels l'état est bon, inconnu ou mauvais sont calculés pour l'ensemble des polluants, et utilisés avec l'ensemble des informations disponibles pour définir l'état de la masse d'eau (Arrêté du 25 janvier 2010, article 11, mêmes normes que pour l'état chimique).

Un très bon état écologique est obtenu quand les concentrations en polluants spécifiques synthétiques sont proches de 0 et au moins inférieures aux limites de détection des techniques d'analyse les plus avancées d'usage général, et quand les polluants non synthétiques restent dans la fourchette normalement associée à des conditions de fond non perturbées. Pour un bon état, les concentrations des 2 types de polluants ne doivent pas dépasser les NQE. En deçà, les concentrations de polluants correspondent aux conditions permettant d'atteindre les valeurs des éléments de qualité biologique de l'état moyen, médiocre ou mauvais (DCE Annexe V, Arrêté du 25 janvier 2010 Annexe I).

2.3. État écologique du plan d'eau

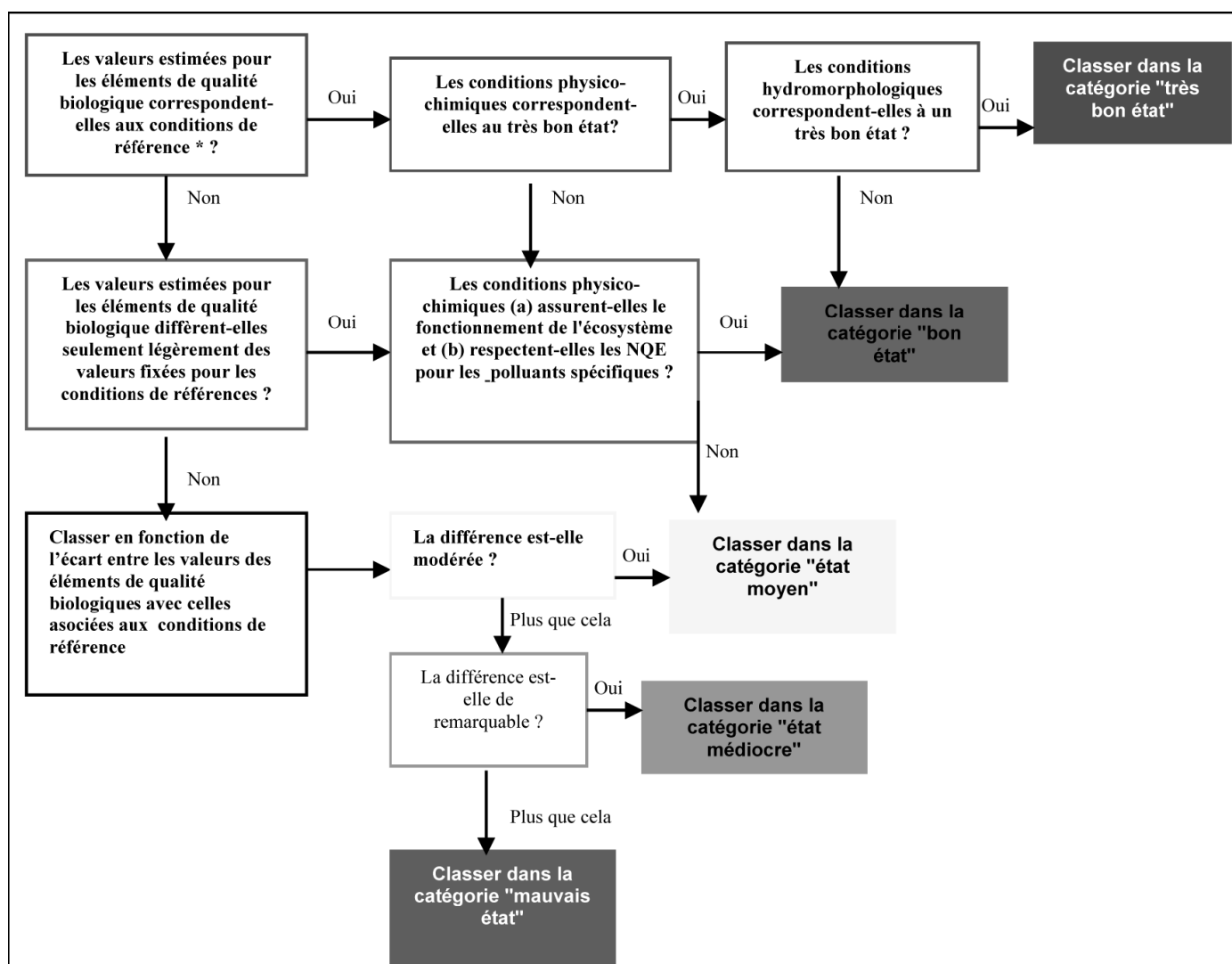
L'état écologique global des plans d'eau est déterminé à partir de l'état de ses composantes pertinentes selon la règle d'agrégation de la Figure 3 (Arrêté du 25 janvier 2010 sur les méthodes).

Évaluation de l'état des éléments de qualité :

- Éléments biologiques : l'état d'un élément correspond à la plus basse des valeurs d'état de ses paramètres constitutifs, selon le principe du paramètre déclassant.

- Éléments physico-chimiques généraux : lorsque plusieurs paramètres interviennent pour le même élément de qualité, on lui applique le principe du paramètre déclassant, avec un assouplissement si toute la biologie et la physico-chimie sont en état bon ou très bon sauf un paramètre physico-chimique en état moyen :

Figure 3 : Détermination de l'état écologique d'une masse d'eau



(*) Correspondre aux conditions de référence pour un élément de qualité biologique donné signifie que la valeur estimée pour cet élément de qualité biologique se situe au-dessus de la limite inférieure du très bon état.

(source : Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R.212-10, R.212-11 et R.212-18 du code de l'environnement, d'après le document guide européen *Approche générale de la classification de l'état écologique et du potentiel écologique*, ECOSTAT, novembre 2003)

l'élément est alors classé en bon état (sauf nitrates > 50 mg/L). Les valeurs des limites de classes entre le bon et le très bon état des paramètres physico-chimiques généraux sont pour l'instant à considérer à titre indicatif, dans l'attente de la détermination de valeurs fiables adaptées aux différents types de plans d'eau.

- Polluants spécifiques de l'état écologique : le principe du paramètre déclassant est appliqué pour l'attribution d'une classe d'état à cet élément. Les polluants spécifiques dans leur ensemble sont ainsi classés en bon état lorsque tous sont en état bon, très bon ou inconnu.

Évaluation de l'état de la masse d'eau :

Pour définir l'état écologique global du plan d'eau, on applique la règle de l'élément de qualité déclassant. Les éléments de qualité biologique priment : l'état écologique de la masse d'eau correspond à l'état de l'élément biologique le plus déclassant, nuancé sous certaines conditions par les éléments physico-chimiques. Ainsi, un état écologique très bon ou bon est obtenu si les valeurs de tous les éléments de qualité biologique et physico-chimique (et hydromorphologique pour le très bon état) correspondent à ces états. Si au moins un élément biologique est classé moyen (les autres bons ou très bons), ou si au moins un élément physico-chimique est dans un état moins que bon, avec des éléments de qualité biologique bons ou très bons, alors l'état écologique du plan d'eau sera moyen. L'attribution des classes d'état écologique médiocre et mauvaise sont déterminées uniquement par la biologie : la classe attribuée est celle de l'élément biologique le plus déclassant. Cette priorité donnée à la biologie pour définir l'état écologique s'explique par le fait que les valeurs seuils des éléments physico-chimiques ont été déterminées de manière à être cohérentes avec les limites de classes établies pour les éléments biologiques.

Cette méthode concerne les plans d'eau naturels. Pour les masses d'eau fortement modifiées et artificielles (MEFM et MEA), le potentiel écologique n'est en théorie défini qu'à partir de la concentration en chlorophylle *a* et de tous les éléments physico-chimiques précédemment cités, avec les règles d'agrégation ci-dessus, adaptables en fonction des contraintes qu'elles subissent liées à leur caractère non naturel et aux mesures mises en place pour en atténuer les impacts (Arrêté du 25 janvier 2010 sur les méthodes). Les MEA sont des masses d'eau entièrement créées par l'activité humaine alors qu'il n'existait auparavant aucune autre masse d'eau (ex. gravières). Les MEFM ont subi, à partir de masses d'eau naturelles préexistantes, des aménagements physiques dans un intérêt socio-économique, qui ont altéré leur fonctionnement hydromorphologique (ex. barrages), rendant impossible un retour aux peuplements biologiques caractéristiques du bon état (Roche *et al.*, 2005).

Leur potentiel écologique est défini en 4 classes : bon et plus, moyen, médiocre et mauvais. Par rapport à l'état biologique, le référentiel n'est pas assoupli mais différent, adapté aux capacités d'accueil des êtres vivants de ces masses d'eau au caractère fondamentalement non naturel, pour lesquelles les aménagements humains ne permettent pas un fonctionnement écologique normal (Roche *et al.*, 2005). Les mêmes seuils sont utilisés pour les critères physico-chimiques.

En pratique, nous avons utilisé pour les plans d'eau non naturels les mêmes éléments de qualité et paramètres que pour les plans d'eau naturels, avec les mêmes règles d'agrégation (ce qui est valable selon le guide technique). L'intensité des pressions hydromorphologiques n'est pas prise en compte, mais considérant cette contrainte conformément à l'arrêté du 25 janvier 2010, on n'attribuera jamais de potentiel écologique supérieur à bon.

Figure 4 : Substances de l'état chimique

Les 33 substances prioritaires DCE (en gras les substances dangereuses prioritaires) :

1. Alachlore	12. Di(2-éthylhexyl)phtalate	23. Nickel et composés
2. Anthracène	13. Diuron	24. Nonylphénols
3. Atrazine	14. Endosulfan	25. Octylphénols
4. Benzène	15. Fluoranthène	26. Pentachlorobenzène
5. Diphényléthers bromés	16. Hexachlorobenzène	27. Pentachlorophénol
6. Cadmium et composés	17. Hexachlorobutadiène	28. HAP
7. C10-13-chloroalcanes	18. Hexachlorocyclohexane	29. Simazine
8. Chlorfenvinphos	19. Isoproturon	30. Composés du tributylétain
9. Chlorpyrifos	20. Plomb et composés	31. Trichlorobenzènes
10. 1,2 Dichloroéthane	21. Mercure et composés	32. Trichlorométhane
11. Dichlorométhane	22. Naphthalène	33. Trifluraline

Les 8 substances de la liste I de la directive 76/464/CEE :

-
- 6 bis. Tétrachlorure de carbone
 - 9 bis. 4 pesticides cyclodiènes : Aldrine, Dieldrine, Endrine, Isodrine
 - 9 ter. DDT (DDT total et para-para-DDT)
 - 29 bis. Tétrachloroéthylène
 - 29 ter. Trichloréthylène

(sources : DCE annexe X, Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R.212-10, R.212-11 et R.212-18 du code de l'environnement, et Arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R. 112-22 du code de l'environnement)

3. État chimique

41 substances, pour lesquelles des NQE ont été définies au niveau communautaire, déterminent l'état chimique d'une masse d'eau de surface : les 33 substances prioritaires identifiées à l'annexe X de la DCE et les 8 autres polluants de la liste I de la directive 76/464/CEE du 4 mai 1976 (Arrêté du 25 janvier 2010 sur le programme de surveillance, Figure 4).

Des NQE dans l'eau (douce et côtière / de transition), en moyenne annuelle (MA) ou en concentration maximale admissible (CMA) ont été établies pour chacune de ces substances. Il existe également des concentrations moyennes annuelles de poids frais dans le biote et de poids sec dans les sédiments, pour assurer le même niveau de protection dans l'eau. Pour les normes biotes, l'indicateur le plus approprié est choisi parmi les poissons, mollusques, crustacés ou autres biotes présents dans la masse d'eau (Arrêté du 25 janvier 2010 sur les méthodes).

Les concentrations des substances de l'état chimique sont mesurées en laboratoire sur eau brute ou filtrée pour les métaux, et sur le biote.

L'état chimique de la masse d'eau est défini en 2 classes d'état : bon ou mauvais. Comme pour les polluants spécifiques de l'état écologique, le bon état chimique est atteint lorsqu'aucune des concentrations des 41 polluants suivis ne dépasse les NQE, et lorsque pour un polluant l'ensemble de ses NQE est respecté en tout point de la masse d'eau. Dès lors qu'une NQE est dépassée, l'état chimique du site est mauvais. L'état est inconnu quand le respect des NQE n'a pu être déterminé pour l'ensemble des polluants. Si une masse d'eau présente plusieurs sites de suivi, sa classe d'état chimique correspond à celle de ses différents sites s'ils coïncident, sinon à l'état de la station avec le moins d'inconnues, ou de la station la plus déclassante lorsqu'on dispose de données de niveau de confiance équivalent pour plusieurs stations. Pour les eaux de surface, les NQE sont fixées pour l'eau, les sédiments ou le biote (Arrêté du 25 janvier 2010 sur les méthodes). Pour chaque site de suivi, les pourcentages de polluants pour lesquels l'état chimique est bon, inconnu ou mauvais permettront de définir l'état chimique de la masse d'eau et le niveau de confiance associé.

Pour une substance donnée, la NQE, en MA et CMA (si définie) est respectée lorsque la concentration des substances ou groupes de substances (substances individuelles de la famille, isomères, métabolites, produits de dégradation ou de réaction : concentrations sommées) lui sont inférieures. En CMA, la valeur maximale de concentration mesurée au cours de l'année (pour un niveau de confiance et de précision acceptable) doit être inférieure à la norme (Arrêté du 25 janvier 2010 sur les méthodes).

Pour les métaux et leurs composés, on peut tenir compte des concentrations de fond naturelles lors de l'évaluation des résultats obtenus au regard des NQE, ainsi que de la dureté, du pH ou d'autres paramètres liés à la qualité de l'eau qui affectent leur biodisponibilité (Arrêté du 25 janvier 2010 sur les méthodes).

Pour les substances de l'état chimique et spécifiques de l'état écologique potentiellement bioaccumulables dans les milieux aquatiques de surface, un suivi plus précis permet d'apprécier l'évolution en tendance de leurs concentrations. Les substances à analyser en priorité sont celles qui ont tendance à s'accumuler dans le biote et/ou les sédiments : métaux et polluants organiques lipophiles (notamment, substances 2, 5, 6, 12, 16, 17, 18, 20, 21, 26, 28 et 30 de l'annexe X de la DCE, contrôlées une fois par an tous les 3 ans, Arrêté du 25 janvier 2010 relatif au programme de surveillance).

Une idée du niveau de confiance à accorder aux évaluations de l'état écologique et chimique des plans d'eau est donnée en annexe 5. Il n'est pas précisé dans nos données pour l'état écologique.

4. Analyses complémentaires

En plus des éléments de qualité reconnus par la DCE, Aquascop a également réalisé des diagnostics complémentaires sur les supports eau, sédiment et biologie, selon les méthodes du SEQ-Plan d'eau et de la diagnose rapide du CEMAGREF. Le sédiment n'étant pas analysé dans les données réglementaires, nous pourrions utiliser les mesures le concernant à titre indicatif.

Le SEQ-Plans d'eau, système d'évaluation de la qualité des lacs, est un ensemble d'études associant la qualité physico-chimique de l'eau, les qualités hydromorphologiques des berges et des fonds et l'état des communautés vivantes. Il permet d'analyser l'état écologique du lac dans son ensemble, et éventuellement d'identifier l'origine des déséquilibres biologiques et d'évaluer les effets d'une modification de la qualité du lac sur ses fonctions naturelles ou les usages anthropiques (Bertrin *et al.*, 2006). Pour les sédiments, il comprend notamment une analyse des micropolluants minéraux, pesticides, HAP, PCB et autres micropolluants organiques (Aquascop, 2010).

La diagnose rapide du CEMAGREF (version actualisée de juillet 2003), inspirée du concept d'eutrophisation accélérée des plans d'eau, se base sur l'étude de quelques paramètres classiquement utilisés en Europe et aux Etats-Unis pour évaluer l'état trophique des lacs (chlorophylle, transparence, O₂ dissous, P, N). Élaborée pour l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, elle a pour but d'évaluer la qualité des plans d'eau le plus simplement possible, à partir d'un nombre restreint de paramètres et à moindre coût, afin de disposer d'un outil d'alerte, de comparaison et de suivi. Elle repose sur le calcul d'indices fonctionnels sur les supports eau, sédiment et biologie, qui se fondent sur un principe fondamental du fonctionnement des lacs : le lien entre la composition physico-chimique des eaux à la fin du mélange hivernal (enrichissement en nutriments via les ruissellements et le relargage des sédiments) et les phénomènes potentiellement engendrés dans les différents compartiments de l'écosystème lors de la période de croissance végétale suivante (production primaire et secondaire, consommation de l'oxygène de l'eau par respiration et dégradation du plancton, Aquascop 2010, Barbe *et al.*, 2003).

