



## Etude bibliographique du phénomène d'eutrophisation des plans d'eau issus de carrières

UNICEM  
2000  
Réf. n° ECS-00G

# Comité – Lorraine de la Charte Professionnelle de l'Industrie des Granulats

1 Allée d'Auteuil - Technopôle de Nancy - Brabois  
54500 VANDOEUVRE-lès-NANCY  
Tél. : 03.83.67.62.40. / Fax. : 03.83.67.62.36  
e-mail : lorraine@unicem.fr  
<http://www.unicem.fr>

## **ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE DU PHENOMENE D'EUTROPHISATION DES PLANS D'EAU ISSUS DE CARRIERES**

**Rédacteur :**  
Mlle FORT Sandra

Année 2000

**Tuteurs de Recherche :**  
M. HUCHON Philippe (G.S.M. – Secteur Lorraine)  
M. CLAVAUD Eric (U.N.I.C.E.M. Lorraine)

# SOMMAIRE

<b>INTRODUCTION GENERALE</b> .....	<b>1</b>
<b>BILAN DE L'ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE DU PHENOMENE D'EUTROPHISATION DES PLANS D'EAU ISSUS DE CARRIERES</b> .....	<b>4</b>
CHAPITRE I : OBJECTIFS DE L'ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE .....	5
CHAPITRE II : DEMARCHE UTILISEE ET AXES DE RECHERCHE SUIVIS .....	6
CHAPITRE III : OUVRAGES CONSULTES.....	7
CHAPITRE IV : CONCLUSION DE L'ANALYSE BIBLIOGRAPHIQUE.....	11
<b>NOTE TECHNIQUE SUR LE PHENOMENE D'EUTROPHISATION DES PLANS D'EAU ISSUS DE CARRIERES</b> .....	<b>12</b>
INTRODUCTION .....	13
CHAPITRE I : PRESENTATION ET CARACTERISTIQUES DES PLANS D'EAU ISSUS DE CARRIERES .....	14
I. DEFINITION.....	14
II. CARACTERISTIQUES MORPHOMETRIQUES.....	14
III. STRUCTURE ET FONCTIONNEMENT D'UN PLAN D'EAU .....	14
<i>III.1. Thermique et dynamique</i> .....	14
<i>III.2. Stratification chimique</i> .....	15
<i>III.3. Zonation et caractéristiques des biocénoses</i> .....	16
<i>III.4. Recyclage des éléments minéraux</i> .....	17
CHAPITRE II : DEFINITION ET CARACTERISTIQUES DU PHENOMENE D'EUTROPHISATION DES MILIEUX STAGNANTS .....	19
I. DEFINITION.....	19
II. PROCESSUS D'EVOLUTION D'UN PLAN D'EAU .....	19
III. CAS TYPE DE L'EVOLUTION DES PLANS D'EAU ISSUS DE CARRIERES .....	20
CHAPITRE III : FACTEURS ET MECANISMES CONTROLANT LE DEGRE D'EUTROPHISATION DES PLANS D'EAU ISSUS DE CARRIERES .....	22
I. NUTRIMENTS DES PLAINES ALLUVIALES .....	22
<i>I.1. Principaux nutriments impliqués dans l'eutrophisation des plans d'eau</i> .....	22
<i>I.2. Leur rôle dans la production algale</i> .....	23
<i>I.3. Notion de facteur limitant</i> .....	23
<i>I.4. Les principales sources de nutriments dans les plans d'eau issus de carrières</i> .....	24
I.4.1. Les apports exogènes provenant du bassin versant.....	24
I.4.1.1. Ponctuels .....	24
I.4.1.2. Diffus .....	25
* Les apports agricoles.....	25
* Les apports atmosphériques .....	25
* Les apports par ruissellement.....	25
I.4.2. Les apports endogènes : à partir des sédiments .....	26
II. GEOLOGIE ET TOPOGRAPHIE DU BASSIN VERSANT.....	27
III. GEOMORPHOLOGIE ET HYDRODYNAMISME .....	27
<i>III.1. Profondeur et mélange des couches d'eau</i> .....	27
<i>III.2. Taux de renouvellement des eaux</i> .....	27
IV. CONDITIONS CLIMATIQUES .....	28
V. IMPACT DE L'EXPLOITATION .....	28

CHAPITRE IV : METHODES D'EVALUATION DU DEGRE DE TROPHIE D'UN PLAN D'EAU ISSU DE CARRIERE .....	30
I. NOTION DE POTENTIEL TROPHIQUE.....	30
II. CLASSIFICATION TROPHIQUE.....	30
III. AVANTAGE D'UNE DIAGNOSE RAPIDE D'UN PLAN D'EAU ISSU DE CARRIERE.....	31
CHAPITRE V : CONSEQUENCES DE L'EUTROPHISATION DES MILIEUX STAGNANTS .....	33
I. CONSEQUENCES SUR LA STRUCTURE DE LA CHAINE TROPHIQUE.....	33
I.1. Au niveau du zooplancton et du phytoplancton .....	33
I.2. Au niveau du macrobenthos.....	33
I.3. Au niveau de la faune piscicole .....	33
II. PHENOMENE DE PROLIFERATION VEGETALE.....	34
III. RISQUES TOXICOLOGIQUES .....	34
III.1. Toxicité des différentes formes de l'azote et du phosphore.....	34
III.1.1. L'azote .....	34
III.1.1.1. L'azote ammoniacal .....	34
III.1.1.2. L'azote nitreux.....	35
III.1.1.3. L'azote nitrique .....	35
III.1.2. Le phosphore .....	35
III.2. Les toxines des cyanobactéries.....	36
IV. INTERACTION ENTRE EUTROPHISATION ET AUTRES FORMES DE POLLUTION.....	37
IV.1. Biodisponibilité des micropolluants .....	37
IV.2. Relation entre pluies acides et degré d'eutrophisation .....	37
CHAPITRE VI : MOYENS DE LUTTE CONTRE L'EUTROPHISATION DES PLANS D'EAU ISSUS DE CARRIERES.....	39
I. AU NIVEAU DU BASSIN VERSANT .....	39
II. AU NIVEAU DU PLAN D'EAU .....	39
II.1. Modifier la charge interne.....	39
II.2. Accélérer la sortie des nutriments.....	40
II.3. Manipuler le niveau trophique .....	40
<b>CONCLUSION GENERALE.....</b>	<b>41</b>

# **Introduction Générale**

Deuxième consommation nationale après l'eau, le granulat pèse près de 380 millions de tonnes par an soit environ 7 tonnes / hab. / an [Fig.1]. Ces sables et graviers sont utilisés par les voiries, différents génies civils et par le bâtiment [Fig.2].

Matière pondéreuse et de faible valeur ajoutée, ces granulats se transportent mal. Ceci explique les quelques 8.296 carrières dont 3.235 alluvionnaires, recensées au 31 décembre 1996, localisées généralement près des grandes agglomérations urbaines qui sont les grandes zones de consommation, afin de minimiser les coûts de transport (I.F.E.N., 1999).

Les exploitations de carrières ont commencé, en France, à la fin de la Seconde Guerre Mondiale. Au départ, très précaires, elles étaient dirigées par des petits exploitants avec peu de moyens et sur des surfaces restreintes. Cette activité était très rentable grâce aux faibles contraintes sur l'environnement (site propre, rebouché avec des remblais de démolition ou des déchets non nuisibles ou mis en plan d'eau) et à une réglementation très légère sur les autorisations (une déclaration suffisait à ouvrir une carrière) (DOUDEMONT et al., 1999).

A partir de 1970, la réglementation est devenue de plus en plus contraignante. A présent, pour ouvrir une carrière il faut une autorisation préfectorale, et depuis la loi de 1976 sur la protection de la nature, toute exploitation de carrières doit, avant d'ouvrir, être soumise à une étude d'impact. Cette étude doit fournir le projet de réaménagement après un arrêt de l'exploitation ainsi que des garanties sur les conséquences de l'exploitation sur l'environnement (changements aquatiques, population environnante, paysage, impact sur les routes, etc.).