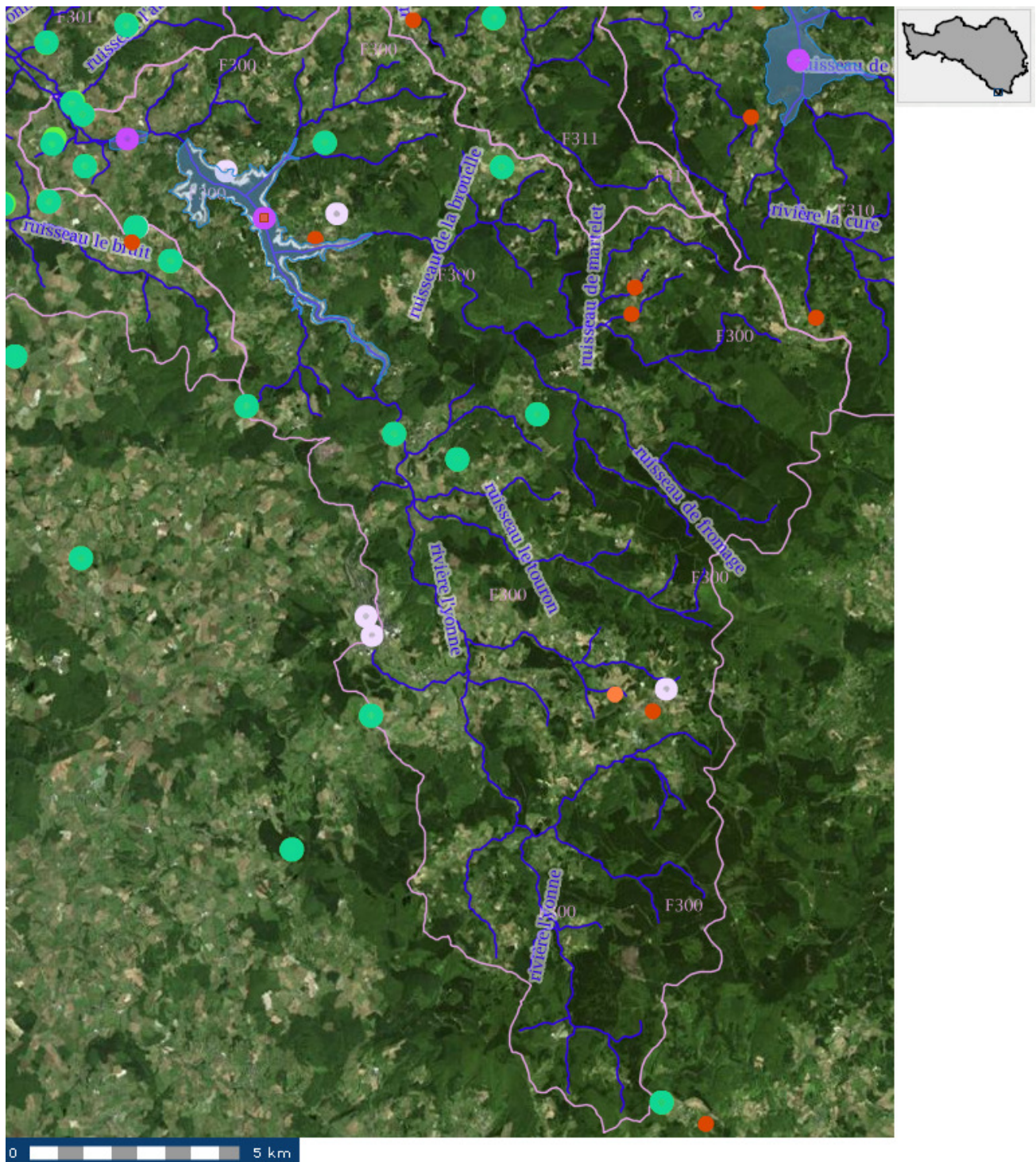
III. Recherche des pressions de pollution sur le bassin versant des plans d'eau : origine des déclassements

Après avoir déterminé l'état des 23 plans d'eau RCS du bassin Seine-Normandie, nous nous sommes intéressés à la caractérisation du niveau de pression anthropique auquel ils sont soumis, afin d'expliquer l'origine possible de leurs pollutions chimiques et nutritives et des problèmes biologiques. Les apports (polluants ou non) aux plans d'eau sont amenés en quasi-totalité par les eaux superficielles, et donc proviennent majoritairement de leur bassin versant (IIGGE, Agence de bassin Rhône-Méditerranée-Corse, 1988) ; ceci n'est toutefois pas entièrement valable pour les gravières, qui, isolées du cours d'eau à côté duquel elles ont été creusées, reçoivent principalement leurs apports de la nappe phréatique et du sous-écoulement fluvial.

Connaissant les paramètres écologiques et chimiques déclassants de l'état des eaux, j'ai ainsi effectué une recherche cartographique orientée des installations humaines ponctuelles sources de pollution, potentiellement à l'origine des déclassements observés, se situant sur le bassin versant de chaque plan d'eau à proximité des cours d'eau tributaires (ou affluents des tributaires), susceptibles de transporter les éventuelles substances polluantes émises par ces installations. J'ai utilisé pour cela une base de données cartographique

Figure 5 : Application SitOuRef - exemple

Barrage de Pannecière (Morvan) :



Légende :

-   Plan d'eau
-  Site industriel
-  STEP industrielle
-  STEP collectivité locale
-  Exploitation agricole
-  Atelier agricole

de l'agence, SitOuRef, sur laquelle sont notamment recensées et géolocalisées, sur la base de photographies aériennes et d'une carte IGN, diverses informations hydrographiques (zone hydrographique, réseau de cours d'eau, masses d'eau de surface et souterraines) et différentes sources polluantes : sites et stations d'épuration industriels, exploitations agricoles et ateliers d'élevage, zones d'épandage, stations d'épuration de collectivité locale, rejets souterrains et sites de traitement des déchets. Pour chaque plan d'eau, j'ai inventorié ces pressions sur son bassin versant, dans la limite de 30-35 km de distance si celui-ci est trop grand pour un recensement exhaustif (Figure 5). Pour les gravières, seules les pressions voisines, dans un rayon de 5 km, ont été relevées (pollutions proches de la nappe et du cours d'eau). Afin de hiérarchiser les types de pressions subis par les différents plans d'eau, nous en avons retenu trois types : industrielle (sites et stations d'épuration), agricole (exploitations et ateliers d'élevage) et urbain (stations d'épuration).

L'Agence dispose également de données d'occupation du sol (agricole, urbaine, semi-naturelle et naturelle) et de densité de population sur le bassin versant général, non géoréférencées, fournies dans les études approfondies d'Aquascop sur les plans d'eau. Elles compléteront le tableau par des données d'apports diffus (par érosion et lessivage des sols).

L'origine des dégradations des plans d'eau a ensuite été déterminée par des hypothèses les mettant en relation avec les pressions du bassin versant : le but est d'établir le lien entre les paramètres déclassants effectivement observés dans les plans d'eau et les pressions anthropiques actives sur leur bassin versant, pour déterminer l'origine exogène potentielle des pollutions. Les pollutions domestiques ou industrielles, ponctuelles, sont dominées par les matières organiques et oxydables ou toxiques ; l'agriculture apporte surtout des nutriments (N, P, ainsi que les stations d'épuration urbaines) et des pesticides par voie diffuse ou rejets ponctuels. Les pressions hydromorphologiques et quantitatives (prélèvements, dérivations, transferts...) jouent également un rôle sur la qualité écologique du plan d'eau, mais n'ont pas été prises en compte (Arrêté du 25 janvier 2010 sur les méthodes).

Il ne faut pas oublier les sources autogènes de pollution, notamment dans le cas d'état écologique déclassé non explicable par les pressions du bassin versant. En effet, les stocks de polluants ou de nutriments des sédiments peuvent être relargués, en particulier en cas d'hypoxie de l'hypolimnion (Correll 1998, Genkai-Kato et Carpenter, 2005), et affecter les invertébrés benthiques ou le développement du phytoplancton.

Les pollutions généralisées, telles que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), d'origine principalement atmosphérique (issus de la combustion incomplète de matières organiques telles que pétrole, charbon, ordures ménagères et carburant de moteurs à essence ou diesel : pots d'échappement, cheminées d'usine...), sont moins prises en compte car elles ne proviennent pas du seul bassin versant du plan d'eau : il est donc impossible d'agir à ce niveau, une décision d'action contre ces substances relèverait d'une politique plus générale.

IV. Analyses statistiques multivariées

Afin d'organiser et de synthétiser toutes ces données, différentes ACP (analyses en composantes principales) ont été réalisées grâce au logiciel R sur les paramètres d'état écologique et de pressions, ainsi que sur des caractéristiques hydromorphologiques des plans d'eau, permettant de représenter au mieux leur fonctionnement.

Une ACP est une méthode statistique permettant l'analyse de données caractérisées par de multiples variables quantitatives. Elle consiste à transformer des variables corrélées en de nouvelles variables indépendantes les unes des autres et qui expliquent au mieux la variance des données : ce sont les composantes principales ou axes. Chaque axe est caractérisé par une valeur propre, correspondant à la part d'inertie qu'il explique, qui représente le pourcentage de l'information du nuage de points (plans d'eau) initial retranscrite par le plan factoriel, un nouvel espace géométrique déterminé par 2 axes orthogonaux selon les directions d'inertie maximales. Cette méthode à la fois statistique et géométrique permet ainsi de réduire l'information en un nombre de composantes moindre par rapport au nombre initial de variables et de représenter dans un même plan les variables et les individus, afin d'interpréter plus clairement les données. (www.stat.ucl.ac.be, www.statelem.com). Les variables étudiées étant dans des unités très différentes, elles seront centrées et normées.

Le but de cette première exploration est de mettre en évidence des corrélations (linéaires) entre les différents paramètres mesurés, afin d'essayer de dégager un lien entre les pressions anthropiques du bassin versant des plans d'eau, certaines caractéristiques du fonctionnement des masses d'eau et leur état écologique et chimique. Cela permet de voir grossièrement comment les paramètres varient les uns par rapport aux autres sur l'ensemble du bassin. Cette analyse descriptive doit être complétée par des études de corrélations linéaires entre les paramètres pris deux à deux, avec traçage sous Excel de droites de régression (méthode des moindres carrés). Nous vérifierons ainsi si le lien se confirme, et pourrons peut-être mieux expliquer l'origine des pollutions, et mettre en évidence des influences mutuelles entre critères.

Nous utiliserons également les ACP pour essayer de dégager une typologie des plans d'eau en fonction des différentes variables caractérisant leur état écologique, les types de pressions qu'ils subissent (urbaine, industrielle ou agricole) et leurs caractéristiques propres influençant leur fonctionnement (surface, profondeur, altitude...). En procédant à une analyse écologique des projections, nous mettrons en évidence les variables qui les caractérisent, ce qui permettra de mieux visualiser les types de déclassements par nature de plan d'eau (barrage, gravière, étang) et hydroécocoréion.

Nous essaierons également d'extrapoler ces données de pressions-pollutions aux plans d'eau non RCS, non traités, pour se donner une première idée de leur niveau de risque par rapport aux pressions qu'ils subissent. Nous disposons uniquement de données relatives au phytoplancton (IPL) et aux invertébrés benthiques (IOBL, IMOL), réalisées par Aquascop, et les pressions ponctuelles industrielles, agricoles et urbaines de leur bassin versant ont grossièrement été recensées. Nous utiliserons l'ACP pour identifier les plans d'eau aux tendances similaires selon ce nombre réduit de paramètres. Le nombre plus important d'individus permettra peut-être de préciser les tendances en termes de corrélations entre ces quelques variables, et de types et localisation des plans d'eau.

V. Le cas de l'eutrophisation par le phosphore

Un aspect de la pollution des plans d'eau particulièrement sensible et problématique, très préjudiciable à leur fonctionnement écologique, a été plus spécifiquement précisé : l'eutrophisation par le phosphore. Ce nutriment limitant en eau douce peut en excès engendrer un développement excessif du phytoplancton, entraînant, par sa respiration, une baisse de la teneur de l'eau en oxygène, ce qui asphyxie l'écosystème aquatique et conduit au final à une baisse de sa biodiversité générale.

C'est pourquoi, pour l'étudier de plus près, nous avons essayé prédire l'état trophique des plans d'eau par leur positionnement sur deux modèles basés sur le nutriment phosphore.

Le premier est le modèle de l'OCDE (1982), statique, qui donne la probabilité qu'un plan d'eau soit de niveau trophique ultra-oligotrophe, oligotrophe, mésotrophe, eutrophe ou hypereutrophe selon sa concentration interne en P total dans l'eau.

Le second, le modèle de Vollenweider (1976), prédit l'état trophique (oligotrophe / mésotrophe / eutrophe) du plan d'eau en fonction de sa charge spécifique en P total (= apports des tributaires / surface du lac) et de caractéristiques hydromorphologiques propres au plan d'eau : sa profondeur moyenne (qui joue sur son fonctionnement écologique : stratification oxygénique et thermique, dilution du nutriment) et son temps de résidence hydraulique (qui influe sur la possibilité de développement durable du phytoplancton, Correll, 1998). Pour calculer les apports externes en phosphore, nous avons utilisé les données phosphore (moyenne sur l'année 2007) suivies sur des stations des tributaires en amont des plans d'eau (stations en eaux superficielles ESU), qui représentent l'apport principal, et le débit du cours d'eau se trouvant juste à l'entrée du plan d'eau (données non présentées).

Afin de vérifier leur niveau de précision, les prédictions des modèles ont ensuite été comparées à l'état trophique réel du plan d'eau, déterminé par l'indice planctonique (IPL, voir Figure 1). Cela permettra notamment de vérifier si cet état trophique est lié à une surcharge en phosphore, et par conséquent si l'on peut y remédier par une diminution des apports (sans oublier le sédiment, qui peut en relargant ses stocks entretenir le niveau trophique élevé).

VI. Programmes de mesures

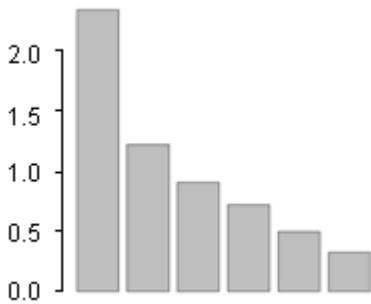
Enfin, à partir de l'état des plans d'eau et des pressions auxquelles ils sont soumis, nous proposerons des ébauches de programmes de mesures (PDM) adaptés à chaque situation, s'inspirant de celui du bassin Seine-Normandie. Il s'agit de déterminer sur quelles pressions il est possible d'agir et par quels types d'actions, afin de diminuer leur impact sur les plans d'eau et donc d'améliorer leur état pour se conformer aux objectifs de la DCE.

Le PDM de Seine-Normandie, mis en place pour les masses d'eau cours d'eau dans chaque commission territoriale du bassin en application du SDAGE 2010-2015, compte 6 thèmes : réduction des pollutions ponctuelles, diffuses, protection et restauration des milieux aquatiques et humides, gestion quantitative de la ressource, connaissance et gouvernance (AESN, 2010). Ce mémoire ne concernant que les relations entre pressions de pollution du bassin versant et problèmes écologiques et chimiques des plans d'eau, il ne sera possible de proposer des mesures que des 2 premiers thèmes. La protection des milieux aquatiques et humides nécessiterait de connaître davantage chaque plan d'eau et son mode de gestion pour pouvoir proposer des mesures de restauration écologique ou de gestion. Les 3 derniers thèmes sont hors du sujet de ce travail.

Il faudra garder à l'esprit l'état des sédiments, qui peuvent être sources de pollutions autogènes susceptibles de retarder ou annuler à plus ou moins long terme les effets des mesures.

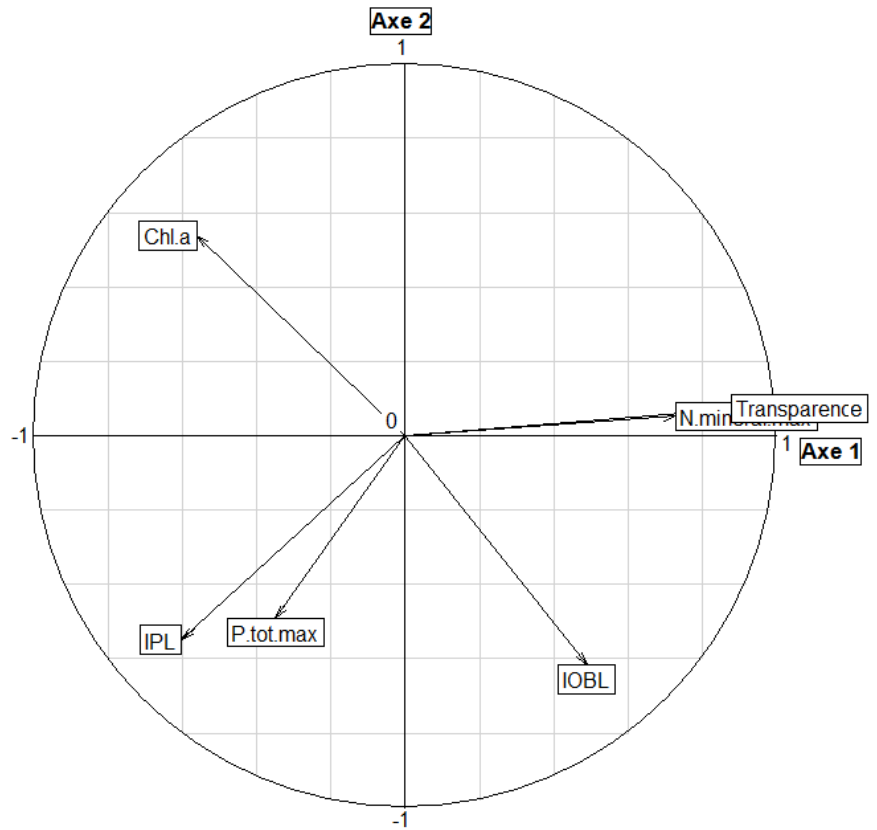
Figure 6 : ACP des paramètres caractérisant l'état écologique des plans d'eau RCS

Histogramme des valeurs propres des axes :

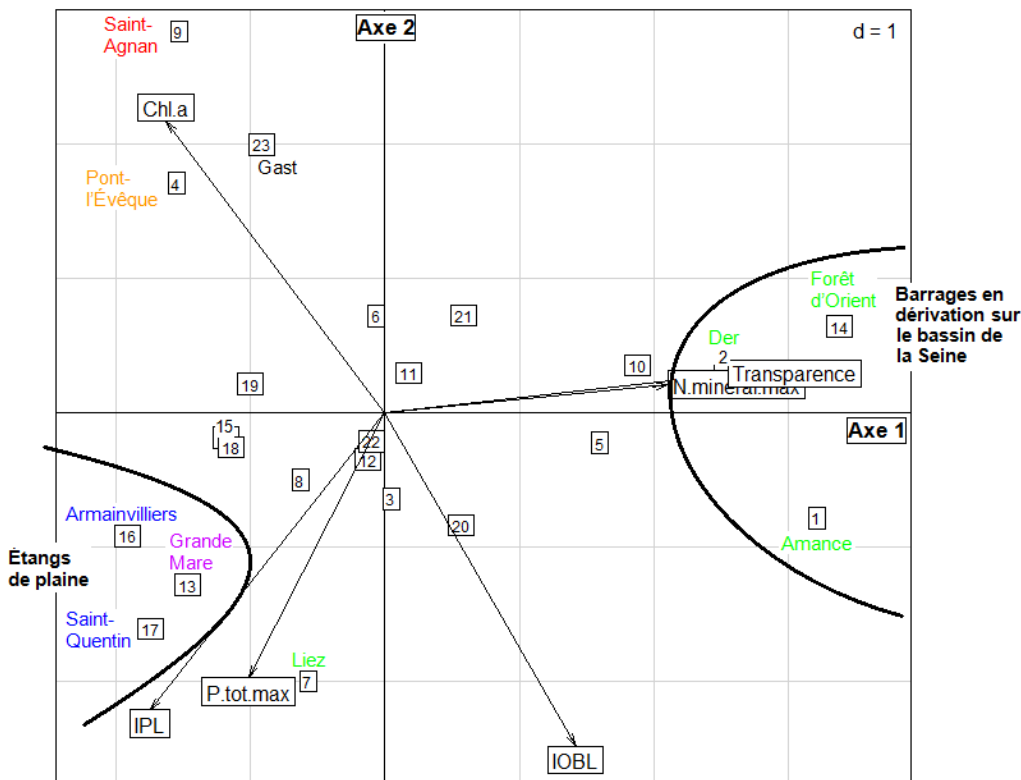


Axe 1 = 39 % de l'inertie ;
Axe 2 = 20,3 % de l'inertie.

Cercle de corrélation des variables :



Positionnement des plans d'eau :



Légende :

5 Numéro du plan d'eau

Types de plans d'eau :

A13a A6b

A16 A7b

A5 N12

Numéros des plans d'eau :
voir annexe 3 et planches

I. État des plans d'eau RCS

1. État écologique

L'état écologique global des plans d'eau RCS du bassin Seine-Normandie a été déterminé sur la base du paramètre biologique déclassant, nuancé par l'état des paramètres physico-chimiques généraux. La majorité des plans d'eau, 14 sur 23, sont caractérisés par un potentiel écologique moyen (état moyen pour la Grande Mare, plan d'eau naturel). 6 plans d'eau ont un potentiel médiocre, 2 un mauvais potentiel (barrages de Saint-Agnan et du Gast, déclassés par IOBL, chlorophylle *a* et N minéral). Un seul plan d'eau présente un bon potentiel écologique : la gravière de Léry-Poses (voir Planche 2 et annexe 6).

Une ACP a été réalisée sur les valeurs des paramètres de l'état écologique (Figure 6) : elle montre plusieurs grandes tendances. L'indice phytoplanctonique IPL semble corrélé avec la concentration maximale de l'eau du plan d'eau en P total, suggérant une relation de cause à effet : plus la concentration en phosphore, élément limitant de la croissance algale en eau douce, est importante, plus le phytoplancton se développe, évoluant vers une composition plus caractéristique d'un milieu eutrophe. Cela serait logique, mais la corrélation linéaire entre ces deux variables ne le confirme pas ($R^2 = 0,04$). À l'inverse, IPL et concentration en chlorophylle *a* sont opposés à la concentration maximale du plan d'eau en N minéral sur l'axe 1 ($R^2 = 0,13$ et $0,05$ respectivement) : l'azote n'est en effet pas limitant en eau douce, un excès ne stimule donc pas la croissance du phytoplancton. Ces deux variables phytoplanctoniques s'opposent également à la transparence de l'eau, logiquement troublée par un développement excessif de microalgues ($R^2 = 0,25$ et $0,19$). Enfin, chlorophylle *a* et IOBL sont clairement opposés sur cette projection : plus le phytoplancton est développé, moins les oligochètes benthiques sont en bon état, à cause d'une désoxygénation du milieu (par respiration des algues), en particulier à l'interface eau-sédiment, le milieu de vie des oligochètes ($R^2 = 0,12$).

On peut donc dire que l'axe 1 correspond au développement du phytoplancton, causant une diminution de la transparence de l'eau (vers la gauche) ; l'axe 2 oppose concentration en chlorophylle (vers le haut) et IOBL (vers le bas), ce qui correspondrait au niveau d'oxygénation de l'interface eau-sédiment.

L'analyse du positionnement des plans d'eau sur ce graphe met en évidence au moins deux situations distinctes. À droite, les grands plans d'eau de barrage en dérivation sur la Seine ou ses affluents sont déclassés uniquement par leur concentration en N minéral, avec une très faible concentration en P total et des variables phytoplanctoniques en bon état, sans Cyanobactéries notamment pour Amance et Forêt d'Orient (plans d'eau mésotrophes, voire à tendance oligotrophe), ainsi qu'un bon état des oligochètes benthiques. En bas à gauche, les étangs de plaine calcaire sont davantage déclassés par le phosphore et IPL, ainsi que par IOBL (mais les valeurs peuvent être assez éloignées). Les deux étangs d'Armainvilliers et Saint-Quentin sont particulièrement déclassés par IPL, avec un statut eutrophe, en partie dû à un développement important de cyanobactéries : le genre *Anabaena* à Armainvilliers, filamenteux et producteur de neurotoxines, représente 86 % d'une densité cellulaire assez importante (72.000 cellules/mL), dans un peuplement de très faible richesse taxonomique (8 taxons, Aquascop 2010). À Saint-Quentin se relaient *Merismopedia tenuissima*, petite cyanobactérie coloniale (non toxique ni indicatrice d'un milieu dégradé) très développée en mai (650.000 cellules/mL), puis des Chlorophycées en juillet et enfin *Planktothrix agardhii* en septembre, filament parfois producteur de toxine

qui diminue la transparence de l'eau, conférant son statut eutrophe au plan d'eau (Aquascop, 2010). En haut à gauche du graphe se retrouvent trois plans d'eau de types et situations géographiques différents présentant également des caractères eutrophisants : niveau de chlorophylle *a* médiocre et IOBL plus ou moins dégradé. Mis à part les plans d'eau situés aux extrêmes du graphe, il n'apparaît néanmoins pas de groupes clairement différenciés : la majorité des plans d'eau se situe au milieu du graphe, dans une situation intermédiaire, sans décrochage très important avec les extrêmes, ce qui montre une continuité écologique du milieu.

2. *État chimique*

Sur l'ensemble du bassin, 15 plans d'eau RCS sont en bon état chimique. Les 8 autres sont en mauvais état, contenant des polluants industriels en concentration supérieure à la NQE (voir Planche 3) : on peut dans ce cas suspecter la proximité d'industries polluantes ou de stations d'épuration urbaines.

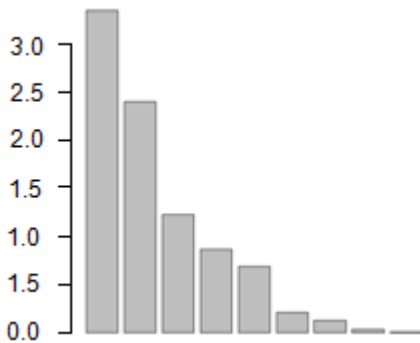
Parmi eux, trois sont déclassés par des composés du TBT (tributylétain), composé organique de l'étain à propriétés biocides faisant partie des substances prioritaires de la DCE : les barrages en dérivation Amance et Der et la gravière de Léry-Poses. Il n'existe pas de sites de production du TBT sur le bassin Seine-Normandie, où il est peu utilisé par l'industrie : il doit donc provenir localement de peintures antisalissure de bateaux, sa principale source (mais d'usage progressivement interdit depuis 1992), ou peut-être, dans une moindre mesure, de l'usage de désinfectants ou de biocides agricoles. Le TBT, très stocké dans les sédiments et assez persistant, est un produit fortement bioaccumulable, très soluble dans les graisses, toxique de manière aiguë et chronique pour de nombreux organismes aquatiques et terrestres (PNEC en eau douce = 0,019 µg/L, CE50 daphnie en exposition de 24h = 0,03 µg/L). C'est un perturbateur endocrinien très actif, responsable de la raréfaction de nombreuses espèces de mollusques (années 1980), par formation d'un imposex sur les femelles (masculinisation). De nombreux composés du TBT sont également des perturbateurs endocriniens et des cancérigènes avérés (AESN – Eau et santé, 2008). Néanmoins, le TBT ne semble pas poser de problème écologique particulier, aucun des trois plans d'eau touchés n'étant déclassés par la biologie.

Trois autres plans d'eau présentent des concentrations de diphényléthers bromés (ou PBDE : polybromodiphényléthers) supérieures à la NQE : les barrages de la Forêt d'Orient et des Settons et l'étang d'Armainvilliers. Ces substances dangereuses prioritaires sont des retardateurs de flamme utilisés dans une vaste gamme de produits de consommation (textiles, meubles, etc., aujourd'hui interdits dans les produits électriques et électroniques) : elles pourraient ainsi provenir d'une libération dans l'environnement lors de la production, utilisation ou élimination de ces matériaux. Très lipophiles, elles sont très bioaccumulables par les organismes aquatiques et terrestres. Très toxiques notamment pour les invertébrés aquatiques (PNEC du pentaBDE en eau douce = 0,53 µg/L, NOEC algues, invertébrés et poissons = environ 0,007 mg/L, CE50 invertébrés = 0,01 mg/L), elles pourraient présenter des propriétés de perturbateur endocrinien et porter atteinte au système immunitaire. Les PBDE se stockent également de manière importante dans les sédiments (AESN – Eau et santé, 2008). Les plans d'eau touchés par les PBDE sont tous trois déclassés par la qualité de leurs oligochètes benthiques (IOBL moyen ou médiocre) : pour les Settons et Armainvilliers cela peut s'expliquer (au moins en partie) par l'eutrophie désoxygénant le milieu, mais pour la Forêt d'Orient cela pourrait bien être dû à ce polluant chimique, provenant d'industries ou de rejets domestiques.

Enfin, l'étang de Saint Quentin et la gravière de Travecy contiennent des HAP pyrolytiques : le benzo(g,h,i)pérylène et l'indéno(1,2,3-cd)pyrène. Bioaccumulables, persistants et peu biodégradables, cancérigènes avérés ou suspectés, ils sont dangereux pour l'environnement (notamment très toxiques pour les algues et invertébrés aquatiques : PNEC du BghiP en eau douce = 0,0016 µg/L, NOEC algues = 1,2 µg/L,

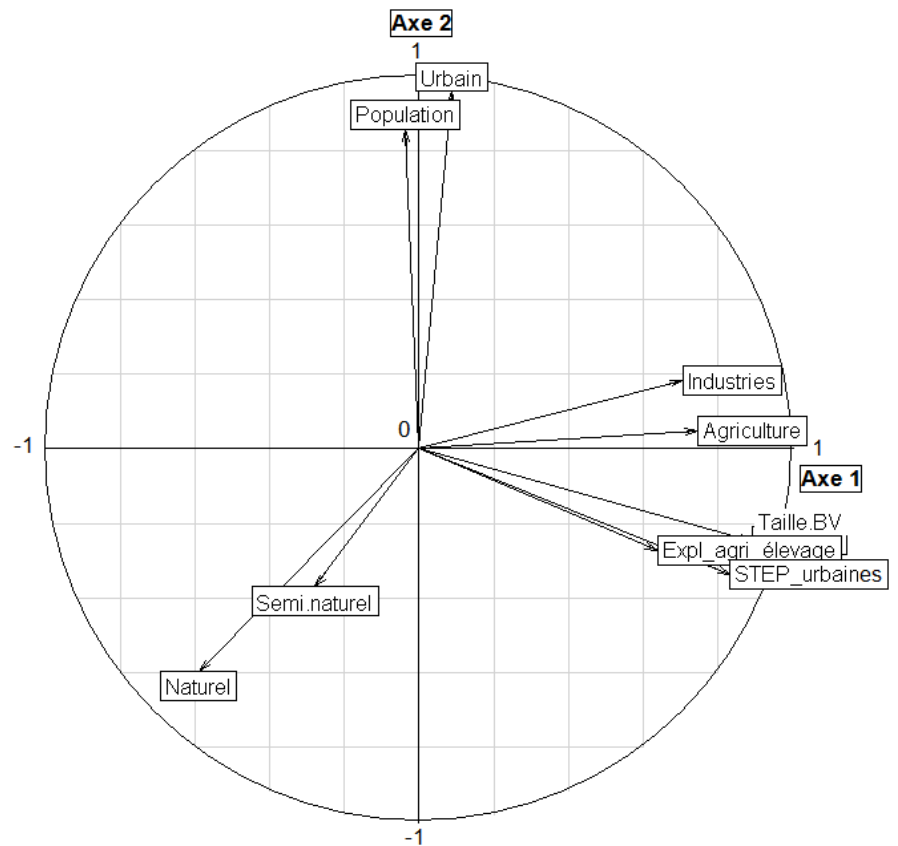
Figure 7 : ACP des paramètres caractérisant les niveaux de pressions des plans d'eau RCS

Histogramme des valeurs propres des axes :

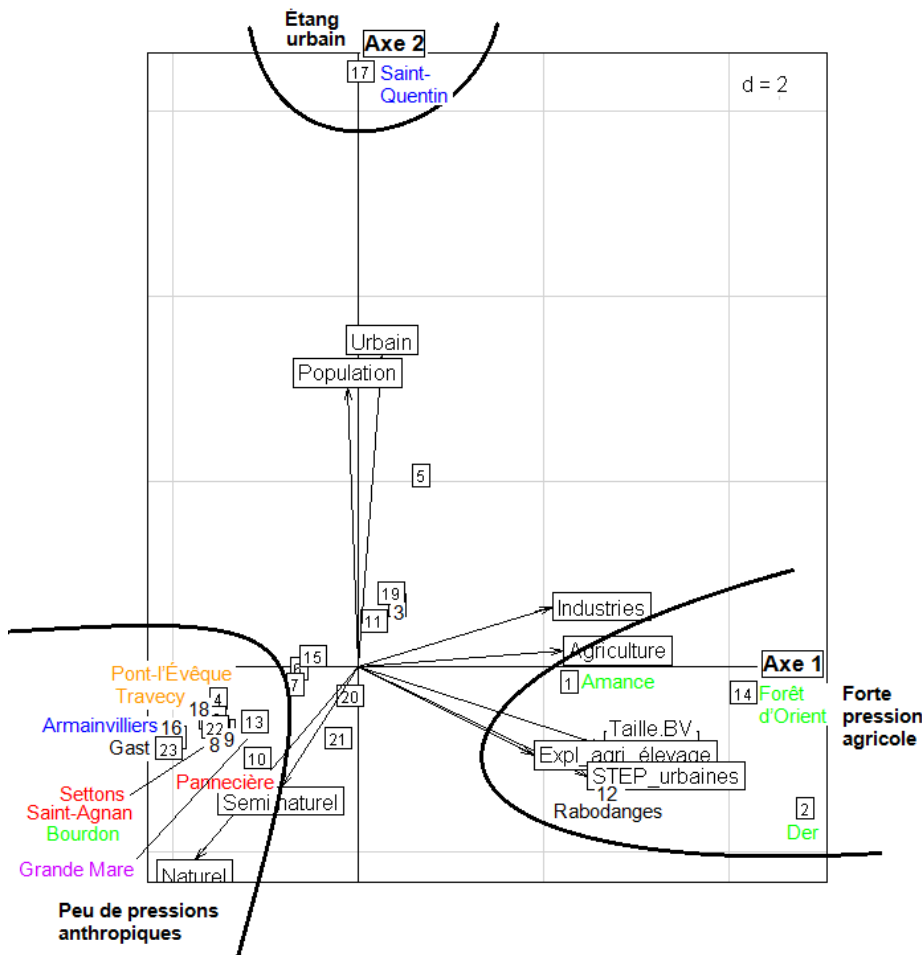


Axe 1 = 37,6 % de l'inertie ;
Axe 2 = 26,9 % de l'inertie.

Cercle de corrélation des variables :



Positionnement des plans d'eau :



Légende :

5 Numéro du plan d'eau

Types de plans d'eau :

A13a A6b

A16 A7b

A5 N12

Numéros des plans d'eau : voir annexe 3 et planches

NOEC invertébrés = 0,08 µg/L, CE50 invertébrés = 0,2 µg/L) et font partie des substances dangereuses prioritaires de la DCE (AESN – Eau et santé, 2008). Les HAP peuvent provenir de rejets industriels et routiers, notamment pour Saint-Quentin, qui se situe en zone très urbaine. Les deux plans d'eau sont déclassés par IPL (moyen), la gravière par IOBL (moyen) : ces substances pourraient en être la cause.

Ces résultats sont toutefois dotés d'un faible niveau de confiance, lié d'une part aux limites de quantification, et d'autre part parce que tous les polluants n'ont pas toujours pu être analysés.

II. Pressions polluantes du bassin versant

1. Pressions diffuses et ponctuelles du bassin versant

L'inventaire des pressions des bassins versants des plans d'eau RCS est indiqué sur la Planche 4.

L'ACP réalisée sur ces données (Figure 7) différencie clairement les trois types d'occupation du sol du bassin versant des plans d'eau : les milieux naturels et semi-naturels (dont conifères) en bas à gauche du graphe, les terres urbaines (normalement associées à la densité de population, qui se concentre dans les villes : $R^2 = 0,71$) en haut (axe 2), et les terres agricoles (dont culture intensive), corrélées à la taille du bassin versant ($R^2 = 0,25$) à droite (axe 1). Toutes les pressions ponctuelles, industries, exploitations agricoles et ateliers d'élevage et stations d'épuration (STEP) urbaines, sont corrélées positivement à ces derniers éléments sur l'axe 1. On aurait pu s'attendre à une corrélation des industries et des stations d'épuration urbaines avec le taux de recouvrement des terres urbaines sur le bassin versant ($R^2 = 0,03$), mais le nombre de pressions ponctuelles semble surtout lié à la place disponible sur le bassin versant (R^2 autour de 0,12).