Toutes ces contraintes très sélectives ont fait que les carrières sauvages ont laissé la place à des exploitations industrielles qui travaillent à grande échelle (10 mètres de profondeur sur des dizaines d'hectares) (DOUDEMONT et al., 1999).

Depuis 1993 (Loi « Saumade » du 04 janvier 1993 modifiant le Code Minier), les carrières sont soumises à la législation des installations classées et doivent faire l'objet de schémas départementaux destinés à prendre en compte « *L'intérêt économique national, les ressources et besoins en matériaux, la protection des paysages, des sites et des milieux naturels sensibles, la nécessité d'une gestion intégrée de l'espace et la remise en état et le réaménagement des sites* ».

En 1997, 5 schémas départementaux seulement étaient achevés, 80 étaient en cours d'élaboration et 11 n'étaient pas engagés [Fig.3] (I.F.E.N., 1999).

C'est dans le souci du réaménagement des carrières alluviales en eau après exploitation, que le Comité National de la Charte Granulat s'est intéressé à la qualité biologique des eaux de ces plans d'eau artificiels voués à diverses activités de loisirs, de sports nautiques ou de pêche.

A la suite de l'évaluation de la qualité biologique de plans d'eau issus de carrières de la région Lorraine, effectuée par des chercheurs de l'E.B.S.E. (Ecotoxicologie, Biodiversité, Santé et Environnement) de l'Université de Metz, certaines observations ont mis en évidence que la plupart de ces plans d'eau présentaient un dysfonctionnement.

Ces milieux seraient le siège d'un phénomène d'eutrophisation accélérée à l'origine du dysfonctionnement de l'écosystème lacustre ayant des conséquences écologiques et sanitaires très importantes. L'eutrophisation des plans d'eau issus de carrières est un phénomène incompatible avec certains niveaux d'activité auxquels ces milieux sont voués après exploitation et dont il est important de connaître l'ampleur au niveau national.

L'objectif de ce travail a donc été de faire un état des lieux des connaissances et des études réalisées en France sur ce phénomène et de définir éventuellement un plan d'action, afin d'envisager la restauration des plans d'eau issus de carrières atteints d'eutrophisation.

Cet état des lieux a été réalisé par une étude bibliographique, la plus complète possible, sur le phénomène d'eutrophisation en milieu lacustre, et plus particulièrement en plans d'eau de carrières, ses caractéristiques, les facteurs contribuant à ce phénomène, ses conséquences, les méthodes d'évaluation ainsi que les moyens de luttés.

Cette étude a conduit à l'élaboration d'une liste de références bibliographiques concernant le sujet, obtenue après dépouillement de bases de données et enquêtes auprès des administrations concernées [*Partie I*], et à la rédaction d'une note technique synthétisant les données obtenues dans l'analyse des documents mis en évidence [*Partie II*].

**Partie 1 :**

**Bilan de l'étude bibliographique du  
phénomène d'eutrophisation des plans d'eau  
issus de carrières**

## **CHAPITRE I : OBJECTIFS DE L'ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE**

Dans le cadre de la Charte Granulat, une étude sur la qualité biologique des eaux des plans d'eau issus de carrières de la région Lorraine, a été effectuée par des chercheurs de l'E.B.S.E. de l'Université de Metz. Cette étude a permis de mettre en évidence que certains des plans d'eau étudiés présentaient un dysfonctionnement qui serait probablement dû à un degré de trophie anormalement élevé.

Ces observations ont amené le Comité National de la Charte Granulat à s'interroger sur le phénomène d'eutrophisation de ces plans d'eau et à évaluer ses causes, ses conséquences ainsi que son ampleur en France.

Il était alors question de réaliser un bilan des connaissances existantes jusqu'à aujourd'hui sur l'eutrophisation en milieux lacustres, et plus précisément dans les plans d'eau de carrières, en prenant en compte leurs caractéristiques propres.

Un grand nombre de bases de données scientifiques (Internet, Pascal, base interagences, etc.) ont été questionnées et une enquête a été réalisée auprès des administrations (D.I.R.E.N., Agence de l'Eau, D.D.A.F., etc.) et des bureaux d'études (B.R.G.M., A.N.T.E.A., etc.) concernés afin de savoir si des études ont été réalisées au niveau national et si ce phénomène fait l'objet de préoccupations d'autres organismes (publics ou privés).

Cette étude a permis de dresser une liste de références bibliographiques, aussi complète que possible, mentionnant toutes les études, publications, ouvrages, thèses, articles, colloques ou conférences ayant traité de ce sujet.

La synthèse de ces données bibliographiques avait pour objectif de définir dans un premier temps les principales caractéristiques, les mécanismes, les conséquences ainsi que les méthodes d'évaluation et les moyens de lutte de l'eutrophisation des plans d'eau issus de carrières.

Dans un second temps, cette synthèse a permis de déterminer les différentes interrogations existantes encore aujourd'hui sur ce phénomène et d'ouvrir le champ de cette recherche vers une étude beaucoup plus large.

## **CHAPITRE II : DEMARCHE UTILISEE ET AXES DE RECHERCHE SUIVIS**

Il est important de préciser, tout d'abord, le contexte de cette recherche : le sujet abordé porte sur un type de milieu particulier possédant des spécificités propres : les plans d'eau issus de carrières [*Part.II / Chap.I*]. Il serait donc maladroit de les assimiler aux milieux lacustres d'origine superficielle : même si leurs caractéristiques de bases sont similaires, leurs modes de fonctionnement est différent, notamment du point de vue hydrologique. Ce sont des milieux aquatiques dont l'alimentation en eau se fait essentiellement par la nappe phréatique.

Les données sur les plans d'eau de carrières sont rares ou difficilement accessibles étant donné que ces milieux font partie du domaine privé en France. Des études ou des mesures ne peuvent être effectuées qu'avec l'accord préalable du propriétaire. Ce constat est le même pour la majorité des milieux lacustres de faibles dimensions pouvant être rapprochés des plans d'eau de carrières de par leur morphologie.

La bibliographie existante sur l'eutrophisation des milieux aquatiques en France concerne essentiellement les cours d'eau et les milieux lacustres de grande envergure ayant un intérêt économique important (réservoirs d'eau potable, bases de loisirs, etc.).

Le sujet a donc été délibérément élargi, dans un premier temps, afin de pouvoir définir, de manière générale, les principales caractéristiques, les mécanismes, les conséquences ainsi que les méthodes d'évaluation et de luttes de l'eutrophisation des milieux lacustres.

Cette démarche a permis, dans un deuxième temps, de déterminer les axes de recherches à suivre afin de trouver les informations concernant les plans d'eau issus de carrières.

## CHAPITRE III : OUVRAGES CONSULTÉS

Les recherches effectuées à la Bibliothèque Universitaire de Metz, ont permis de consulter des ouvrages traitant de manière large l'eutrophisation des eaux superficielles et des écosystèmes limniques.

Ces ouvrages sont eux-mêmes une synthèse de documents ou d'études plus spécifiques : d'autres références ont pu être ainsi déterminées grâce à l'étude de leurs bibliographies.

De manière générale, un grand nombre de publications, articles, colloques ou conférences, abordent le sujet mais la plupart d'entre eux ne font que décrire et constater l'eutrophisation des milieux lacustres de surface.

Néanmoins, des sujets de thèse ont porté sur l'étude de la sédimentation de plans d'eau de carrières (plaine du Val de Reuil) où les facteurs influents sur ce phénomène ont été analysés et mesurés.

Par ailleurs, certaines études d'impacts réalisées sur les carrières alluviales mentionnent le phénomène mais aucune d'entre elles n'ont fait l'objet d'analyses concrètes et ne font que constater le phénomène (carrières de Meuse). Il en est de même des schémas départementaux de carrières, inachevés pour la plupart, et qui se basent sur des études anciennes.