On peut donc dire que l'axe 1 montre une opposition dans les terres perméables entre milieux semi-naturels (à gauche) et agriculture (à droite), en lien avec une augmentation de la taille du bassin versant ; l'axe 2 reflète le pourcentage de terres urbaines, imperméables (qui augmente vers le haut).

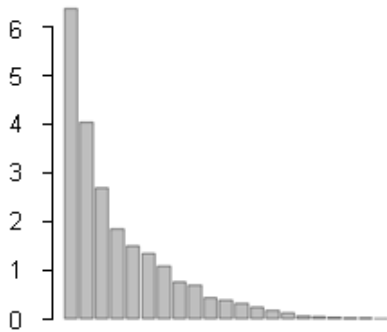
Certains plans d'eau se ségrègent bien sur le graphe en fonction des types de pressions de leur bassin versant. En haut, l'étang de Saint-Quentin se distingue nettement de tous les autres par son contexte fortement urbain : il présente en effet le plus fort taux de recouvrement des terres urbaines et autres terres artificielles (66,5 %) et la plus forte densité de population (2500 à 5000 hab/km²). Les plans d'eau de droite, à savoir les barrages en dérivation sur le bassin de la Seine et Rabodanges, dont les tributaires drainent un grand bassin versant (1000 à 3000 km²), sont tous caractérisés par une très forte pression agricole (38 à 48 % du bassin versant, majoritairement en culture intensive), ainsi que de nombreuses pressions ponctuelles de toutes sortes. Enfin, en bas à gauche de la projection sont regroupés divers plans d'eau de types et situations différentes, caractérisés par de très fort taux de recouvrement des terres naturelles (forêts de feuillus, prairies, zone humides et surfaces en eau : 57,5 à 93,5 %), une pression de conifères globalement moyenne (0 à 36 %), et peu d'agriculture (< 10 %) ou de pressions ponctuelles d'aucune sorte, sur un petit bassin versant (< 50 km², sauf Pannecièrre : 216 km²) : ce sont notamment des plans d'eau de tête de bassin (Morvan) et des gravières (peu influencées par le cours d'eau) ou étangs.

2. Origine des pollutions

Des hypothèses concernant l'origine des déclassements des plans d'eau sont émises sur la base des données bibliographiques (Planche 4). Les eaux usées domestiques, effluents urbains de stations d'épuration,

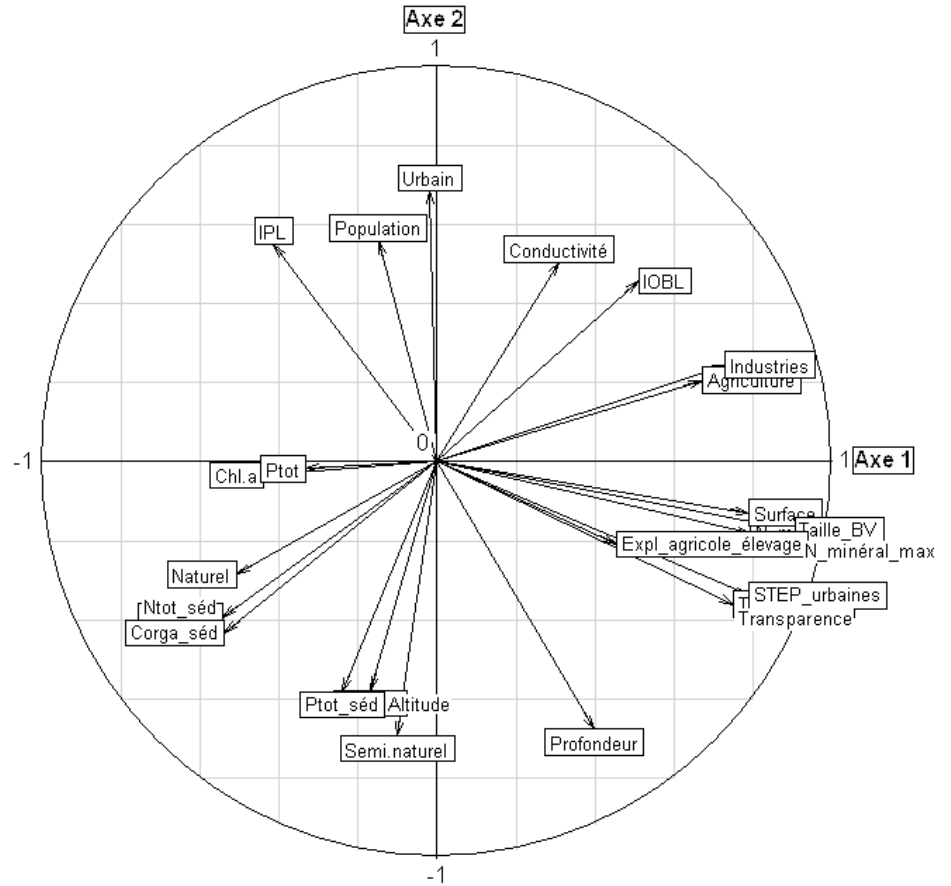
Figure 8 : ACP de synthèse pressions-pollutions

Histogramme des valeurs propres des axes :

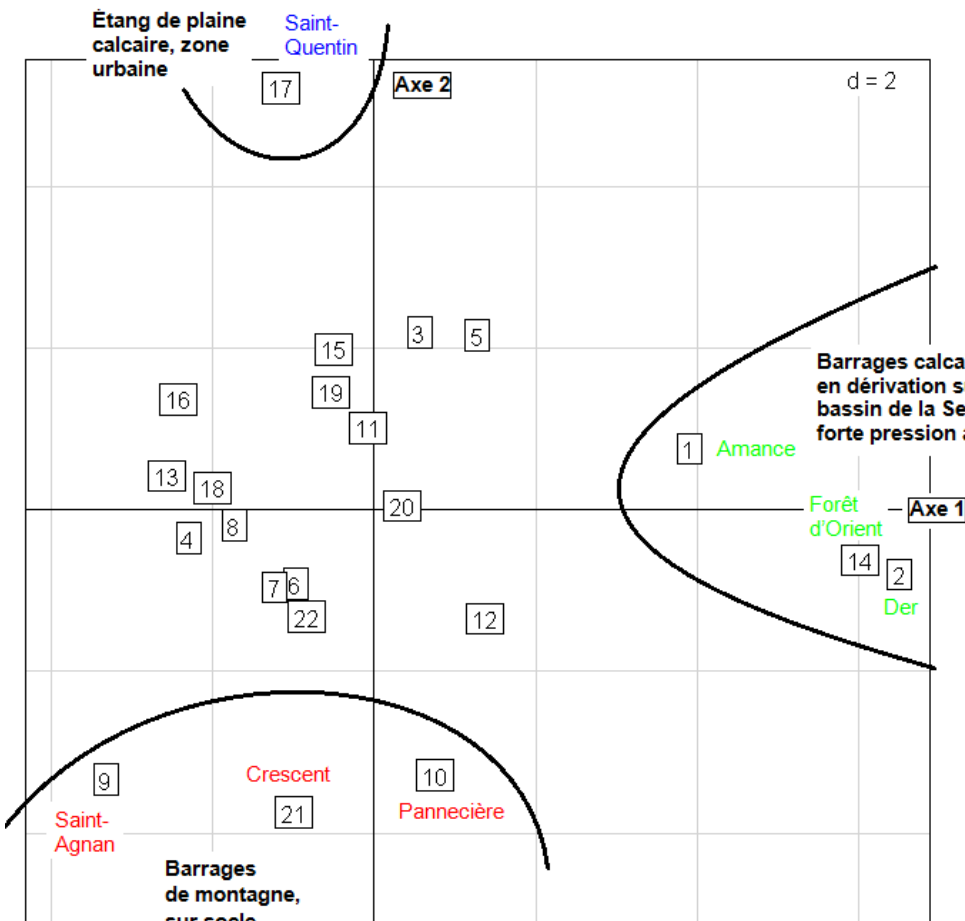


Axe 1 = 29 % de l'inertie ;
Axe 2 = 18,4 % de l'inertie.

Cercle de corrélation des variables :



Positionnement des plans d'eau :



Légende :

5 Numéro du plan d'eau

Types de plans d'eau :

- A13a
- A16
- A5
- A6b
- A7b
- N12

Numéros des plans d'eau : voir annexe 3 et planches

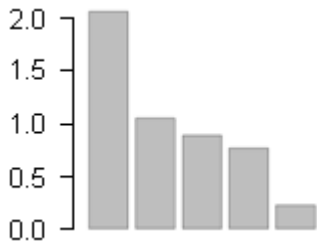
sont riches en germes fécaux, produits détergents, matières organiques et sels minéraux, notamment phosphore (aujourd'hui très réduit suite à l'interdiction de ce nutriment dans les lessives). En zone urbaine, le ruissellement des eaux de pluie ou de lavage des rues les charge fortement en polluants (usure des pneus, hydrocarbures), qui s'accumulent avant qu'elles rejoignent les masses d'eau. Les pollutions industrielles peuvent être de natures très différentes : matières organiques (notamment en agro-alimentaire), graisses, hydrocarbures, détergents, métaux, acides, bases, produits chimiques, toxiques, eau chaude des circuits de refroidissement, matières radioactives, débris... Enfin, les pollutions agricoles sont principalement dues aux engrais, qui enrichissent les eaux de surface et souterraines en azote et phosphore, et aux produits phytosanitaires, pesticides, herbicides, insecticides, fongicides, de différentes formules chimiques et qui peuvent, de par leur caractère biocide, être toxiques pour tous les êtres vivants ; les principaux vecteurs de pollution sont l'érosion et le lessivage des sols agricoles (pollution diffuse) et le transfert des substances dans le sol jusqu'à la nappe, ainsi que les effluents d'élevage. L'épandage de boues de traitement d'épuration peut également être source de nombreuses pollutions, notamment aux métaux (Gaujous 1995, Leroy 1992).

Afin de préciser ces hypothèses par rapport aux pollutions observées dans les plans d'eau du bassin, nous avons réalisé une ACP et des études de corrélations linéaires sur les données d'état écologique du plan d'eau et de pressions diffuses et ponctuelles du bassin versant, avec quelques paramètres supplémentaires caractérisant le fonctionnement écologique lacustre (Figure 8) : surface, profondeur (qui conditionne la possibilité de mise en place d'une stratification thermique et oxygénique estivale), minéralisation des eaux et stocks en carbone organique, azote global et phosphore total des sédiments (qui influent sur la vie des animaux benthiques et sur le phytoplancton en cas de relargage). Le barrage du Gast a été retiré de l'analyse, ses sédiments n'ayant pas pu être analysés.

Cette ACP montre plusieurs grandes tendances. On observe une distinction nette entre les milieux de plaine agricole (à droite) et urbain (en haut), et les milieux naturels ou semi-naturels d'altitude (en bas). D'une part, la concentration de N minéral dans l'eau est corrélée sur l'axe 1 à la taille du bassin versant ($R^2 = 0,63$) et à l'agriculture ($R^2 = 0,31$), ainsi qu'à toutes les pressions ponctuelles ($R^2 = 0,32$ pour industries et exploitations agricoles, 0,5 pour les stations d'épuration urbaines). Cela semble donc confirmer un apport d'azote par l'agriculture et les eaux usées urbaines notamment à droite du graphique. On retrouve ici les 3 barrages en dérivation sur le bassin de la Seine, déclassés par N minéral, en relation avec un vaste bassin versant (1600 à 3000 km²) où la pression agricole est très prégnante (38 à 48 %) et où se sont développées de nombreuses pressions ponctuelles anthropiques de toutes sortes (agricoles, industrielles et urbaines). Mais malgré cette forte pression agricole, ces plans d'eau ne présentent pas de problème biologique (azote non limitant). Au contraire, il n'existe pas de corrélation de ces pressions agricoles et ponctuelles avec le phosphore du plan d'eau (R^2 proches de 0). L'IPL semble corrélé à l'urbanisation et à la population du bassin versant sur l'axe 2 (phytoplancton de moins bonne qualité dans les milieux peuplés, $R^2 = 0,14$ et 0,06), mais on ne peut pas mettre en évidence de corrélation positive entre P et IPL ou la concentration en chlorophylle *a*, ni entre P et les terres urbaines ou la population (R^2 proches de 0). Sur l'axe 2, IPL s'oppose à la profondeur du plan d'eau (qui peut être responsable d'une dilution, $R^2 = 0,21$), à l'altitude ($R^2 = 0,01$) et aux milieux semi-naturels ($R^2 = 0,15$) : cela est lié à l'absence de pressions anthropiques dans les reliefs (où les plans d'eau, en général de barrage, sont plus profonds), qui ne dégrade donc pas la qualité du peuplement microalgal. En haut du graphe, l'étang urbain de Saint-Quentin présente en effet un fort IPL (58), indicateur d'un milieu eutrophe. Sa concentration en chlorophylle *a* est toutefois bonne, ce qui pourrait être le signe de la pollution du milieu (présence de genres de microalgues résistants à la pollution) : son état chimique est

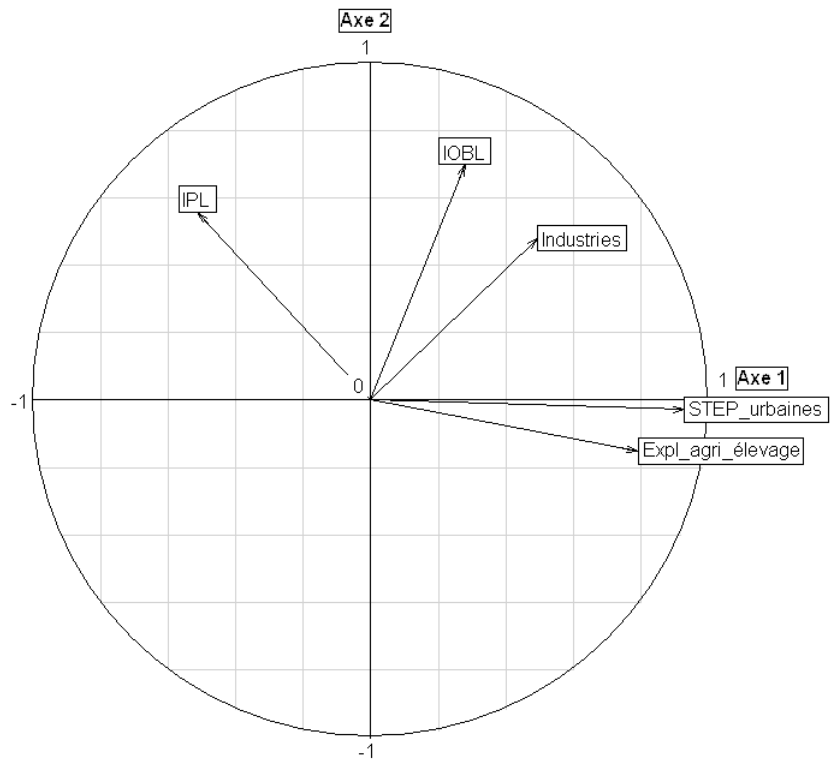
Figure 9 : ACP des 45 plans d'eau du bassin Seine-Normandie

Histogramme des valeurs propres des axes :

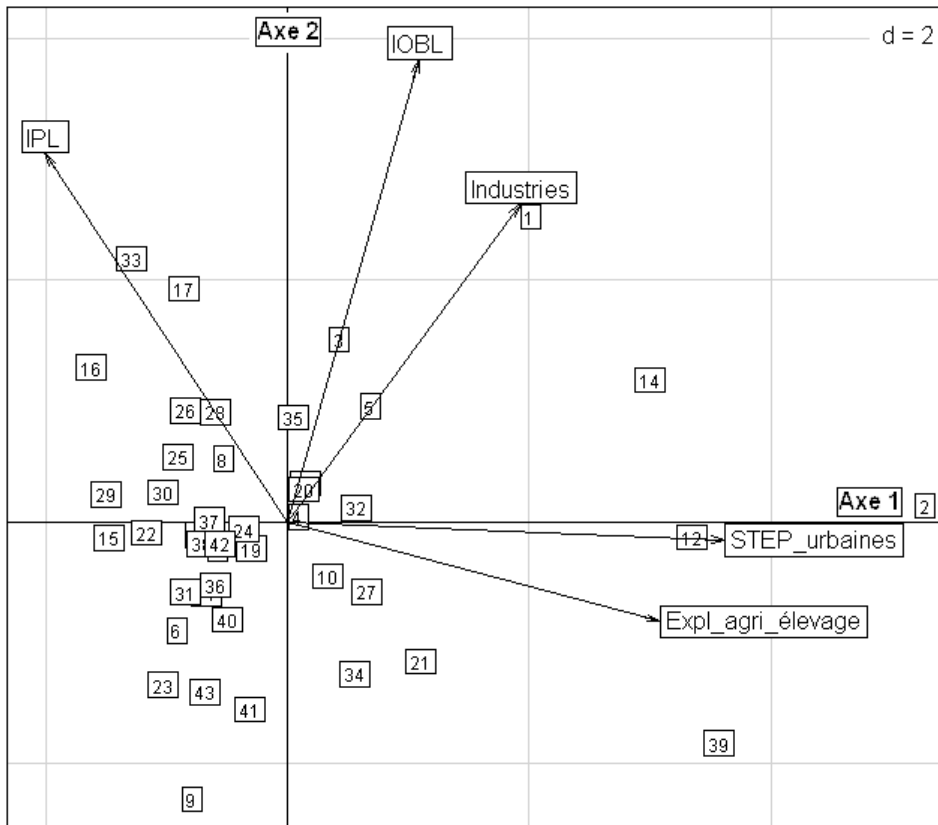


Axe 1 = 41,4 % de l'inertie ;
Axe 2 = 21 % de l'inertie.

Cercle de corrélation des variables :



Positionnement des plans d'eau :



Numéros des plans d'eau :
voir annexe 3 et planches

effectivement mauvais, déclassé par des HAP pyrolytiques. Provenant sans doute de cheminées d'usines proches et de la circulation automobile, ils peuvent agir sur les communautés de microalgues en éliminant les plus sensibles et laissant ainsi la place aux autres pour se développer.

D'autre part, l'IOBL semble s'opposer aux tendances du phytoplancton, notamment la chlorophylle *a* ($R^2 = 0,12$) : plus le milieu est eutrophe, plus la respiration algale asphyxie le milieu, dégradant les conditions de vie des oligochètes (à l'interface eau-sédiment). Ces animaux sont également corrélés positivement à la conductivité (minéralisation) de l'eau ($R^2 = 0,24$), et négativement aux teneurs en nutriments du sédiment ($R^2 = 0,17$ avec C, 0,13 avec N, 0,1 avec P), ainsi qu'aux milieux semi-naturels et à l'altitude ($R^2 = 0,12$ et 0,25 respectivement). De manière plus surprenante, il semble corrélé au taux de recouvrement de l'agriculture sur le bassin versant ($R^2 = 0,06$) et aux pressions ponctuelles industrielles ($R^2 = 0,26$). La répartition des oligochètes est en fait liée à leurs exigences de vie : ils se développent mieux en eaux minéralisées dans un sédiment riche en carbonates et pauvre en matière organique (Aquascop, 2010), donc en plans d'eau situés en plaine calcaire (où se développent l'agriculture et les villes, avec les activités industrielles), malgré le développement plus important du plancton et les sources de pollution anthropiques. Les bassins versants d'altitude apportent trop peu de minéraux (socle granitique dans le Morvan). En bas du graphe se trouvent ainsi les barrages de tête de bassin du Morvan, Saint-Agnan, Pannecière et Crescent, déclassés par IOBL (la présence de polluants, arsenic et HAP, dans les sédiments des deux premiers peut aussi l'expliquer), alors que les plans d'eau de droite montrent une faune benthique de bonne qualité, en lien avec le milieu calcaire, malgré la pollution chimique par des composés du TBT (Amance et Der), provenant sans doute de la peinture des bateaux sur le lac, ou des diphenyléthers bromés (Forêt d'Orient), probablement originaire d'une des nombreuses industries du bassin versant ou de stations d'épuration urbaines.

L'axe 1 correspondrait donc à la taille du bassin versant, conditionnant le taux de recouvrement de l'agriculture (et donc à l'apport d'azote) et le nombre de pressions ponctuelles anthropiques (agricoles, industrielles et urbaines), qui augmentent vers la droite du graphique. L'axe 2 symboliserait encore le niveau d'artificialisation / imperméabilisation des terres, qui augmente du bas (milieux semi-naturels d'altitude) vers le haut (terrains urbains peuplés). La plupart des plans d'eau, répartis au milieu du graphe, se trouvent dans des situations intermédiaires.

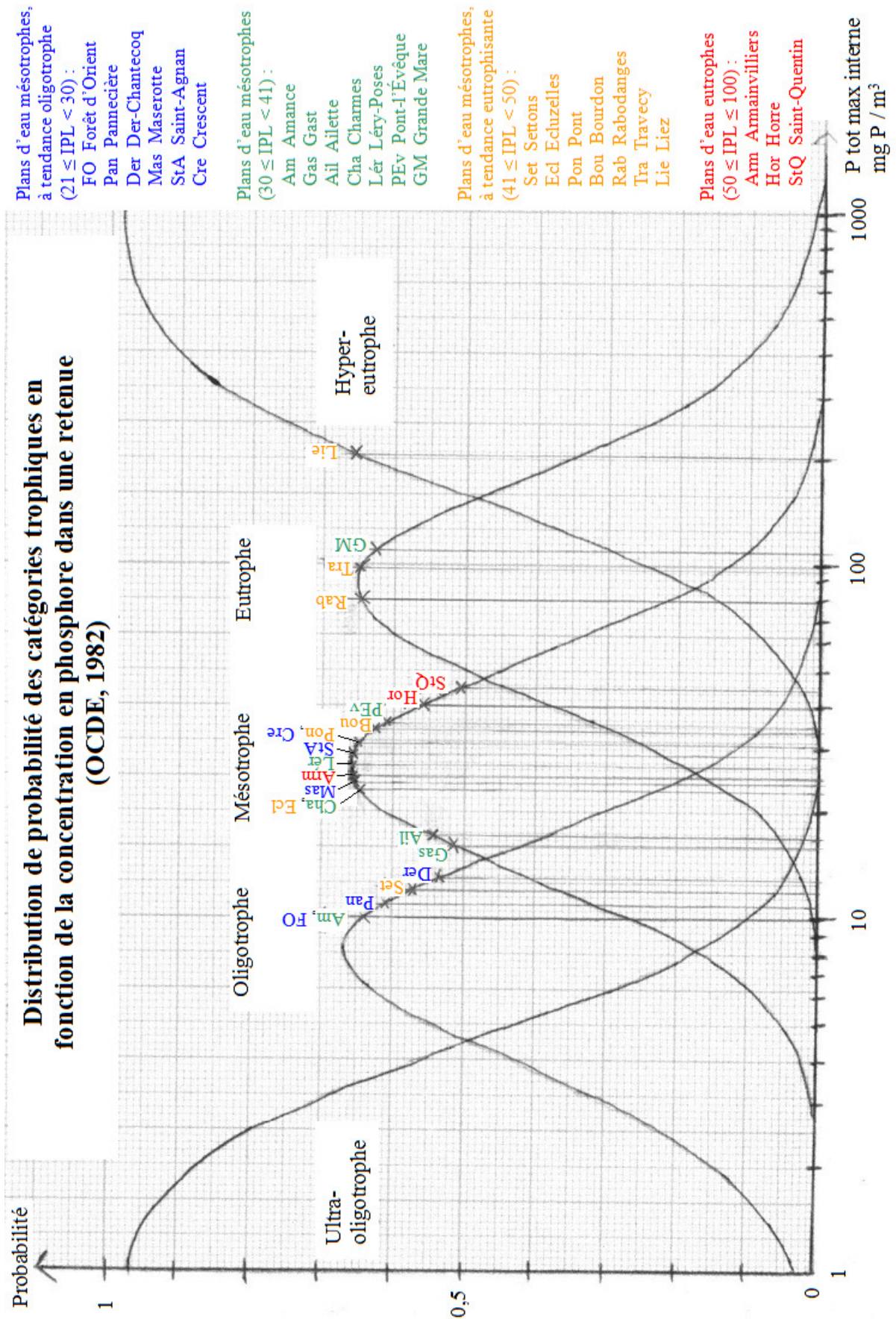
Il est à noter que le barrage de l'Ailette (n° 11), en position centrale sur les trois ACP, est déclassé par un herbicide, le 2,4 MCPA (ou sel de diméthylamine), appartenant à la famille des aryloxyacides (phytohormones), qui provient de l'agriculture fortement développée sur son bassin versant (47,5 %). Son état écologique n'est toutefois que peu déclassé.

3. Extrapolation aux plans d'eau non RCS

Nous disposons pour les plans d'eau ne faisant pas partie du RCS des données biologiques IPL et IOBL et des pressions anthropiques ponctuelles recherchées sur leur bassin versant (estimation, données non présentées). Une ACP a été réalisée sur ces quelques données (Figure 9), afin d'essayer de confirmer les grandes tendances sur l'ensemble du bassin Seine-Normandie quand à l'impact des pressions ponctuelles.

On constate en effet les mêmes orientations : les plans d'eau très soumis aux pressions anthropiques, notamment agricoles (barrages du Der (2), Rabodanges (12) et Vezins (39)), se regroupent sur la droite du graphe. En haut à droite, corrélé au nombre de sites industriels, se trouve le lac Amance (1), qui présente la meilleure qualité d'IOBL du bassin (14,9). Au contraire, en bas à gauche, les plans d'eau du Morvan (Saint-Agnan (9), Settons (22), Grosbois (41) et Cercey (43) présentent une faible qualité d'IOBL, due à leur

Figure 10 : Le modèle phosphore de l'OCDE (1982)



situation en milieu non calcaire. En haut à gauche se situent les plans d'eau isolés, subissant peu de pressions anthropiques, mais eutrophes : les étangs d'Armainvilliers (16) et Saint-Quentin (17) et la gravière de la Grande Paroisse (33). La majorité des plans d'eau se trouvent encore une fois en situation intermédiaire, signe de la variété des situations. Le manque de données ne permet pas d'aller réellement plus loin dans l'interprétation.

III. Le cas particulier de l'eutrophisation par le phosphore

1. Le modèle statique de l'OCDE

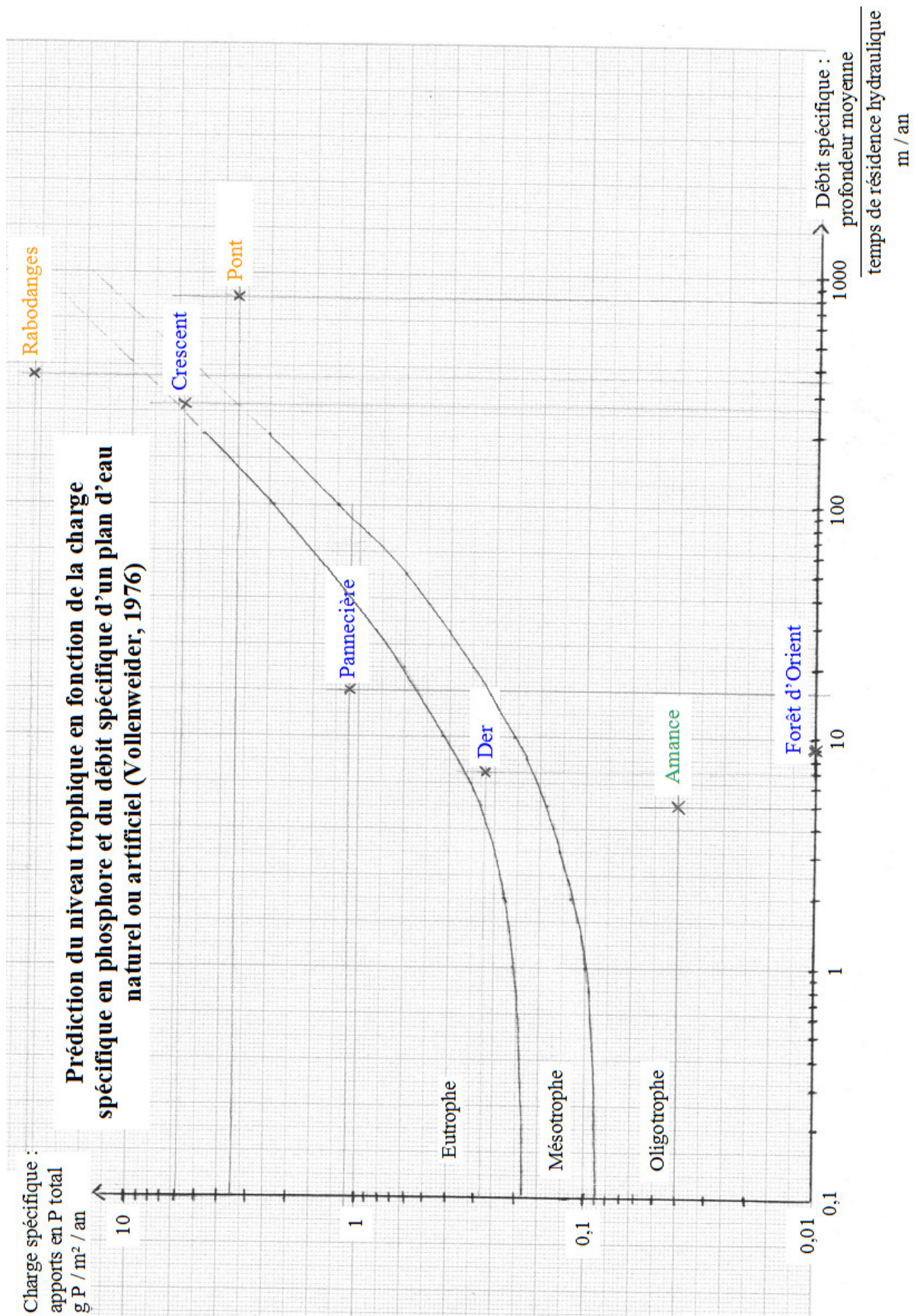
Le modèle phosphore de l'OCDE donne la probabilité des catégories trophiques pour un plan d'eau uniquement en fonction de sa concentration interne maximale en P total. Nous avons testé ce modèle sur les 23 plans d'eau RCS du bassin (Figure 10). Globalement, la prédiction s'accorde avec le statut donné par l'indice planctonique IPL : les plans d'eau mésotrophes à tendance oligotrophe (en bleu) se trouvent plus à gauche du graphe, les eutrophisants (orange) et eutrophes (rouge) plus à droite, et les mésotrophes, en vert, se répartissent sur la courbe centrale. On note toutefois que l'adéquation n'est pas parfaite, avec quelques exceptions remarquables.

Pour les plans d'eau à tendance eutrophe à la fois selon leur IPL et leur concentration en P (la Horre, Saint-Quentin, Rabodanges, Travecy et la Liez, à droite sur le graphe), on peut inférer une corrélation entre ces deux paramètres, et dire que leur statut trophique est bien dû au phosphore : dans ce cas, une diminution de leur concentration en P par une diminution des apports pourrait faire baisser leur niveau trophique. Au contraire, le lac des Settons, oligotrophe par sa concentration en phosphore, présente un phytoplancton plutôt caractéristique d'un milieu eutrophe : la richesse nutritive n'est pas le seul facteur à entrer en compte. Sa situation dans le Morvan, sur socle granitique faiblement minéralisé, pourrait jouer un rôle : un faible apport en nutriments, provenant par exemple de la station d'épuration de Planchez (à 5 km), suffirait à provoquer un développement phytoplanctonique. On note également que le barrage de la Liez est classé hypereutrophe par le phosphore ; or son IPL, s'il indique bien un milieu mésotrophe à tendance eutrophisante (41), reste tout de même limité par rapport au potentiel de développement avec cette teneur en nutriment : le phytoplancton est donc limité, peut-être par le faible temps de séjour hydraulique du plan d'eau (< 2 mois), qui ne permet pas un établissement durable des communautés de microalgues.

2. Le modèle dynamique de Vollenweider

Le modèle de Vollenweider est une approche plus dynamique de l'état trophique des plans d'eau. Il utilise les apports en phosphore par les tributaires (apports majoritaires) et des caractéristiques du fonctionnement écologique du lac : sa profondeur (stratification) et son temps de séjour hydraulique (dont le rapport détermine le débit spécifique). Seuls quelques plans d'eau ont pu être testés ici (Figure 11) : ceux pour lesquels on dispose de données de suivi des tributaires pour le phosphore (les étangs, alimentés par des sources, sont de fait exclus de l'analyse) et dont on connaît le temps de séjour hydraulique (données Aquascop). Les gravières n'ont pas pu être analysées, car il faudrait pouvoir évaluer les apports de la nappe avec laquelle elles sont en contact. Il n'est donc pas possible d'évaluer la performance du modèle sur le bassin Seine-Normandie à partir d'un aussi faible échantillon de plans d'eau.

Figure 11 : Le modèle phosphore de Vollenweider (1976)



Les barrages du Der, Pannecière et Crescent, mésotrophes à tendance oligotrophe selon leur IPL (< 30), se situent, grossièrement, dans la zone médiane du graphe, indiquant un statut mésotrophe. Le Crescent se distingue des deux autres par son temps de résidence très court (19 jours contre 1 an) qui semble limiter l'eutrophisation malgré une concentration de phosphore interne déclassante (état moyen : 0,031 mg P/L), et un apport par les tributaires non négligeable (5,94 g/m²/an). Les deux premiers, au contraire, présentent un très bon état quant au paramètre phosphore, lié à un plus faible apport externe (0,28 et 1,1 g/m²/an), ce qui limite d'autant le développement planctonique malgré un long temps de séjour qui tendrait à le favoriser.

À l'extrême droite et en haut du graphe se trouvent deux plans d'eau à tendance eutrophisante : les barrages de Rabodanges et de Pont. Malgré un faible temps de séjour (quelques jours), ils présentent un IPL assez fort, en partie lié à leur concentration interne en P, déclassante (état médiocre et moyen), due à des apports relativement importants (26,7 g/m²/an pour Rabodanges, 3,5 g/m²/an pour Pont). Le plan d'eau de Rabodanges étant prédit eutrophe, on en conclut une adéquation avec son état trophique réel : une réduction des apports en phosphore pourraient alors contribuer à faire baisser son niveau trophique.

Les deux plans d'eau prédits oligotrophes, les lacs de la Forêt d'Orient et Amance, bénéficient de ce statut grâce à un très faible apport en P externe (0,04 et 0,0014 g/m²/an). Leur concentration en P interne est en très bon état, ce qui concorde bien. Le lac Amance est toutefois catégorisé par son IPL comme mésotrophe, mais il reste suffisamment bas pour confirmer la prédiction.

IV. Ébauches de programmes de mesures

Afin de proposer les mesures nécessaires à l'amélioration de l'état des plans d'eau, pour se conformer aux objectifs de la DCE, nous nous sommes basés sur l'existence de déclassements écologiques et chimiques explicables par des pressions de pollutions du bassin versant. Il s'agit alors de proposer des actions spécifiques pour réduire les effets de ces pressions sur la masse d'eau.

Comme dit précédemment, nous ne pouvons dans le cadre de ce mémoire proposer des mesures que pour les thèmes réduction des pollutions ponctuelles et diffuses du PDM de Seine-Normandie (Figure 12). Chaque thème comprend des mesures génériques à adapter en fonction de la situation locale : n'ayant pas assez d'informations sur les différentes pressions que subit chaque plan d'eau, il n'a été possible de proposer que ces mesures générales (voir Planche 5).