D'après la bibliographie, le phénomène d'eutrophisation des plans d'eau issus de carrières est connu depuis un certain temps et quelques études ponctuelles ont été réalisées (peu récentes), mais aucune étude au niveau national et aucun suivi n'ont encore été réalisés par les administrations ou les bureaux d'études.

Néanmoins, il est à noter qu'actuellement une étude sur le suivi de l'eutrophisation des plans d'eau issus de carrières serait investie par un laboratoire de recherche à Lyon, mais cette information est à confirmer car les conditions de cette étude et son étendue ne sont pas clairement définies.

La liste des références bibliographiques réalisée lors de cette étude est énumérée ci-dessous. Ces ouvrages font mention du sujet, à des degrés différents (constatation, description ou étude importante) ; la grande majorité de ceux-ci ont été consultés et résumés dans la note de synthèse :

Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, ?, Plans d'eau : de l'autre côté du miroir, Institut de l'Environnement International, pp. 41-43.

A.N.T.E.A., 1996, Dossier de demande de renouvellement d'autorisation et d'extension de carrière sur le territoire de la commune de Charny sur Meuse (55), Etude d'impact pour la société G.S.M., 111 p.

AYPHASSORHO H., 1990, Devenir et impact des nutriments dans les milieux aquatiques, Inf. tech. CEMAGREF, n°79, 7 p.

BARBE J., LAVERGNE E., ROFES G., LASCOMBE, RIVAS, BORNARD, DE BENEDITTIS, 1990, Diagnose rapide des plans d'eau, Inf. tech. CEMAGREF, n°79, 8 p.

BABOT Y., 1986, Impact des gravières sur le régime des eaux en plaines alluviales du Bassin Rhin Meuse, B.R.G.M., Service Géologique Régional Lorraine, 44 p.

BARRETT S., 1989, La prolifération des plantes aquatiques, Pour la Science, n°146, pp. 58-65.

- BARROIN G., 1990, La pollution des eaux par les phosphates, La Recherche, n°221, pp. 620-627.
- BARROIN G., 1991, La réhabilitation des plans d'eau, La Recherche, n°238, pp. 1412-1422.
- BERLAND J.M., 1998, Impact sur l'environnement de l'extraction des granulats, Synthèse rapide, Office International de l'Eau, 14 p.
- BERNHARDT H., 1989, Etude sur le traitement de l'eau eutrophique, Water supply, vol.7, n°2-3, 33 p.
- BONZONGO J.C., 1990, Phosphore et sédiments : analyse, stockage, relargage, biodisponibilité, Doctorat 3<sup>ème</sup> cycle, RENNES 1, 179 p.
- B.R.G.M. Champagne-Ardenne, 1997, Schéma Départemental des Carrières de la Marne, Document provisoire, 76 p.
- CARTERON M., 1985, Contribution à l'étude des ballastières de l'Est de la France (Franche-Comté) : influence de quelques paramètres sur les peuplements d'invertébrés benthiques, Doctorat 3<sup>ème</sup> cycle, LYON I, ? p.
- Colloque « Eutrophisation », Orléans, 25-26 novembre 1987, 1987, Lettre Eau Pure, n°85, 29 p.
- Comité de Bassin Rhin Meuse, 1996, Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux du Bassin Rhin Meuse, 75 p.
- COUILLAUD V., 1995, L'eutrophisation en milieu limnique : effet sur la flore, conséquences pour l'Homme et l'environnement, Thèse de Doctorat, CAEN, ? p.
- DEVAUX J., SARAZIN G., POULIN M., RESTITUITO F., 1992, L'eutrophisation des eaux stagnantes, Rev. Auvergne, vol.106, n°1-2, pp. 55-78.
- D.I.R.E.N. Lorraine, 1997, Schéma Départemental des Carrières de Moselle : impacts des carrières existantes et proposition de réaménagement, Document provisoire, 28 p.
- DOUDEMONT K., DUMITRESCU C., AVRY J., 1999, Projet de réaménagement de la gravière d'Arboudeau-Ouest : Travail sur l'environnement en collaboration avec la commune de Blanquefort, 7 p.
- DUVROZANT F., 1990, Conférence de M. SARAZIN G. sur les processus de minéralisation de la matière organique dans un lac eutrophe : le lac d'AYDAT, Institut Dolomieu du Grenoble, 9 p.
- FEUILLADE J., 1992, Les toxines des cyanobactéries : revue de synthèse, Revue des Sciences de l'eau, n°5, pp. 489-508.
- FOULHOUZE R., SIMONET F., MAUVAIS J.L., MENESGUEN A., 1990, Spécial nutriments, Adour Garonne : Revue de l'Agence de l'eau, n°45, pp. 3-45.
- FRITSCH P., DE SAINT BLANQUAT G., 1985, La pollution par les nitrates, La Recherche, n°169, pp. 1106-1115.
- FROMENT F., 1984, L'eutrophisation des lacs, Doctorat d'Etat, PARIS V, ? p.

FUSTEC E., 1988, Le problème des nitrates dans les plaines alluviales, Centre d'écologie des ressources renouvelables. Rapport Final. Convention de recherche n°87 190, 49 p.

GAUJOUS D., 1995, La pollution des milieux aquatiques : aide-mémoire, Technique et documentation, Lavoisier, 2<sup>ème</sup> éd., 220 p.

GONAY E., LAFFORGUE M., 1998, Le traitement des eaux de retenues eutrophisées en vue de la production d'eau potable, T.S.M. Techniques Sciences Méthodes, génie urbain génie rural, n°12, pp. 27-53.

GONAY E., LAFFORGUE M., 1997, Une solution pour lutter contre l'eutrophisation des lacs et des retenues : l'aération par destratification, T.S.M. Techniques Sciences Méthodes, génie urbain génie rural, n°9, pp. 33-45.

HAHN L., SORNIN J.M., 1995, Les échanges des sels nutritifs entre eau et sédiments : cas d'une retenue d'eau douce eutrophisée, Hydrologie appliquée, T.S.M. Techniques Sciences Méthodes, génie urbain génie rural, n°1, pp. 38-42.

I.F.E.N., 1999, L'environnement en France, éd. La Découverte, 480 p.

JIGOREL A., MORIN J.P., 1994, Bilan de la sédimentation dans une retenue eutrophisée, quinze ans après sa création, A.A. Balkema Rotterdam, pp. 2667-2674.

LACAZE J.C., 1996, L'eutrophisation des eaux marines et continentales, éd. Ellipses, 191 p.

LAIR N., 1993, Restauration des plans d'eau : un compromis entre la limitation des nutriments et les manipulations trophiques, Année biologique, vol.32, n°3, pp. 145-171.

LESCHER-MOUTOUE F., LACROIX G., 1994, Analyse des effets interactifs des nutriments et des poissons sur l'eutrophisation des eaux douces : application à la gestion et à la restauration des milieux lacustres, Ministère de l'environnement, 68 p.

LEYNAUD M.G., 1987, L'eutrophisation : causes et conséquences, Lettre Eau Pure, n°85, 4 p.

MEYBECK M., IRLINGER J.P., LUNEL S., 1987, L'eutrophisation en France : origines, mécanismes et conséquences sur l'alimentation en eau potable, Ministère de l'Environnement, 58 p.

MEYBECK M., IRLINGER J.P., LUNEL S., 1987, L'eutrophisation en France : origines, mécanismes et conséquences sur l'alimentation en eau potable. Annexe 1 : Bibliographie critique des travaux français relatifs à l'eutrophisation, Ministère de l'Environnement, 67 p.

MEYBECK M., IRLINGER J.P., LUNEL S., 1987, L'eutrophisation en France : origines, mécanismes et conséquences sur l'alimentation en eau potable. Annexe 2 : Fichier des caractéristiques morphologiques, chimiques et trophiques des lacs français, Ministère de l'Environnement, 108 p.