Le thème de réduction des pollutions ponctuelles comprend des mesures relatives à l'assainissement des collectivités, par rapport aux eaux usées et pluviales. Pour le traitement des premières, il est proposé de créer des stations d'épuration ou de les améliorer, ainsi que les réseaux d'assainissement et les installations individuelles, tout en améliorant la gestion de ce traitement. Les eaux pluviales se chargent de polluants en ruisselant sur le sol urbain imperméable (hydrocarbures, métaux lourds, nutriments, micropolluants organiques, particules organiques ou minérales, microorganismes, Dorioz 2008) : si ces polluants se retrouvent dans les masses d'eau, une amélioration de leur gestion et traitement par les collectivités est nécessaire, ainsi qu'une incitation à limiter les usages de pesticides par les collectivités et les particuliers. D'autres rejets ponctuels importants susceptibles de produire une vaste gamme de substances sont ceux des industries et de l'artisanat : ils font l'objet de mesures visant à réduire les polluants chroniques et à prévenir les pollutions accidentelles, incluant des mesures de gestion (raccordement au réseau urbain). Une réhabilitation des sites pollués est également prévue. L'élevage enfin est responsable de rejets (matières

Figure 12 : Le PDM Seine-Normandie (2010)

Mesures génériques du bassin	
THÈME 1 : réduction des pollutions ponctuelles (défis 1, 3 et 4 du SDAGE)	ASSAINISSEMENT DES COLLECTIVITES : EAUX USEES
	01. Création de station d'épuration (STEP) 02. Amélioration des traitements et/ou des capacités des STEP 03. Entretien et amélioration du fonctionnement de STEP 04. Animation, contrôle ou gestion / planification de l'assainissement des eaux usées 05. Amélioration des réseaux d'assainissement d'eaux usées 06. Amélioration de l'assainissement non collectif
	ASSAINISSEMENT DES COLLECTIVITES : EAUX PLUVIALES
	07. Amélioration de la gestion et du traitement des eaux pluviales des collectivités 08. Limitation des usages de pesticides par les collectivités et particuliers
	REJETS DES INDUSTRIES ET DE L'ARTISANAT
	09. Réduction des rejets polluants chroniques de l'industrie et de l'artisanat 10. Maintien et fiabilisation du niveau d'épuration des rejets polluants industriels 11. Maîtrise des raccordements aux réseaux d'assainissement urbain 12. Prévention de pollution accidentelle (y compris pluviale) d'origine industrielle ou artisanale 13. Réhabilitation de sites pollués 14. Animation, diagnostic, suivi, connaissance des pollutions industrielles
	REJETS DES ELEVAGES
	15. Amélioration de la gestion des effluents d'élevage
THÈME 2 : réduction des pollutions diffuses (défis 2, 3, 4 et 5 du SDAGE)	APPORTS DE FERTILISANTS ET PESTICIDES AGRICOLES
	16. Réduction des apports en pesticides agricoles par le renforcement des bonnes pratiques 17. Diminution des pertes de pesticides lors des manipulations 18. Réduction des apports en fertilisant par le renforcement des bonnes pratiques agricoles 19. Suppression ou réduction forte des pesticides et/ou fertilisants : conversion agriculture biologique, herbe, acquisition foncière, ... 20. Diagnostic, animation, suivi ou contrôle concernant les pratiques agricoles
	TRANSFERTS DES POLLUTIONS DIFFUSES AGRICOLES
	21. Couverture des sols pendant l'interculture (CIPAN) 22. Création et entretien de bandes enherbées le long des rivières 23. Développement d'aménagements et de pratiques agricoles réduisant les pollutions par ruissellements, érosion ou drainages 24. Diagnostic, animation, suivi concernant le ruissellement et l'érosion des sols agricoles

organiques), pour lesquels l'unique mesure du PDM propose d'améliorer la gestion. Ces mesures seront proposées si de telles pressions sont présentes sur le bassin versant, en cas de déclassements dus au phosphore (stations d'épurations urbaines et rejets d'élevage), à l'azote (idem) ou à des polluants chimiques (stations d'épuration urbaines ou industries, plan d'eau en zone urbaine : Saint-Quentin, récepteur d'eaux pluviales).

Le thème de réduction des pollutions diffuses porte exclusivement sur l'agriculture. D'une part, une réduction des apports en pesticides et en fertilisants est préconisée par le suivi de bonnes pratiques agricoles, voire une conversion à l'agriculture biologique, accompagnée d'une réduction des pertes lors des manipulations. D'autre part, l'érosion des sols agricoles, le ruissellement et le drainage peuvent engendrer des transferts de pollutions de manière diffuse. Diverses mesures sont proposées pour remédier à cette érosion : la mise en place d'aménagements et de pratiques agricoles, telles qu'une couverture des sols pendant l'interculture (également pour puiser les nutriments du sol) ou la création de bandes enherbées notamment le long des rivières pour stabiliser les sols. Ces mesures concerneront les plans d'eau dont le bassin versant présente un fort taux de recouvrement agricole, comme les lacs-réservoirs du bassin de la Seine, déclassés par l'azote minéral, provenant sans doute des engrais.

Sur certains plans d'eau, des problèmes biologiques existent qui ne sont pas liés à des déclassements physico-chimiques ou chimiques de l'eau. Le plan d'eau ne fonctionne donc pas de manière optimale : cela peut être dû à un simple effet milieu (peu d'oligochètes en eau faiblement minéralisée), ou être le signe de la présence de polluants dans l'eau. Tous n'ont en effet pas toujours été analysés. Dans ce cas, on peut proposer des mesures sur les éventuelles pressions urbaines et industrielles présentes sur le bassin versant. À l'inverse, si un plan d'eau est déclassé uniquement par des paramètres abiotiques, sans que la biologie en soit affectée, il peut exister un risque qu'il se dégrade dans le futur, il est donc nécessaire de proposer les mesures adéquates pour y remédier. Dans tous les cas, chaque fois qu'il y a des déclassements, il convient de prendre des mesures curatives pour rétablir l'état écologique et chimique.

Il faut toutefois garder à l'esprit que les sédiments peuvent stocker des nutriments pouvant être relargués en anoxie : en particulier, le phosphore minéral, lié de manière très forte aux atomes d'aluminium ou de fer ferrique dans le sédiment, pourra être libéré plus facilement sous forme de phosphate dans la colonne d'eau si l'eau interstitielle devient anoxique, par réduction de Fe^{3+} en Fe^{2+} , ce qui fragilise la liaison (Correll, 1998 ; Genkai-Kato et Carpenter, 2005). Le sédiment stocke également des polluants, qui pourraient autant que la dystrophie du milieu expliquer la mauvaise qualité de l'indice oligochètes.

Par exemple, les sédiments des barrages de la Liez et de Rabodanges présentent de très fortes teneurs en P total (environ 2,4 mg P/g), et sont conjointement déclassés par la concentration en P total de l'eau (respectivement 0,2 et 0,08 mg P/L). Si pour Rabodanges cela peut s'expliquer facilement par la très forte pression agricole sur le bassin versant (39 %, 90 exploitations), la teneur de l'eau de la Liez en phosphore est encore plus importante, alors que son bassin versant est sensiblement moins couvert par l'agriculture et compte peu d'exploitations agricoles (4). Dans ce deuxième cas, un relargage du phosphore par le sédiment est possible, entretenant l'eutrophisation (IPL = 41). Un relargage du phosphore en anoxie hypolimnique est également possible dans les plans d'eau de Charmes et Pont-l'Évêque (1,5 et 2 mg P/g), ainsi qu'à Saint-Agnan et Pannecière (1,4 et 1,2 mg P/g).

D'autre part, les sédiments des barrages de Saint-Agnan, Pont, Pannecière et Bourdon contiennent des polluants, toxiques entre autres pour les invertébrés aquatiques, qui pourraient expliquer le mauvais état d'IOBL. Les deux premiers contiennent de l'arsenic (génétoxicité à effets cancérigènes et reprotoxiques, pouvant provenir d'utilisations variées : métallurgie, tannerie, biocides, combustion de combustibles fossiles

riches en As) ; Pannecièrre contient des HAP, et Bourdon un pesticide de la famille des triazines à effet herbicide, le terbuthylazine (les triazines perturbent la photosynthèse de manière non sélective, AESN – Eau et santé, 2008).

V. Discussion

1. *État écologique et chimique des plans d'eau*

L'état écologique des plans d'eau est évalué par une combinaison de paramètres relatifs à la biologie à la fois de la zone euphotique (phytoplancton) et de l'interface eau-sédiment (oligochètes benthiques notamment), et à la physicochimie de l'eau, à savoir les concentrations en nutriments azote et phosphore (les plus responsables de l'eutrophisation) et la transparence (qui est aussi une mesure du développement phytoplanctonique), ainsi que par la présence de polluants spécifiques de l'état écologique, substances dangereuses pour les milieux aquatiques car présentant des propriétés susceptibles de déstructurer la communauté (bioaccumulables, biomagnifiables, cancérigènes, mutagènes, perturbateurs endocriniens). Cette évaluation donne ainsi une vision globale du fonctionnement de l'écosystème, sur toute la hauteur de la colonne d'eau, incluant son état trophique et la possibilité de développement d'une faune diversifiée, via des indices intégrant l'oxygénation de l'eau et le niveau de polluo-sensibilité des organismes.

Ce diagnostic n'est toutefois pas complet. D'une part, l'IPL (indice planctonique), calculé sur tous les plans d'eau du bassin, n'avait été initialement prévu que pour les plans d'eau à stratification thermique estivale durable, donc profonds (Rolland et Jacquet, 2010) : cela peut poser des problèmes d'interprétation pour évaluer le niveau trophique des plans d'eau peu profonds (étangs très eutrophes par exemple). De plus, il nous a été impossible d'utiliser la concentration des plans d'eau en orthophosphates car les appareils de mesures n'étant pas assez précis, les valeurs sont toutes à la limite de quantification. Ce paramètre aurait pourtant pu être utile pour évaluer le niveau trophique des eaux, dans la mesure où ce sont la seule forme du phosphore assimilée par les producteurs primaires (Correll, 1998 ; Genkai-Kato et Carpenter, 2005). D'autre part, l'indice mollusques, qui complète les informations de l'IOBL par une mesure de la désoxygénation de l'hypolimnion, n'a pas pu être utilisé car les plans d'eau étudiés dépassent souvent ses conditions d'application (profondeur supérieure à 10 m, superficie inférieure à 500 ha). Enfin, les communautés de macrophytes et l'ichtyofaune, normalement inclus dans le programme de surveillance mais non encore dans les mesures nécessaires pour évaluer l'état du plan d'eau (arrêtés du 25 janvier 2010), auraient pu compléter ce diagnostic efficacement avec des mesures respectivement de l'état trophique et des conditions physico-chimiques et de pollution de l'eau. Des indices les concernant existent en rivière : l'indice poisson rivière (IPR) mesure l'écart entre le peuplement de poissons observé et celui théoriquement attendu dans le même type de rivière en conditions naturelles (www.surveillance.eaufrance.fr) ; l'indice biologique macrophytique en rivière (IBMR) traduit le statut trophique de la masse d'eau lié à des teneurs en ammonium et orthophosphates et à des pollutions organiques en se basant sur une mesure de l'abondance de certains taxons prédéfinis caractérisés notamment par un coefficient de sténoécie (hydrobio-dce.cemagref.fr). Sur ce modèle, un IBML est actuellement en préparation en France pour le milieu lacustre.

L'évaluation de l'état chimique des plans d'eau est également incomplète : un faible niveau de confiance lui est attribué sur les 23 plans d'eau étudiés car tous les polluants n'ont pas toujours pu être testés. De plus, les métaux lourds ont dû être ôtés de l'analyse de l'état chimique et des polluants spécifiques de

l'état écologique car ils ont été dosés de manière non protocolaire (sur eau brute comme les autres polluants, et non sur eau filtrée), les valeurs de concentration sont donc faussées, d'autant qu'il existe pour les métaux un fond géochimique naturel dans les eaux pouvant être important (1 à 8 µg/L pour Zn, 0,2 à plus de 3 µg/L pour Cu, 0,1 à 4 µg/L pour As, AESN 2010).

Enfin, il faut bien garder à l'esprit que l'évaluation de l'état des plans d'eau présentée ici est une synthèse : elle ne donne qu'une valeur pour tout le plan d'eau représentative d'une année. Cela ne permet donc pas de visualiser d'éventuelles particularités locales, notamment pour les plans d'eau de grande surface (ex. Der), susceptibles d'être hétérogènes. De plus, cet état n'est qu'une image de la situation de 2008 ou 2009 : il faudrait pouvoir le comparer aux données historiques pour voir s'il se confirme, si l'année d'analyse n'est pas exceptionnelle. Des pressions externes, telles que climatiques, peuvent en effet faire évoluer l'état du plan d'eau indépendamment de toute action entreprise pour l'améliorer : une sécheresse prolongée (été 2003, printemps 2011) ou au contraire de fortes précipitations qui lessiveraient les sols, ont des impacts à court terme sur la qualité des eaux (concentration des polluants par exemple) et leur quantité (niveau remplissage des réservoirs par les tributaires, très sensibles en altitude). En outre, la situation évolue dans le temps, au gré des grandes tendances climatiques, du renouvellement de la masse d'eau ou de l'évolution de l'occupation des sols (boisement, agriculture, zones urbaines), qui influent durablement sur les apports de molécules et particules aux eaux, et donc sur leur qualité (Roche et al., 2005). L'état des masses d'eau dépend ainsi de nombreux facteurs agissant à différentes échelles spatiales et temporelles. Par rapport aux objectifs de bon état de la DCE, il faut donc bien intégrer fait que « tout état d'une masse d'eau s'inscrit dans une dynamique de systèmes écologiques emboîtés [...] dont il faut tenir compte pour orienter un système donné vers une configuration désirable ou [...] l'écarter d'une configuration indésirable. » (Roche et al., 2005).

2. Recherche des pressions sur le bassin versant

Les pressions se situant sur le bassin versant des plans d'eau ont été d'une part recensées sur l'application SitOuRef de l'AESN (pressions ponctuelles), et d'autre part caractérisées par les données des monographies réalisées par Aquascop (modes d'occupation des sols). Globalement, comme cela a été mis en évidence par l'ACP et les données de corrélation linéaire, on peut dire que la taille du bassin versant et l'altitude, liés, conditionnent la présence et le nombre de pressions anthropiques : les activités s'installent davantage en plaine, ou les bassins hydrographiques drainés sont par conséquent plus grands, et plus utilisés pour l'agriculture. Les plans d'eau de plaine subissent donc de nombreuses pressions de pollution, au contraire des plans d'eau d'altitude, où à cause du relief peu d'activités se sont implantées, à part les plantations de conifères pour la production de bois.

Concernant les pressions ponctuelles, il est à noter que SitOuRef ne comprend que les sites industriels, stations d'épuration, exploitations agricoles... déclarés et recensés par l'Agence. Ce sont les plus importantes, et représentent la quasi-totalité des pressions polluantes du bassin, mais certaines peuvent ne pas avoir été référencées : les résultats risquent donc d'être incomplets. Notamment, les petits rejets d'épuration individuels n'apparaissent pas, alors qu'ils pourraient poser problème, d'autant plus s'ils ne sont pas aux normes. Il faut noter aussi qu'il existe un effet utilisateur dans l'utilisation de cette base, l'hydrographie du bassin versant n'étant pas toujours clairement identifiable, notamment en plaine, lorsque l'on ne connaît pas bien le terrain.

3. Analyses statistiques

Nous avons utilisé l'analyse en composantes principales pour essayer d'expliquer les déclassements de l'état biologique des plans d'eau par les déclassements de la physico-chimie de l'eau, en lien avec la présence sur leur bassin versant de pressions anthropiques de nature industrielle, urbaine ou agricole. L'ACP est un traitement statistique multivarié qui présente l'avantage d'ordonner tous les paramètres entre eux sur un seul graphe, projection sur un plan de leurs interrelations. Elle permet ainsi de visualiser les grandes tendances dans les corrélations linéaires entre paramètres, montrant une certaine cohérence dans les données.

Nous avons ainsi pu mettre en évidence au moins pour quelques plans d'eau une différenciation nette entre trois types de milieux présentant trois situations écologiques différentes. Les milieux semi-naturels ou naturels d'altitude, caractérisés par des plans d'eau de barrage profonds, sont corrélés négativement avec l'IOBL. Les oligochètes préfèrent en effet les milieux de plaine calcaire, qui leur apportent une minéralisation de l'eau suffisante, malgré la présence plus importante de pressions anthropiques urbaines, agricoles et industrielles. Les milieux urbains peuplés sont ceux présentant les moins bonnes variables phytoplanctoniques IPL et chlorophylle *a* (corrélation positive), due à une concentration plus importante de l'eau en phosphore (eutrophisation). Enfin, les milieux agricoles, apportant de l'azote aux plans d'eau, sont pourtant les moins déclassés quant à la biologie. Au milieu s'étend toute une gamme de situations intermédiaires.

Ces corrélations, assez claires sur l'ACP, ne sont néanmoins pas toujours, voire rarement confirmées par les analyses de corrélation linéaire simple entre deux paramètres (coefficient R^2). Globalement, au contraire des ACP, elles ne montrent pas de relations claires entre les paramètres, avec des R^2 souvent éloignés de 1, voire très proches de 0. Par exemple, l'apparente corrélation entre IPL et P total n'est pas du tout confirmée par l'analyse de corrélation linéaire : $R^2 = 0,04$. Cela pourrait signifier que cette relation entre phosphore et croissance algale, par ailleurs démontrée expérimentalement et dans plusieurs lacs (Correll, 1998) est plus complexe, faisant intervenir d'autres paramètres. Notamment, un temps de résidence de l'eau suffisamment long, avec un faible hydrodynamisme, permet une installation durable du phytoplancton (Coulon, 2007). La présence et le taux de recouvrement des macrophytes peuvent également être un facteur important, influant négativement sur l'eutrophisation par absorption du phosphore, limitation de la pénétration de lumière dans la colonne d'eau et éventuellement en abritant du zooplancton (Genkai-Kato et Carpenter, 2005). La possibilité de remobilisation du stock de nutriments dans le sédiment notamment en cas d'anoxie de l'hypolimnion ou de brassage du fond (Correll, 1998 ; Genkai-Kato et Carpenter, 2005), pourrait également jouer un rôle en entretenant l'eutrophisation. Il existe donc un effet local, lié au milieu, non généralisable.