MEYBECK M., IRLINGER J.P., LUNEL S., 1987, L'eutrophisation en France : origines, mécanismes et conséquences sur l'alimentation en eau potable. Annexe 4 : Cas Types de plans d'eau français eutrophes : caractéristiques, évolution, mesures correctives, alimentation en eau potable, Ministère de l'Environnement, 118 p.

MEYBECK M., 1978, La pollution des lacs, La Recherche, n°94, pp. 965-973.

Ministère de l'Environnement, 1997, Qualité de l'eau et des milieux aquatiques, Charte qualité, 86 p.

Ministère de l'Environnement, 1991, Les nitrates dans les vallées fluviales : fonctionnement des systèmes et activités humaines, 52 p.

MUSHSIN J., 1984, Les zones humides proches de la Garonne : étude écologique et piscicole, Doctorat d'Ingénieur, TOULOUSE, ? p.

PESSON P., 1976, La pollution des eaux continentales : incidence sur les biocénoses aquatiques, éd. Gauthier-Villars, 285 p.

RAMEL C., 1994, « Respiration artificielle » des lacs et des réserves d'eau, L'eau, l'industrie, les nuisances, n°176, pp. 78-82.

RECEVEUR A., 1987, Stratégie et moyens techniques de lutte contre l'eutrophisation, Lettre Eau Pure, n°85, pp. 6-11.

RYDING S.O., RAST W., 1994, Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs, Sciences de l'environnement, éd. Masson-U.N.E.S.C.O., Eds, 294 p.

SATIN M., SELMI B., 1997, Guide technique de l'assainissement, Le Moniteur, Paris, 663 p.

SIMON L., 1998, Les carrières de Meuse et leur impact environnemental, D.D.A.F. de Meuse, 95 p.

TESTARD P., 1983, Le lac de Créteil (région parisienne) : un lac de sablière peu profond, Problèmes d'écologie : écosystèmes limniques, LAMOTTE M. (éd.), BOURLIERE F. (éd.), éd. Masson, Chap.IV, 254 p.

TIMSTIT Carole, 1997, Le traitement du phosphore constitue-t-il une bonne réponse aux risques d'eutrophisation ?, 14 p.

TRUCHOT C., 1987, Politique de lutte contre l'eutrophisation, Lettre Eau Pure, n°85, pp. 4-6.

VERMOREL P., 1985, Contribution à la connaissance de la sédimentation dans plusieurs plans d'eau artificiels de la plaine alluviale du Val de Reuil (Eure), Doctorat 3<sup>ème</sup> cycle, ORLEANS, 214 p.

## **CHAPITRE IV : CONCLUSION DE L'ANALYSE BIBLIOGRAPHIQUE**

Etant donné le contexte de la recherche, la première remarque à faire est la difficulté d'obtenir des informations concernant les milieux lacustres et plus particulièrement les plans d'eau de carrières, car ces milieux sont peu étudiés en France.

En effet, on recense, au niveau national, plusieurs milliers de plans d'eau de plus de 1 ha, mais seulement une partie d'entre eux font ou ont fait l'objet d'études importantes sur l'eutrophisation, du fait de leur intérêt économique important (réservoirs d'eau potable).

Comparé à l'importance du réseau de surveillance de la qualité des cours d'eau, il n'existe aucun suivi national de la qualité des eaux des plans d'eau.

Pourtant, le phénomène d'eutrophisation a été pour la première fois étudié, en France, au niveau des lacs et étangs. C'est un phénomène connu et constaté, notamment dans les plans d'eau de carrières, mais peu d'études récentes ont été mises en évidence.

Malgré tout, la réalisation de la note technique a permis de définir quelques données intéressantes, exposées et argumentées dans la *Partie II* de cette étude.

A ce stade de la recherche, l'étude bibliographique réalisée est bien évidemment non exhaustive, mais la plus complète possible suivant la démarche utilisée et les axes de recherche suivis.

Néanmoins, certaines interrogations ont été définies et certaines données devraient être approfondies. Il est donc nécessaire de poursuivre plus en avant cette étude afin de pouvoir répondre aux nouveaux objectifs fixés, par une recherche plus approfondie permettant d'analyser d'autres données, inaccessibles ou non diffusées, et les résultats des études en cours.

**Partie 2 :**

**Note technique sur le phénomène  
d'eutrophisation des plans d'eau issus de  
carrières**

## INTRODUCTION

L'eutrophisation des milieux lacustres peut être tout d'abord présentée comme un phénomène naturel, se traduisant par un enrichissement du milieu provoqué par l'augmentation de la production primaire (ou végétale) liée à une augmentation des teneurs en nutriments telles que le phosphore et l'azote (RYDING, RAST, 1994).

Ce phénomène, se déroulant à l'échelle des temps géologiques, et donc peu visible à l'échelle humaine, aboutit le plus généralement au comblement de l'étang par la végétation et finalement à la disparition du système aquatique.

Tous les plans d'eau, quelle que soit leur nature, leur morphologie ou leur mode de fonctionnement, sont concernés par l'eutrophisation, à des degrés plus ou moins importants. Il en est de même pour les plans d'eau issus de carrières (RYDING, RAST, 1994).

Cependant, depuis quelques décennies, plusieurs études ont mis en évidence l'accélération de l'eutrophisation et de la dégradation des plans d'eau par la pollution organique provoquée par les activités humaines [Part.I / Chap.III]. Si l'eutrophisation naturelle n'entraîne pas de dysfonctionnement de l'écosystème, l'eutrophisation accélérée est à l'origine de la dégradation de la qualité de l'eau des plans d'eau (RYDING, RAST, 1994).

Etant donné leur situation géographique et leurs caractéristiques morphologiques, les plans d'eau issus de carrières sont plus sensibles à l'eutrophisation accélérée.

Un grand nombre de facteurs interviennent dans le contrôle de ce phénomène, notamment les apports en nutriments, la géologie et la topographie du bassin versant, les conditions climatiques ainsi que la géomorphologie et l'hydrodynamisme du plan d'eau.

Par ailleurs, le mode d'exploitation de la carrière présente aussi un impact sur l'évolution du milieu.

L'eutrophisation entraîne un grand nombre de conséquences au niveau du système qui contribuent à la mauvaise qualité de l'eau telles que la modification de la chaîne trophique, la prolifération des végétaux ainsi que des risques toxicologiques.

Pour pouvoir déterminer son importance et les moyens de lutte possibles à mettre en place, il existe un moyen d'évaluer le degré de trophie des plans d'eau de carrières.

# **CHAPITRE I : PRESENTATION ET CARACTERISTIQUES DES PLANS D'EAU ISSUS DE CARRIERES**

## **I. Définition**

Les gravières et les ballastières résultent de l'extraction en lit majeur de matériaux alluvionnaires ; leur alimentation est essentiellement assurée par les eaux de la nappe phréatique (Ministère de l'environnement, 1997).

Leurs caractéristiques de base ainsi que leur mode de fonctionnement sont ceux des milieux stagnants, au sens large du terme : entre autre, une cuvette suffisamment imperméable et une alimentation en eau suffisante pour compenser l'évaporation qui doit être faible.

Cependant, il est à noter que les plans d'eau issus de carrières présentent certaines caractéristiques liées à leur morphologie, leur régime hydraulique, et à leurs origines, qui font que ces milieux ont un mode de fonctionnement particulier assez éloigné de celui des plans d'eau de surface.

## **II. Caractéristiques morphométriques**

Creusés au niveau de l'aquifère des plaines alluviales [Fig.4], les gravières sont des étangs de petite structure dont la profondeur maximale s'échelonne entre 5 et 10 mètres en moyenne et dont la superficie peut atteindre quelques dizaines d'hectares.

Les exploitations les plus grandes peuvent atteindre plusieurs dizaines de mètres de profondeur sur plusieurs centaines d'hectares, et les plus petites peuvent avoir moins de 5 mètres de profondeur sur moins d'un hectare.

Leur forme est assez variable selon l'importance de l'exploitation à l'origine de leur formation.

Exploitation de taille moyenne, le lac de Créteil, sablière à l'origine, située dans la plaine alluviale du même nom, présente une superficie de 42 ha et une profondeur maximum de 6 mètres (TESTARD, 1983).

## **III. Structure et fonctionnement d'un plan d'eau**

### **III.1. Thermique et dynamique**

La relative immobilité des eaux d'un plan d'eau par rapport à un cours d'eau donne une importance primordiale aux phénomènes d'origine thermique (stratification et courants de convection) autour desquels s'organise l'écosystème lacustre (VERMOREL, 1985).

L'eau atteint une densité maximum à une température de 4°C. Pour des températures inférieures ou supérieures à 4°C les densités sont décroissantes. La seule variable température induit donc des couches d'eau de densités différentes et ce, d'autant plus que les gradients thermiques sont importants entre la surface et le fond du plan d'eau (VERMOREL, 1985).

Le rayonnement solaire fournit la chaleur reçue par les plans d'eau. En période de réchauffement, une couche superficielle chaude (ou épilimnion) se distingue d'une couche plus profonde froide (ou hypolimnion). La photosynthèse qui s'effectue dans les zones superficielles va donc différencier :

- l'épilimnion, qui sera un lieu de production de biomasse et d'oxygène, et de consommation d'éléments nutritifs,
- de l'hypolimnion, qui sera un lieu de production d'éléments nutritifs et de gaz carbonique, et de consommation d'oxygène.

L'épilimnion va s'appauvrir en nutriments tandis que l'hypolimnion sera le siège d'un déficit en oxygène [Fig.5 & 6] (VERMOREL, 1985).

Avec les fluctuations saisonnières, les eaux superficielles en se refroidissant vont devenir plus denses et créer des courants de convection qui mélangeront les couches stratifiées jusqu'à une homogénéité thermique. Notons que le vent peut participer activement au mélange des eaux [Fig.7] (VERMOREL, 1985).

Les plans d'eau de plus de 4 mètres de profondeur possèdent, en été une stratification thermique verticale provoquée par la différence de densité entre les couches d'eau superficielles réchauffées et les couches d'eau inférieures restées froides (GONAY, LAFFORGUE, 1997). Une stratification thermique inversée s'observe aussi en hiver par la différence de densité entre les couches d'eau superficielles refroidies et les couches d'eau inférieures restées chaudes [Fig.5 & 6].

Toutefois, certains plans d'eau peuvent présenter une stratification thermique tout au long de l'année étant donné leur position à l'abri des vents (VERMOREL, 1985).

Ces phénomènes de mélange ou de non mélange des masses d'eau, appelés micticité, sont en relation avec le cycle des saisons. Au printemps et en automne, le système est en phase de mélange, tandis qu'en hiver et en été les masses d'eau se stratifient. On distingue alors, les systèmes « holomictiques », à mélange complet [Fig.8], des systèmes « monomictiques », à mélange partiel.

La micticité est associée à la position géographique de la masse d'eau ainsi que sa forme, son orientation et ses dimensions.

Le lac de Créteil est, dans son ensemble, du fait du vent, du type polymictique (c'est-à-dire qu'il gèle en hiver et présente une température estivale supérieure à 24°C et une stratification thermique très courte et peu marquée), mais sa zone profonde, en contact avec la nappe, est du type monomictique (température estivale maximale de 17°C).

Dans la plus grande étendue de ses eaux (cuvette centrale de profondeur moyenne de 4,5 mètres), le lac de Créteil présente régulièrement de 4 à 6 phases successives de mélange plus ou moins total des eaux, et de stratification de l'oxygène pouvant aller jusqu'à une anoxie totale, de durée variable à l'interface eau-sédiment, de l'ordre de 4 semaines (TESTARD, 1983).

### **III.2. Stratification chimique**

La stratification chimique est associée à l'activité des organismes car ces derniers effectuent un contrôle direct ou indirect sur les réactions chimiques.

Les facteurs chimiques liés à l'activité des organismes confèrent les propriétés les plus importantes à ces masses d'eau.

Le paramètre indiquant la répartition de l'activité biologique d'une masse d'eau est la teneur en oxygène dissous : le bilan en oxygène dissous en tout point d'un lac est un équilibre dynamique entre des puits de consommation (chimiques ou biologiques) et des apports en nutriments (physiques ou biologiques).

On observe donc l'apparition de gradients verticaux en fonction de l'éclairement dans la répartition des teneurs en oxygène dissous [Fig.5 & 6].

En général, dans les milieux stagnants bien éclairés, tels que les plans d'eau de carrières car peu profonds, on constate que la consommation en oxygène y est inférieure à sa production.

Quand la masse d'eau est en période de mélange, les teneurs en oxygène dissous sont élevées et seront grandement réglées par les relations température / oxygène : la turbulence généralisée du milieu tend à homogénéiser la distribution de l'oxygène qui est alors dite « orthograde ».

En période de stratification thermique estivale ou hivernale, l'activité des organismes affecte la distribution de l'oxygène :

- si la biomasse est peu importante, la distribution reste « orthograde »,

- si la biomasse est importante, la distribution est « climograde », c'est-à-dire que les couches superficielles sont bien oxygénées et on a sursaturation en oxygène, tandis que la consommation en profondeur est très importante).

On peut aussi avoir des distributions « hétérogrades » positives (en période estivale avec une biomasse peu importante, dans les systèmes transparents) ou négatives (en période estivale avec une biomasse importante, dans les systèmes très stratifiés).

### **III.3. Zonation et caractéristiques des biocénoses**

L'organisation des communautés biologiques [Fig.9] dépend de la structure physique du plan d'eau [Fig.10] et les communautés se répartissent en zones qui différencient des conditions d'habitats définies par des facteurs physico-chimiques et hydrodynamiques caractéristiques (lumière, température, production primaire, hydrologie dynamique, chimie, turbidité).

Au sein de tout écosystème, le développement de la biocénose est totalement dépendant des capacités de croissance des végétaux.

Ces êtres vivants présentent en effet, la particularité de pouvoir synthétiser leur matière organique à partir de substances minérales et de l'énergie solaire lors du processus photosynthétique (DEVAUX et al., 1992).

Dans les écosystèmes lacustres, ces organismes, qui représentent le niveau trophique des producteurs sont, pour l'essentiel, des algues microscopiques librement flottantes dans l'eau, constituant le phytoplancton. Ces végétaux minuscules se développent dans la couche superficielle de la colonne d'eau, dénommée zone trophogène (ou épilimnion), où l'intensité lumineuse est suffisante pour permettre la photosynthèse (DEVAUX et al., 1992).

Bien que le rendement énergétique de ce processus métabolique soit particulièrement médiocre en milieu naturel, de l'ordre de 0,1 à 1 %, les capacités de production du phytoplancton sont tout à fait prodigieuses pouvant atteindre, voire dépasser, en période estivale, des valeurs de 1 tonne d'algues formées par hectare et par jour. L'intensité de cette synthèse est toutefois conditionnée par l'importance du stock d'éléments minéraux disponibles dans l'eau sous forme dissoute (DEVAUX et al., 1992).

La matière organique végétale ainsi formée sert de nourriture aux organismes situés au niveau trophique des herbivores (ou consommateurs primaires) et essentiellement représentés par les animaux microscopiques du zooplancton.

Comme dans tout écosystème, il est évident que la biomasse de ces herbivores doit être nettement inférieure à celle des producteurs, pour que la biocénose se maintienne. Il est en effet impératif que la consommation ne dépasse pas, en moyenne, les capacités de production des végétaux afin de permettre le renouvellement du stock de matière organique exploitable (DEVAUX et al., 1992).