Au final, on ne peut pas dégager de relations claires entre les variables d'une part parce que l'on ne dispose pas d'un échantillon suffisant de plans d'eau, d'autre part parce que les relations sont multifactorielles. Par ailleurs, seuls quelques plans d'eau se distinguent bien des autres dans les analyses statistiques : cela est également dû en partie au fait que l'on travaille sur un nombre réduit d'individus, mais aussi reflète le fait que les conditions environnementales varient selon un gradient et non par sauts discrets. Les faibles coefficients de corrélation linéaires montrent d'ailleurs cette continuité des situations. C'est pourquoi il n'a pas été possible de généraliser les résultats obtenus aux plans d'eau ne faisant pas partie du RCS, pour lesquels on ne disposait que de peu de données.

Figure 13 : Détermination du niveau trophique du plan d'eau

OCDE : système à valeurs déterminées					
niveau de trophie	Ultraoligotrophe	Oligotrophe	Mésotrophe	Eutrophe	Hypereutrophe
Secchi (moy. annuelle)	≥ 12,0 m	≥ 6,0 m	6 à 3 m	3 à 1,5 m	≤ 1,5 m
P tot (moy. annuelle)	≤ 0,004 mg/l de P	≤ 0,010	0,010 à 0,035	0,035 à 0,100	≥ 0,100
Chl_a (moy. ann. euphotique)	≤ 1,0 mg/m ³	≤ 2,5 mg/m ³	2,5 à 8 mg/m ³	8 à 25 mg/m ³	≥ 25 mg/m ³

Tableau 6 : Valeurs limites des catégories trophiques pour 3 paramètres, suivant l'OCDE (1982)

(source : Barbe J., Lafont M., Mallet L., Mouthon J., Philippe M., Vey V., *Actualisation de la méthode de diagnose rapide des plans d'eau – Analyse critique des indices de qualité des lacs et propositions d'indices de fonctionnement de l'écosystème lacustre*, CEMAGREF, Lyon, 2003

4. État trophique

L'état trophique des plans d'eau a été évalué de deux manières : par la mesure de l'IPL, et par des prédictions basées sur le niveau du nutriment phosphore, limitant la croissance algale en eau douce, dans le plan d'eau-même ou dans ses tributaires. Les prédictions du modèle de l'OCDE, statique, rejoignent globalement le niveau de l'IPL, avec toutefois des exceptions notables dans le sens d'une sous-évaluation par le modèle (lac des Settons) ou d'une surévaluation (Grande Mare). Comme dit précédemment, ceci est le fait d'une origine multifactorielle du développement planctonique, qui n'est pas, selon l'analyse de corrélation, lié de manière linéaire au phosphore. Il faut de plus noter que l'IPL peut présenter une certaine imprécision : il considère en effet que toutes les espèces d'une même classe ont un poids écologique identique, or des espèces de statut oligotrophe et eutrophe sont fréquemment rencontrées au sein d'une même classe, comme c'est le cas chez les diatomées où tous les niveaux trophiques sont représentés (Rolland et Jacquet, 2011).

Sur le modèle de Vollenweider, seuls 7 plans d'eau ont été testés, ce qui ne permet pas de voir une adéquation claire entre ses prédictions et l'IPL. Nous avons en outre utilisé les débits des tributaires se situant juste à l'amont des plans d'eau, alors que la plupart des stations ESU suivies se trouvent beaucoup plus loin sur le bassin versant, généralement sur les cours d'eau les plus importants : cela peut induire un biais car les mesures de phosphore et débit ne sont pas faites au même endroit, d'autant plus si les tributaires directs des plans d'eau sont de petites rivières ou canaux (débit plus faible). Ce modèle, malgré son intérêt lié à son caractère dynamique, est donc assez imprécis du fait de l'absence de données adéquates.

Les modèles auraient également pu être comparés à d'autres paramètres de l'état écologique déterminant l'état trophique d'un plan d'eau, voire une combinaison de ces paramètres pour une évaluation plus précise (OCDE 1982, *in* Barbe *et al.*, 2003, Figure 13).

5. Programme de mesures

Pour finir, la proposition des programmes de mesures curatives spécifiques à chaque plan d'eau se base sur le lien entre pressions de pollution du bassin versant et déclassements de l'état de l'eau. On propose ainsi des mesures curatives de réduction des pollutions ponctuelles urbaines (stations d'épuration) et agricoles (ateliers d'élevage) en cas de déclassements par les nutriments, et une réduction des pollutions industrielles et urbaines si des produits chimiques sont retrouvés dans l'eau. Si le bassin versant est très agricole, des réductions de ces pressions diffuses sont proposées.

Ce ne sont que des mesures génériques, qu'il faudra adapter aux contextes locaux en fonction de l'écologie du plan d'eau et de l'intensité des pressions. Une analyse socio-économique devra également être entreprise, notamment une analyse de coût-efficacité des mesures, passant par une discussion concertée entre tous les acteurs concernés, élus, gestionnaires d'aménagements hydrauliques, agriculteurs, biologistes, etc.

Des mesures simplement curatives ne sont cependant peut-être pas suffisantes. Du fait de leur caractère d'eau stagnante, les plans d'eau sont très vulnérables aux dégradations, qui peuvent intervenir très rapidement, alors que la restauration du milieu prendra plusieurs années voire dizaines d'années à cause de sa résilience longue, ce qui la rendra coûteuse et gênante pour l'exercice des usages en place. C'est pourquoi il est tout aussi important de s'attacher à préserver les plans d'eau des pollutions, par des mesures préventives similaires à mettre en place sur les bassins versants de tous les plans d'eau, même en l'absence de déclassements biologiques. Il s'agit notamment de limiter les rejets de nutriments, le phosphore en particulier,

en généralisant la collecte et le traitement des eaux usées (raccordement des particuliers au réseau collectif), limitant les quantités d'engrais agricoles et traitant les déjections d'animaux d'élevage, et de développer le retraitement des déchets et des technologies industrielles peu polluantes. À ces mesures visant à améliorer l'état physico-chimique des eaux, il faut ajouter une nécessité de restaurer l'équilibre écologique du milieu, ce qui peut se faire en évitant d'artificialiser les rives, pour maintenir les zones humides à héliophytes (roselières : *Phragmites australis*, *Typha latifolia* et *angustifolia*, *Carex*, *Juncus*...). Pour les retenues, on peut envisager une adaptation des variations du niveau d'eau au rythme biologique de la faune, (contrôle de l'émersion des frayères pour la reproduction des poissons, niche des oiseaux, www.eaurmc.fr).

CONCLUSIONS

Ce travail a consisté en une synthèse de l'état écologique et chimique des plans d'eau du réseau de contrôle de surveillance du bassin Seine-Normandie, complétée par une enquête cartographique pour localiser les pressions anthropiques polluantes de leur bassin versant potentiellement responsables des dégradations observées. En particulier, nous avons pu mettre en évidence une diversité des situations en fonction des contraintes géographiques et des types de plan d'eau : les étangs sont sujets à l'eutrophisation, les plans d'eau d'altitude sur socle présentent une qualité dégradée de leur peuplement benthique, les gravières, en contact avec la nappe, sont surtout déclassées par la transparence de l'eau mais présentent assez peu de problèmes biologiques (état moyen), les plans d'eau de plaine agricole présentent souvent de fortes teneurs d'azote qui n'ont pas forcément de répercussion biologique. Ces situations ne sont bien sûr pas généralisables, les analyses statistiques ayant surtout mis en avant une continuité écologique sur le bassin, ainsi qu'une complexité du milieu lacustre. Au final, on constate une origine différenciée des pollutions en fonction des types de pressions, agricoles (nutriments), industrielles (polluants chimiques) ou urbaines (nutriments et polluants), mais les stations d'épuration urbaines ou industrielles jouent un rôle dans la plupart des déclassements écologiques. Cet état des lieux a permis de proposer quelques mesures curatives pour réduire les impacts de ces pressions sur les plans d'eau afin d'en améliorer l'état, pour parvenir au bon état requis par la DCE.

Ce mémoire concerne la moitié des plans d'eau du bassin déclarés au niveau européen, l'étude doit donc être poursuivie pour intégrer les 45 plans d'eau, et confirmée par des renouvellements des suivis. D'autres paramètres vont de plus être élaborés pour qualifier leur état. À l'heure actuelle, l'évaluation de l'état écologique se base sur des mesures de la physico-chimie générale de l'eau, du phytoplancton, des animaux benthiques et de polluants spécifiques. Des indices concernant les macrophytes et les poissons, en cours de développement, pourront être utilisés dans l'avenir pour mieux caractériser le fonctionnement écologique de la masse d'eau. Notamment, selon le rang qu'ils occupent dans la chaîne trophique, les poissons peuvent être de bons indicateurs du fonctionnement de l'écosystème. Quant à l'état chimique, il devrait concerner un nombre croissant de polluants. Un approfondissement de l'étude nécessiterait en outre de mieux tenir compte des sédiments, de leur rôle de stockage à moyen ou long terme des nutriments et polluants chimiques et de leur éventuel relargage, qui maintiendrait un état écologique dégradé et retarderait les effets des actions de restauration. Il serait enfin intéressant de compléter les premiers éléments d'utilisation du modèle de Vollenweider par des données plus précises sur davantage de plans d'eau, car il permet une prédiction du niveau trophique des plans d'eau via les apports externes en phosphore, en tenant compte de l'hydromorphologie du lac, dans une optique dynamique multifactorielle reflétant le fonctionnement de la masse d'eau.

Par ailleurs, on peut noter qu'un autre type de pollution existe mais n'est pas pris en compte pour évaluer l'état des plans d'eau : la pollution microbiologique. Des normes sanitaires existent notamment en eaux de baignade et en eau potable (pour les plans d'eau utilisés en pompage de secours), concernant la bactériologie (contaminations fécales) et l'eutrophisation de la masse d'eau qui peut induire une prolifération de cyanobactéries productrices de toxines ou d'algues vertes dont la décomposition produit un gaz toxique (H_2S).

BIBLIOGRAPHIE

- Agence de l'eau Artois-Picardie, SCE, *Acquisition de données biologiques en milieux aquatiques continentaux et calculs des indices biologiques – Tome II – Analyse de données de 5 plans d'eau*, 2008
- Agence de l'eau Seine Normandie, *Le SDAGE 2010-2015 – Programme de mesures du bassin de la Seine et des cours d'eau côtiers normands*, 2010
- Aquascop, *Définition du réseau de contrôle de surveillance des masses d'eau « plans d'eau » du bassin Seine-Normandie*, AESN, 2007
- Aquascop, *Programmes 2008 / 2009 – Caractérisation et suivi des masses d'eau de plans d'eau – 1. Méthodologie*, AESN, 2010
- Aquascop, *Programmes 2008 / 2009 – Caractérisation et suivi des masses d'eau de plans d'eau – 3. Rapport de synthèse*, AESN, 2010
- Barbe J., Lafont M., Mallet L., Mouthon J., Philippe M., Vey V., *Actualisation de la méthode de diagnose rapide des plans d'eau – Analyse critique des indices de qualité des lacs et propositions d'indices de fonctionnement de l'écosystème lacustre*, CEMAGREF, Lyon, 2003
- Bertrin V., Lanoiselée C., Barbe J., Bonnard R., Philippe M., Dutartre A., Argillier C., Guibert A., Irz P., *Application de l'outil SEQ Plans d'eau sur les différents types de lacs situés dans la circonscription du district Adour-Garonne – fiche résumé*, CEMAGREF, UR Réseaux Epuration et Qualité des Eaux ; Hydrobiologie ; Biologie des Ecosystèmes Aquatiques, 2006.
- Correll, "The Role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review", *Journal of Environmental Quality*, vol. 27, 1998.
- Coulon, *Caractérisation de l'eutrophisation, conséquences pour les milieux, suivi et interprétation*, présentation, 2007.
- Doriz J.-M., « Le ruissellement urbain : une source de polluants à ne pas négliger », *Lémaniques* n° 67, Journal trimestriel de l'Association pour la Sauvegarde du Léman (ASL), 2008
- Eau Seine-Normandie - Eau et Santé, *Guide pratique des Substances Toxiques dans les Eaux Douces et Littorales du Bassin Seine-Normandie*, Paris, 2008
- Gaujous, *La pollution des milieux aquatiques : aide-mémoire*, 2^e édition, TEC & DOC, Paris, 1995.
- Genkai-Kato et Carpenter, "Eutrophication due to phosphorus recycling in relation to lake morphometry, temperature, and macrophytes", *Ecology*, vol. 86, n°1, 2005.
- GREBE eau-sol-environnement – Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, *Application d'indices biologiques sur 5 lacs de référence du district Rhône-Méditerranée – Mise en place de typologies lacustres de référence par l'étude des relations entre le macrobenthos et son environnement naturel*, Lyon, 2008
- IIGGE, Agence de bassin Rhône-Méditerranée-Corse, *Plans d'eau – De l'autre côté du miroir*, 1988
- Leroy J.-B., *La pollution des eaux*, 2^e édition corrigée, Que sais-je ?, PUF, Paris, 1992
- Martinet F. et Spyrtos V., *Directive-cadre européenne sur l'eau – Le « bon état » des eaux douces de surface*, AESN, 2011
- Mouthon J., Note technique – « Un indice biologique lacustre basé sur l'examen des peuplements de mollusques », *Bulletin français Pêche Pisciculture* n° 331, P. 397-406, CEMAGREF, Lyon, 1993
- Nichols, S., Weber, S. and Shaw, B. (2000). "A proposed aquatic plant community biotic index for Wisconsin lakes", *Environmental Management*, 26 : 491-502.

Rolland A. et Jacquet S., « Classification de l'état écologique du réservoir Marne via l'utilisation de 3 métriques : chlorophylle *a*, indice planctonique lacustre et phosphore total », *Hydroécologie appliquée*, Paris, 2010

Roche et al., « Les enjeux de recherche liés à la directive-cadre européenne sur l'eau », *Comptes rendus Géoscience* 337, 2005

Sites Internet :

<https://hydrobio-dce.cemagref.fr>

<http://www.eaurmc.fr/>

<http://echo2.epfl.ch>

<http://www.surveillance.eaufrance.fr>

<http://www.statelem.com>

<http://www.stat.ucl.ac.be>

Textes de lois :

Directive 2000/60/CE du Parlement Européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau

Arrêté du 16 mai 2005 portant délimitation des bassins ou groupements de bassins en vue de l'élaboration et de la mise à jour des schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux

Circulaire du 13 juillet 2006 relative à la constitution et la mise en œuvre du programme de surveillance pour les eaux douces de surface en application de la directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000 du Parlement et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau

Décision 2008/915/CE de la Commission européenne du 30 octobre 2008 relative aux valeurs des systèmes de classification des États membres et aux résultats de l'inter-étalonnage

Arrêté du 12 janvier 2010 relatif aux méthodes et aux critères à mettre en œuvre pour délimiter et classer les masses d'eau et dresser l'état des lieux prévu à l'article R. 212-3 du code de l'environnement

Arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R. 112-22 du code de l'environnement

Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R.212-10, R.212-11 et R.212-18 du code de l'environnement

Code de l'environnement

ANNEXE 1 : Abréviations et lexique

Abréviations :

AESN : Agence de l'eau Seine Normandie
CMA : concentration maximale admissible
DCE : Directive-Cadre Européenne sur l'Eau
HAP : hydrocarbures aromatiques polycycliques
HER : hydro-écorégion
IMOL : indice mollusques
IOBL : indice oligochètes de bioindication lacustre
IPL : indice planctonique lacustre
MEA : masses d'eau artificielles
MEFM : masses d'eau fortement modifiées
RCS : réseau de contrôle de surveillance
RCO : réseau de contrôle opérationnel
SDAGE : schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux

Lexique :

- District hydrographique : zone terrestre et maritime, composée d'un ou plusieurs bassins hydrographiques et des eaux souterraines et côtières associées, identifiée comme principale unité aux fins de gestion des bassins hydrographiques (DCE).
- Bassin hydrographique : zone où toutes les eaux de ruissellement convergent à travers un réseau de rivières, fleuves, et éventuellement lacs vers la mer, où elles se déversent par une seule embouchure, estuaire ou delta (DCE).
- Sous-bassin : zone où toutes les eaux de ruissellement convergent à travers un réseau de rivières, fleuves, et éventuellement lacs vers un point particulier d'un cours d'eau (lac ou confluent, DCE).

- Eaux intérieures : eaux stagnantes et courantes de surface et souterraines en amont de la ligne de base servant pour la mesure de la largeur des eaux territoriales (DCE).

- Eaux de surface : eaux intérieures superficielles, eaux de transition et eaux côtières (DCE).
- Masse d'eau de surface : une partie distincte et significative des eaux de surface telle que lac, réservoir, (partie de) rivière, fleuve ou canal, eau de transition, partie d'eau côtière, homogène par ses caractéristiques et son fonctionnement écologique ou hydrogéologique (DCE).
- Eaux souterraines : eaux se trouvant sous la surface du sol dans la zone de saturation (système à deux phases, solide et liquide, où tous les pores sont remplis d'eau, echo2.epfl.ch) et en contact direct avec le sol ou

le sous-sol (DCE).