Une telle obligation de hiérarchisation des biomasses, d'un niveau trophique à l'autre, se retrouve bien évidemment entre herbivores et carnivores (ou consommateurs de deuxième ordre). Dans les plans d'eau, ceux-ci sont, pour la plupart, des poissons dont certaines espèces tel que le brochet ou la truite constituent, toutefois, le niveau trophique supérieur, celui des super prédateurs (ou consommateurs de troisième ordre) (DEVAUX et al., 1992).

Le rendement énergétique entre niveaux trophiques étant également considéré comme de l'ordre de 10 %, ceci conduit à constater qu'au sein d'un plan d'eau, un accroissement de 1 kg de la biomasse de brochet exige la consommation de 10 kg de poissons zooplanctonophages qui devront eux-mêmes avoir prélevé 100 kg de zooplancton pour la formation desquels le phytoplancton aura dû synthétiser 1 tonne de matière végétale (DEVAUX et al., 1992).

L'existence de cette nécessaire structuration hiérarchique de la biocénose avait été perçue dès 1927 par Elton, qui traduisait cet état de fait par une représentation graphique de type pyramidal des biomasses associées à chacun des niveaux trophiques [Fig. 11] (DEVAUX et al., 1992).

### **III.4. Recyclage des éléments minéraux**

Bien que conceptuellement intéressant, la pyramide d'Elton, ne prend pas en compte l'un des éléments déterminant du fonctionnement des écosystèmes, à savoir le niveau trophique des décomposeurs essentiellement constitué par les bactéries. Ces organismes, qui réalisent la dégradation de la matière organique de l'ensemble des cadavres, contribuent en effet au recyclage des éléments minéraux, les remettant ainsi à disposition des producteurs (DEVAUX et al., 1992).

Dans le cas des plans d'eau, ce processus présente un certain nombre de caractéristiques originales. En effet, les bactéries exercent la plus grande part de leur activité dans les eaux profondes et dans les premiers centimètres du sédiment, c'est-à-dire à des niveaux où l'absence de lumière interdit toute activité photosynthétique (DEVAUX et al., 1992).

Or, durant de nombreux mois, l'existence d'une stratification thermique, c'est-à-dire l'existence d'eaux superficielles plus chaudes, donc moins denses, que les eaux profondes, crée un gradient de densité interdisant, a priori, toute remontée des éléments minéraux vers les couches superficielles éclairées (DEVAUX et al., 1992).

De ce fait, les cellules phytoplanctoniques présentes en été se trouvent fréquemment carencées en matières nutritives indispensables à leur développement limitant ainsi l'accroissement de la biomasse des niveaux trophiques supérieurs.

Toutefois, cette matière minérale n'est pas définitivement soustraite à l'utilisation par les producteurs, le refroidissement hivernal engendrant une homogénéisation de la température sur la totalité de la colonne d'eau (DEVAUX et al., 1992).

Cette isothermie, qui s'accompagne d'une isodensité, entraîne, sous l'effet de la force des vents, l'apparition de phases de brassage complet des eaux.

La remontée vers la surface, des couches profondes assure un réensemencement de la zone éclairée en éléments nutritifs alors que parallèlement, la descente des eaux superficielles assure la réoxygénation des strates inférieures qui s'étaient appauvries en cet élément indispensable à la vie animale sous l'effet de l'activité respiratoire microbienne (DEVAUX et al., 1992).

Ce recyclage interne des matières nutritives s'ajoutant aux apports permanents en provenance du bassin versant, conduit à un enrichissement progressif des eaux en éléments minéraux disponibles pour le phytoplancton [*Fig.12 & 13*]. Celui-ci présente donc, au fil des siècles, un développement de plus en plus important permettant ainsi un accroissement de la biomasse de l'ensemble des consommateurs (DEVAUX et al., 1992).

## **CHAPITRE II : DEFINITION ET CARACTERISTIQUES DU PHENOMENE D'EUTROPHISATION DES MILIEUX STAGNANTS**

### **I. Définition**

L'eutrophisation est définie, au sens habituel, comme l'enrichissement des eaux en nutriments essentiellement le phosphore et l'azote qui vont favoriser la croissance des végétaux pour finalement induire des efflorescences microalgales, des algues flottantes à la surface des eaux et des macrophytes notamment des algues sur les rivages ou sur les fonds.

Plus brièvement, l'eutrophisation est le processus d'enrichissement d'une masse d'eau en sels minéraux et en matières organiques (LACAZE, 1996).

La cause principale est l'hyperfertilisation des eaux résultant de toute substance induisant l'eutrophisation (nutriments et/ou matières organiques).

La conséquence de la pollution par hyperfertilisation, correspond entre autre à une forte accumulation de biomasse qui ne pouvant être consommée par la chaîne alimentaire locale ni exportée (milieu confiné) aboutit à une déplétion des réserves en oxygène des plans d'eau qui en retour induit des problèmes secondaires tels que :

- la mortalité des poissons,
- la libération de gaz corrosifs et autres substances indésirables tels que CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, H<sub>2</sub>S, des substances organoleptiques, des toxines, etc. (LACAZE, 1996).

### **II. Processus d'évolution d'un plan d'eau**

A l'origine, le terme d'eutrophisation désigne le processus naturel de vieillissement d'un plan d'eau.

Un plan d'eau reçoit des apports hydriques en provenance de son bassin versant et divers matériaux exogènes véhiculés par le ruissellement des eaux de surface. Il peut aussi être alimenté par des substances associées aux eaux de pluies et à la neige, aux matériaux apportés par le vent ou aux afflux phréatiques. La qualité de l'eau et des communautés biologiques que l'on y rencontre reflète donc l'impact des différents apports en eau et en matériaux exogènes (RYDING, RAST, 1994).

Avec le temps, un plan d'eau se remplit peu à peu de sédiments et d'autres substances apportées par les eaux et, éventuellement, se transforme en marécage, puis enfin en écosystème terrestre. En temps normal, il faut plusieurs centaines de milliers d'années pour que ce processus, généralement irréversible, s'accomplisse.

Tout au long du processus naturel d'eutrophisation, la qualité de l'eau reste bonne et le plan d'eau abrite une communauté diversifiée (RYDING, RAST, 1994). Dans un plan d'eau situé au cœur d'un bassin versant exempt d'activités humaines, la croissance des algues et des autres plantes aquatiques est faible et généralement en équilibre avec les apports des nutriments [Fig.14].

A l'échelle des temps géologiques, un système lacustre constitue un microcosme dont le potentiel trophique dépend de sa position géographique, de la topographie et de sa nature géologique [Fig.15] (RYDING, RAST, 1994). La stabilité de son état dépendra de la nature et de la vitesse d'évolution des facteurs qui le définissent. Ces états stationnaires sont qualifiés sous deux grands termes :

- Oligotrophie, situation initiale caractérisée par la prédominance des facteurs physiques et chimiques et par le rôle relativement faible joué par les organismes,
- Eutrophie, situation finale d'évolution à forte productivité qui mène le lac à son comblement et à sa disparition [Fig.14].

Toutefois, la colonisation d'un bassin versant par l'Homme et les activités qui s'ensuivent, telles que le défrichage, l'implantation de fermes, de villes, etc. entraînent souvent un changement spectaculaire du processus naturel d'eutrophisation. L'apport de matériaux exogènes par les eaux de ruissellement s'accroît [Fig.16].

L'enrichissement des eaux en éléments nutritifs peut déclencher la prolifération des algues et des plantes aquatiques qui, à leur tour, favoriseront le développement des poissons et autres organismes situés au sommet de la chaîne trophique aquatique. Ce phénomène est fréquemment appelé « eutrophisation accélérée » afin de le distinguer du processus naturel (RYDING, RAST, 1994).

### **III. Cas type de l'évolution des plans d'eau issus de carrières**

Les ballastières sont en général des systèmes de faible profondeur et susceptibles, de ce fait, d'évoluer rapidement vers le comblement et des stades de prolifération végétale souvent constituée par des micro-organismes générateurs de désordre organoleptique, de stade d'anoxie, de mortalité de poissons, etc. (SIMON, 1998).

Les exemples de cet ordre sont nombreux en France et concernent toutes les latitudes, longitudes et altitudes, quelles que soient la taille et la morphologie des plans d'eau considérés.

L'évolution est accélérée par les apports du ruissellement, ceux liés aux crues et/ou aux charges en azote et en phosphore véhiculées par la nappe [Fig.17 & 18] (SIMON, 1998).

Au cours du vieillissement d'un étang, la prolifération d'algues et de plantes aquatiques tendrait à générer un milieu réducteur, à l'origine d'un appauvrissement de la richesse biologique du milieu. Cependant, ce mécanisme d'eutrophisation est surtout sensible sur les étangs de carrières étant donné leur faible superficie et le fait que leurs berges d'extraction sont colmatées en début d'exploitation à l'aide de matériaux peu perméables (limons et argiles de découverte) (A.N.T.E.A., 1996).

En fait, les gravières récentes sont le plus souvent oligotrophes et deviennent eutrophes en vieillissant. Plus la gravière vieillit, plus son biotope se différencie de la nappe, mais plus les relations gravières / nappe sont limitées par son colmatage.

Il faut environ une décennie pour que, dans une gravière abandonnée, le milieu biologique passe de l'état oligosaprobe à mésosaprobe ; ce n'est que dans les vieux étangs que le milieu devient polysaprobe avec disparition de l'oxygène, apparition de H<sub>2</sub>S, d'algues bleues, d'infusoires, de vers, de larves (BABOT, 1986).

Pour conclure, les gravières, comme tout plan d'eau, sont condamnées à un processus de vieillissement dont le terme est le comblement, et qui se caractérise par l'accumulation d'éléments nutritifs dans l'eau et les sédiments : il peut alors se produire des floraisons d'algues très rapides, suivies de la mort de ces organismes entraînant une chute brutale de l'oxygène dissous (SIMON, 1998).

D'après l'étude de Sauveterre réalisée en 1985, concernant différentes carrières de France, il apparaît que dans un certain nombre de cas celles-ci vieillissent mal (ex : zone nord de Metz) et s'eutrophisent par apports exogènes de nutriments et par manque d'exportation (plan d'eau non vidangeables) (D.I.R.E.N. Lorraine, 1997).

Ainsi, il est possible de définir les plans d'eau soumis aux influences externes telles que les activités humaines et qui présentent une eutrophisation accélérée, et les plans d'eau soumis aux conditions naturelles évoluant vers un degré de trophie élevé mais de manière naturelle.

## **CHAPITRE III : FACTEURS ET MECANISMES CONTROLANT LE DEGRE D'EUTROPHISATION DES PLANS D'EAU ISSUS DE CARRIERES**

La situation géographique, le climat, l'hydrologie, la géologie ainsi que la topographie et la géochimie sont des facteurs naturels étroitement liés au bassin versant, qui déterminent l'ampleur de l'eutrophisation des plans d'eau. Chacun de ces facteurs peut considérablement affecter l'apport en nutriment au plan d'eau, et donc sa productivité biologique. L'influence humaine peut également jouer un rôle important dans la productivité d'un plan d'eau [Fig.19 & Fig.20] (RYDING, RAST, 1994).

A titre d'exemple, le plan Bignan dans la plaine du Val de Reuil est influencé par les apports de la Seine et dans une certaine mesure par les apports dissous souterrains provenant des remblais qui contribuent à un flux continu en nutriments permettant une production primaire importante. Le plan Bignan est nettement eutrophe. Un envasement rapide des bassins constitue un risque difficile à contrer dans ces milieux qui ne sont pas vidangeables (VERMOREL, 1985).

Parallèlement, les plans Sud et Capoulade, situés respectivement à l'amont et à l'aval de la nappe alluviale ne sont influencés ni par la Seine ni par les remblais. Le seul apport en éléments nutritifs provenant des nappes, moins chargées en ces éléments, entraîne un épuisement important des nutriments qui sont consommés par la biomasse en saison estivale jusqu'à limiter la production biologique. Ce sont des milieux oligotrophes à oligo-eutrophes pour le plan Sud où la production biologique est un peu plus élevée et où un léger déséquilibre en oxygène dissous s'amorce en été [Fig.21] (VERMOREL, 1985).

### **I. Nutriments des plaines alluviales**

#### **I.1. Principaux nutriments impliqués dans l'eutrophisation des plans d'eau**

Deux des éléments minoritaires indispensables à la vie aquatique sont l'azote et le phosphore. C'est la plus ou moins grande quantité disponible de ces deux éléments nutritifs qui, en présence de lumière, favorisera ou limitera la croissance de la biomasse (AYPHASSORHO, 1990).

Dans les plans d'eau, on retrouve l'azote sous les formes suivantes : l'azote organique et l'azote minéral sous forme de nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ), nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) et azote ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ).

En conditions normales d'oxygénation, on trouve l'azote essentiellement sous forme de nitrates. Cette forme étant principalement dissoute, sa mobilité potentielle est très importante.

L'azote est également présent dans les sédiments, souvent sous forme d'azote organique.

Le phosphore, lui, se trouve sous forme de phosphore organique, phosphate dissous et phosphore particulaire (fixé sur les particules en suspension) (AYPHASSORHO, 1990).

L'impact des nutriments sur le milieu, en particulier sur la flore aquatique, est fonction de la forme sous laquelle ils sont présents. Les nitrates correspondent à la forme de l'azote directement assimilable par les végétaux. L'assimilation du phosphore par les végétaux aquatiques s'avère plus complexe, si le phosphate est la forme essentiellement assimilable, d'autres formes peuvent être utilisées par les végétaux aquatiques en fonction des conditions climatiques (AYPHASSORHO, 1990).

Dans les conditions naturelles, les sels nutritifs ne sont pas des polluants, car ils n'ont aucun effet néfaste direct sur la vie aquatique. Ce n'est qu'en cas d'excès important que certains composés azotés (nitrite, ammoniac) peuvent présenter une toxicité pour les formes supérieures de vie aquatique telles que les poissons. Les formes nitrites et azote ammoniacal sont caractéristiques d'un dysfonctionnement du milieu aquatique et présentent des toxicités pour les organismes vivants [*Chap.V*].

Favorisant le développement de l'échelon primaire de la pyramide alimentaire (algues), les éléments nutritifs en excès alimentent le milieu au point d'engendrer d'importantes poussées algales : c'est le phénomène d'eutrophisation (AYPHASSORHO, 1990).

## **I.2. Leur rôle dans la production algale**

Les nutriments sont naturellement présents dans l'eau comme sels nutritifs inorganiques et sont absorbés et convertis en biomasse phytoplanctonique.

Le phytoplancton est brouté par le zooplancton qui est lui-même consommé par les poissons et autres éléments de la faune des chaînes alimentaires, une partie de l'azote et du phosphore est excrétée dans l'eau constituant des nutriments dissous à la fois inorganiques et organiques. A ce niveau, ils peuvent être utilisés par le phytoplancton dans un nouveau cycle de production (LACAZE, 1996).

En hiver, la production du phytoplancton est limitée par les basses températures, les faibles conditions d'éclairement et le brassage par le vent. Durant cette période, les nutriments s'accumulent dans l'eau alors que la minéralisation du matériel biologique se poursuit.

Au printemps, avec l'amélioration des conditions d'éclairement et la réduction du brassage éolien, les nutriments sont utilisés pour le développement phytoplanctonique. Ce dernier s'achève avec la déplétion en nutriments.

La biomasse durant l'été est nettement plus basse : elle est alimentée par les nutriments excrétés à partir de la chaîne alimentaire (LACAZE, 1996).

L'azote se présente sous les formes inorganiques et organiques. Les eaux profondes sont particulièrement riches en nitrates qui s'est accumulé durant l'hiver. Les bactéries et la faune rejettent l'azote sous forme d'ammoniac ou de composés organiques variés tels que l'urée.