- Masse d'eau souterraine : volume distinct d'eau souterraine à l'intérieur d'un ou plusieurs aquifères (une ou plusieurs couches souterraines de roches ou d'autres couches géologiques d'une porosité et perméabilité suffisantes pour permettre un courant significatif ou un captage important d'eau souterraine, DCE).

- Plan d'eau / lac : masse d'eau intérieure de surface stagnante (DCE).

- Cours d'eau / rivière : masse d'eau intérieure coulant en partie sur la surface du sol (DCE).

- Eaux de transition : masses d'eau de surface à proximité des embouchures de rivières, partiellement salines car proches des eaux côtières, mais fondamentalement influencées par des courants d'eau douce (DCE).

- Eaux côtières : eaux de surface en-deçà d'une ligne à 1 mille marin de la ligne de base servant pour la mesure de la largeur des eaux territoriales (DCE).

- Masse d'eau fortement modifiée : masse d'eau de surface qui, par suite d'altérations physiques dues à l'activité humaine, est fondamentalement modifiée quant à son caractère (DCE).

- Masse d'eau artificielle : masse d'eau de surface créée par l'activité humaine (DCE).

- Lac : plan d'eau situé dans une dépression naturelle d'origine glaciaire, volcanique, tectonique ou de glissement, où la durée de séjour des eaux et la profondeur sont suffisantes pour définir une zone pélagique (eau libre indépendante du fond et du littoral) et où s'établit, du printemps à l'automne, une stratification thermique stable (AESN).

- Retenue : plan d'eau artificiel à vocation spécifique, hydroélectricité, soutien des étiages, irrigation, alimentation en eau potable. Profondeur généralement irrégulière, niveau variable (marnage), masse d'eau homogène (AESN).

- Étang : plan d'eau d'origine naturelle ou artificielle, de faible profondeur sans stratification thermique stable. Alimenté essentiellement par son bassin pluvial (AESN).

- Gravière : plan d'eau d'origine artificielle créé par extraction de granulats et alimenté essentiellement par la nappe phréatique (AESN).

- Pollution : introduction directe ou indirecte, par suite de l'activité humaine, de substances ou de chaleur dans l'air, l'eau ou le sol, susceptibles de porter atteinte à la santé humaine ou à la qualité des écosystèmes aquatiques ou terrestres dépendants, qui entraînent des détériorations aux biens matériels et une détérioration ou entrave à l'agrément ou à d'autres utilisations légitimes de l'environnement (DCE).

- Polluant : toute substance pouvant entraîner une pollution (DCE).

- Substances dangereuses : (groupes de) substances toxiques, persistantes et bioaccumulables, et autres substances considérées à un degré équivalent comme sujettes à caution (DCE).

ANNEXE 2 : Liste des plans d'eau DCE du bassin Seine-Normandie

N°	Plans d'eau DCE	Code Masse d'eau	Intérêt écologique	Suivi
1	Barrage-Réservoir Aube - Lac Amance	FRHL03	PNR, RAMSAR	2008
2	Barrage-Réservoir Mame - Lac du Der-Chantecoq	FRHL04	RAMSAR	
3	Léry-Poses ; Lac des Deux Amants	FRHL17	Natura 2000	
4	Plan d'eau de Pont-l'Évêque	FRHL19		
5	Cannes-Ecluse ; Gravière la Maserotte	FRHL20	Natura 2000, ZICO, ZPS	
6	Barrage de Charmes	FRHL55		
7	Barrage de la Liez	FRHL56		
8	Barrage du Bourdon	FRHL59		
9	Barrage de Saint-Agnan	FRHL62		
10	Barrage de Pannecièrre-Chaumard	FRHL68		
11	Barrage de l'Ailette	FRHL69		
12	Barrage de Rabodanges	FRHL71		
13	La Grande Mare	FRHL01		2009
14	Barrage-Réservoir Seine - Lac de la Forêt d'Orient	FRHL02	PNR, RAMSAR	
15	Étang de la Horne	FRHL08	RAMSAR, Natura 2000, ZCS, ZPS, ZICO, ZNIEFF, Réserve	
16	Étang d'Armainvilliers	FRHL13		
17	Étang de Saint-Quentin	FRHL14	Natura 2000	
18	Gravière de Travecy	FRHL22	Natura 2000, ZICO	
19	Plan d'eau d'Écluzelles	FRHL23		
20	Barrage de Pont	FRHL60		
21	Barrage du Croissant	FRHL61		
22	Barrage des Settons	FRHL67		
23	Barrage du Gast	FRHL70		
24	Barrage-Réservoir Aube - Lac Auzon-Temple	FRHL05	PNR, RAMSAR	2010
25	Étang de Marcenay	FRHL06		
26	Étang de la Forêt (chaîne d'étangs de la Héronne)	FRHL07	RAMSAR	
27	Étang de Pourras (chaîne d'étangs de Hollande)	FRHL09		
28	Étang le Grand Morival	FRHL10		
29	Étang de la Grande Rouillie	FRHL12	ZNIEFF	
30	Gravière de Bouafles	FRHL15		
31	Base nautique de Venables	FRHL16		
32	Plan d'eau de Toutainville	FRHL18		
33	Base de loisirs de la Grande-Paroisse	FRHL21	ZNIEFF	
34	Base de plein air et de loisirs de Jablines	FRHL24	Natura 2000	
35	Base de Vaires-sur-Mame	FRHL25		
36	Base de plein air et de loisirs de Cergy-Neuville	FRHL26		
37	Étang du Rouillard (base de loisirs du Val-de-Seine)	FRHL27		
38	Base de plein air et de loisirs de Moisson-Mousseaux	FRHL28	Natura 2000, ZPS	
39	Barrage de Vezins	FRHL40		
40	Barrage de la Mouche	FRHL57		
41	Barrage de Grobois 2	FRHL63		
42	Barrage de Chaumeçon	FRHL65		
43	Barrage de Cercey	FRHL66		
44	Étang de Belval	FRHL11	RAMSAR, Natura 2000, ZNIEFF	
45	Étangs de Galétas	FRHL72		

en gras : plans d'eau RCS

ZCS : zone spéciale de conservation

ZICO : zone importante pour la conservation des oiseaux

ZPS : zone de protection spéciale

ZNIEFF : zone naturelle d'intérêt écologique faunistique et floristique

Ramsar : Convention sur les zones humides d'importance internationale

ANNEXE 3 : Typologie des plans d'eau du bassin Seine-Normandie

Plans d'eau d'origine naturelle :

TYPOLOGIE NATIONALE	CODE TYPE	HER 1	CARACTERISTIQUES	INTITULE BASSIN SEINE-NORMANDIE	NOMBRE DE MASSES D'EAU PLANS D'EAU DANS LE BASSIN
Autres lacs de basse altitude	N12	9, 12		idem	1

Plans d'eau d'origine anthropique générés ou fortement rehaussés par un ouvrage :

TYPOLOGIE NATIONALE	CODE TYPE	HER 1	CARACTERISTIQUES	INTITULE BASSIN SEINE-NORMANDIE	NOMBRE DE MASSES D'EAU PLANS D'EAU DANS LE BASSIN
Retenue de moyenne montagne, non calcaire, profonde	A5	3, 4, 21	marnage important, cuvette P ou LP, plan d'eau profond, avec thermocline, périmètre découpé, peu de macrophytes	idem	5
Retenue de basse altitude, profonde, non calcaire	A6b	12, 14	marnage modéré à fort, cuvette évasée LP profonde, macrophytes en zone littorale, sédimentation importante	idem	3
Retenue de basse altitude, profonde, calcaire	A7b	10	marnage modéré à fort, cuvette évasée LP profonde, macrophytes en zone littorale, sédimentation importante	idem	12

Plans d'eau d'origine anthropique obtenus par creusement ou aménagement d'une digue :

TYPOLOGIE NATIONALE	CODE TYPE	HER 1	CARACTERISTIQUES	INTITULE BASSIN SEINE-NORMANDIE	NOMBRE DE MASSES D'EAU PLANS D'EAU DANS LE BASSIN
Plan d'eau vidangé à intervalle régulier	A13a		plaine ou moyenne montagne, gestion hydraulique, substrat imperméable, alimenté par des sources, cours d'eau temporaires ou de rang 1 à 2	étang de pisciculture	10
Plan d'eau peu profond, obtenu par creusement, en lit majeur d'un cours d'eau, en relation avec la nappe, forme de type L, sans thermocline	A16			gravière peu profondes	14

Cases grisées : informations non nécessaires pour la détermination du type

HER 1 : hydroécocorégion de niveau 1 :
 (3 Massif Central Sud)
 (4 Vosges)
 9 Tables calcaires
 10 Côtes calcaires Est
 12 Amoricain
 (14 Côteaux aquitains)
 21 Massif Central Nord

Sources : Arrêté du 12 janvier 2010, Annexe 2 ; Aquascop 2007, Définition du RCS

ANNEXE 4 : Programme de contrôle de surveillance : fréquence de suivi des paramètres écologiques

Eléments suivis	Nombre d'années de suivi par schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux	Fréquence des contrôles par cycle de contrôle	Sites concernés
Hydromorphologie			
Morphologie	1	1	Tous
Biologie			
Poissons	1	1	Tous, sauf types où cet élément n'est pas pertinent
Invertébrés	1	1	Tous
Phytoplancton	1	4	Tous
Macrophytes	1	1	Tous, sauf types où cet élément n'est pas pertinent
Physico-chimie			
Physico-chimie (paramètres généraux)*	1	4	Tous
Hydrologie			
Hydrologie	1	En fonction des besoins de la physico-chimie et de la biologie	Tous

Les polluants spécifiques de l'état écologique sont analysés une fois par trimestre pour tous les plans d'eau.

(Source : Arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R. 112-22 du code de l'environnement)

ANNEXE 5 : Niveau de confiance de l'évaluation de l'état écologique et chimique des eaux de surface

État écologique

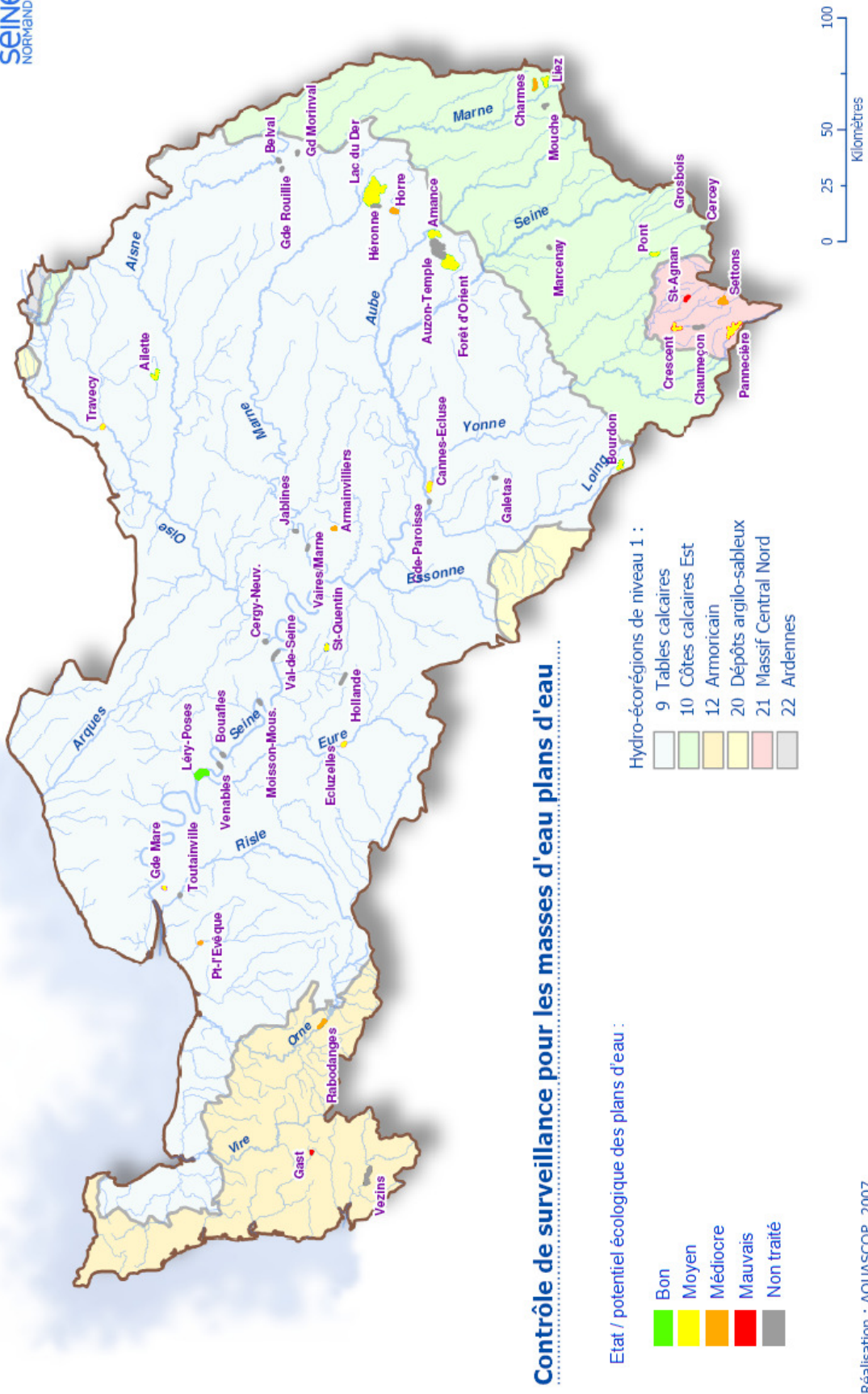
Pour l'état écologique attribué à chaque masse d'eau, le niveau de confiance, de 1 (faible) à 3 (élevé), est déterminé globalement, tous éléments de qualité confondus. Dans notre étude, cet état correspond uniquement à des données obtenues par mesures directes sur l'état du milieu (pressions non prises en compte), sur 1 an. Un plus fort niveau de confiance est accordé lorsque l'état écologique d'une masse d'eau est évalué directement à partir des données « milieux », avec tous les éléments de qualité pertinents ou au moins les plus sensibles, cohérents avec les données « pressions ». Une chronique de données importante (sur plusieurs années) et un faible niveau d'incertitude associé à la méthode d'évaluation de l'élément de qualité déclassant contribuent également à élever le niveau de confiance. Au contraire, des conditions climatiques exceptionnelles sur une période donnée peuvent diminuer le niveau de confiance (indépendamment des données aberrantes ponctuelles, à exclure pour l'évaluation de l'état écologique), ainsi qu'une différence de classes d'état importante entre les indications fournies par les compartiments biologiques et la physico-chimie.

État chimique

On accorde un niveau de confiance élevé à l'état chimique évalué uniquement sur les plans d'eau suivis directement, si leur état est mauvais, ou s'il est bon avec au moins 80% des 41 polluants le déterminant de manière certaine en bon état. Moins on connaît l'état des polluants, plus le niveau de confiance est faible. Pour les plans d'eau non suivis directement, on peut se baser sur les pressions qu'ils subissent, mais le niveau de confiance sera forcément plus faible.

(sources : Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R.212-10, R.212-11 et R.212-18 du code de l'environnement)

ANNEXE 6 : Carte de l'état écologique des plans d'eau RCS du bassin Seine-Normandie



La Directive Cadre Européenne sur l'Eau impose depuis 2000 une surveillance de la qualité des masses d'eau de la Communauté. Alors que les cours d'eau sont très suivis, peu d'études concernant l'état des plans d'eau ont été menées à ce jour. L'Agence de l'Eau Seine-Normandie a été chargée de l'évaluation de l'état écologique et chimique des 45 plus grands plans d'eau de son district hydrographique et de l'étude de l'influence des différents types de pressions anthropiques localisées sur leur bassin versant, afin de réaliser un programme de mesures visant à réduire leur impact sur ces milieux.

La présente étude concerne les 23 plans d'eau du réseau de contrôle de surveillance du bassin. Leur état est déterminé à partir de campagnes d'analyses effectuées en 2008 et 2009 caractérisant la physicochimie de l'eau (oxygène, nutriments), sa biologie (phytoplancton, invertébrés benthiques), et la présence de divers polluants. La majorité des plans d'eau du bassin présente un état écologique moyen, quelques uns sont dans un état inférieur déclassé par la biologie, et un seul est en bon état. L'inventaire des pressions anthropiques diffuses et ponctuelles du bassin versant, agricoles, industrielles et urbaines, a permis de préciser l'origine de ces dysfonctionnements écologiques. À partir d'analyses statistiques multivariées (ACP) et d'études de corrélations linéaires entre les diverses variables d'état et de pressions, les relations unissant ces paramètres ont été mises au jour. Différents types de plans d'eau ressortent de ces analyses : en milieu semi-naturel d'altitude, la géologie du bassin versant affecte surtout les invertébrés benthiques ; les plans d'eau de plaine calcaire présentent une faune de meilleure qualité ; les étangs sont sujets à l'eutrophisation.

Ce dernier problème, particulièrement préoccupant, est de plus en plus répandu dans les eaux stagnantes. L'eutrophisation est caractérisée par une prolifération massive de phytoplancton suite à un apport excessif en éléments nutritifs (phosphore), ce qui engendre une augmentation des populations bactériennes décomposant leur matière organique, et un taux de respiration très élevé asphyxiant le milieu. La survie des organismes de niveau trophique supérieur est gravement affectée, et s'ensuit une baisse de la biodiversité du milieu. Nous avons utilisé deux modèles prédictifs pour décrire ce phénomène, basés sur le nutriment phosphore : le modèle de l'OCDE (1982) et celui de Vollenweider (1976) nous ont permis de dire si l'élévation du niveau trophique d'un plan d'eau donné est effectivement due, ou non, à ce nutriment particulier. De nombreux autres paramètres peuvent intervenir pour moduler l'état trophique.

À partir de cet état des lieux, connaissant les paramètres déclassants de l'état des plans d'eau et les pressions potentiellement responsables, des programmes de mesures spécifiques à chaque plan d'eau ont été proposés, conformément à l'objectif de la DCE d'améliorer leur état écologique et chimique.