La production d'algues dépendant du nitrate est appelée nouvelle production, alors que l'on nomme production de régénération celle fondée sur l'ammoniac et l'azote organique libérés par la chaîne alimentaire (LACAZE, 1996).

## **I.3. Notion de facteur limitant**

Plus les teneurs en fertilisants dans les eaux d'un plan d'eau seront élevées, toutes choses étant égales par ailleurs, plus la production des tissus végétaux, on dit production primaire, sera forte, et l'eutrophisation importante (Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, ?).

Les teneurs naturelles en phosphore dans les eaux sont faibles, moins de 0,01 mg/L environ dans un lac eutrophe. Si le rapport des concentrations en azote et en phosphore dans les eaux d'un plan d'eau tombe en dessous de 10, c'est l'azote qui risque de faire défaut à la majorité des espèces végétales, devenant ainsi le facteur limitant [*Fig.22*] (Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, ?).

Certaines espèces d'algues microscopiques, les cyanophycées, sont capables de fixer l'azote atmosphérique, réserve inépuisable. C'est d'autant plus grave que pour diverses raisons, en particulier parce qu'elles ne sont pas consommées comme les autres espèces du phytoplancton par les organismes animaux, les cyanobactéries sont particulièrement nuisibles pour l'écosystème [Fig.23] (Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, ?).

D'autres limitations trophiques peuvent se manifester, notamment celles provoquées par le manque de carbone ou de silice. Sans oublier les facteurs qui induisent des limitations d'ordre énergétique comme la température et surtout la lumière (Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, ?).

#### **I.4. Les principales sources de nutriments dans les plans d'eau issus de carrières**

Les éléments nutritifs proviennent de sources variées, situées aussi bien à l'intérieur qu'à l'extérieur des plans d'eau.

Les sources exogènes potentielles sont constituées d'effluents ponctuels d'origine municipale ou industrielle (station d'épuration) et de sources diffuses, telles que les ruissellements et les dépôts atmosphériques.

Le relargage de nutriments à partir des sédiments et les infiltrations (écoulements souterrains) constituent d'importantes sources endogènes (interne au plan d'eau) (LACAZE, 1996).

##### **I.4.1. Les apports exogènes provenant du bassin versant**

###### **I.4.1.1. Ponctuels**

Les apports ponctuels non accidentels sont constitués essentiellement par les rejets d'eaux usées agricoles, industrielles ou urbains (LACAZE, 1996).

La situation géographique des plans d'eau de carrières expliquent très clairement l'impact important que ces apports exogènes ponctuels ont sur la qualité de leurs eaux. En effet, les plaines alluviales font l'objet de considérations économiques importantes étant donné la productivité importante de ces milieux par leur fertilisation régulière en alluvions.

La proximité des industries agroalimentaires, des villes qui s'étendent le long des fleuves ainsi que le développement d'industries inféodées aux milieux alluviaux au niveau du bassin versant, constituent un facteur déterminant dans la pollution des plans d'eau de carrières, ceux-ci étant très sensibles aux ruptures d'équilibre des apports en nutriments (Ministère de l'environnement, 1991).

Les rejets organiques des industries agroalimentaires effectués au niveau des cours d'eau, se retrouvent et s'accumulent dans les plans d'eau, de la même manière que les eaux usées des grandes villes et les rejets organiques des industries. Ces apports contribuent donc très fortement au déséquilibre du fonctionnement de ces plans d'eau et à l'eutrophisation accélérée de ces milieux.

#### I.4.1.2. Diffus

Les apports diffus ont une origine naturelle ou induite par l'intensification des pratiques agricoles (LACAZE, 1996).

##### *\* Les apports agricoles*

L'usage des engrais chimiques en lieu et place des engrais naturels dont le recyclage est assuré par la nature constitue un des inconvénients que pose l'industrialisation de l'agriculture. Dans les conditions actuelles, de grandes quantités de ces fertilisants sont utilisées chaque année. Le problème est que d'une part les végétaux mettent un certain temps à assimiler cet azote, d'autre part que ces engrais sont très solubles ce qui est normal car les plantes se nourrissent essentiellement de matières dissoutes (LACAZE, 1996).

Cela entraîne qu'une pluie trop violente survenant trop tôt après la fumure emportera en pure perte une quantité notable d'azote et de phosphore. En outre, il est certain que les fumures n'ont pas toujours été calculées au plus juste, le résultat connu étant un enrichissement en nitrate et en phosphate des mares, des étangs, des nappes phréatiques et des nappes plus profondes (LACAZE, 1996).

L'extraction des granulats dans les plaines alluviales contribue à la mise en eau de terre anciennement agricole et donc rendent disponibles les engrais présents dans le sol sous forme dissoute dans le plan d'eau ainsi formé (LACAZE, 1996).

##### *\* Les apports atmosphériques*

Des nutriments sont déposés directement à la surface des plans d'eau par apport atmosphérique en provenance de précipitations, de retombées atmosphériques sèches et de transferts par turbulence à l'interface eau-air. Les nutriments présents dans les dépôts atmosphériques sont sous formes particulaires et solubles.

La proximité de fumées industrielles, la circulation automobile et la fréquence des averses locales peuvent favoriser les dépôts atmosphériques de substances potentiellement polluantes sur les plans d'eau (RYDING, RAST, 1994).

Des apports atmosphériques importants sont généralement caractéristiques des plans d'eau situés près des zones urbaines, ces apports résultent vraisemblablement d'émissions liées aux combustions. Dans les régions agricoles, l'érosion éolienne des sols constitue probablement une source importante de phosphore. L'émanation d'azote ammoniacal au niveau des centres d'alimentation du bétail et de stockage du fumier augmente la teneur en azote de l'atmosphère (LACAZE, 1996).

##### *\* Les apports par ruissellement*

Les facteurs urbains et ruraux affectent l'apport de nutriments par le biais des ruissellements vers le plan d'eau. Dans les zones urbaines, l'écoulement des eaux d'orage peut dérégler le processus d'épuration des eaux usées par des surcharges hydrauliques, en provoquant le débordement des réseaux d'évacuation des eaux usées et d'orage (LACAZE, 1996).

Les sources rurales de composés phosphorés et azotés proviennent des ruissellements à partir des zones agricoles et des forêts. Les activités liées à l'élevage constituent les principales sources diffuses de nutriments. Elles sont générées par les écoulements provenant des tas de fumier, des réservoirs de lisier, par les eaux usées des laitières, des aires de nettoyage des machines agricoles, etc. (LACAZE, 1996).

#### I.4.2. Les apports endogènes : à partir des sédiments

Lorsque les nutriments ont atteint un lac, ils sont recyclés entre les sédiments, les plantes aquatiques et la colonne d'eau. A terme, les nutriments sont normalement piégés par les sédiments. Mais, à la suite de relargage, une partie de ces nutriments peut à nouveau transiter vers la colonne d'eau.

Le brassage éolien des sédiments et l'anoxie des eaux profondes et de la couche superficielle des sédiments, notamment lorsque l'hypolimnion devient anoxique durant la période de stratification thermique, favorisent cette libération de nutriments ou relargage [Fig.24] (RYDING, RAST, 1994).

Le rôle des sédiments dans la dynamique du cycle du phosphore et notamment son passage des sédiments vers la colonne d'eau, et vice-versa, est d'un intérêt tout particulier dans les plans d'eau eutrophes, surtout s'ils sont peu profonds et à température homogène. Dans les lacs oligotrophes, une partie importante des éléments nutritifs sont retenus par les sédiments (RYDING, RAST, 1994).

Le relargage du phosphore vers la colonne d'eau est un processus complexe, gouverné par l'interaction de nombreux mécanismes physiques, chimiques et biologiques. Parmi ces mécanismes citons la minéralisation de la matière organique, la désorption, la dissolution des sels, etc.

Des expériences effectuées sur des lacs entiers (RYDING, 1985) soulignent l'importance de facteurs physiques tels que la température de l'eau (pour les variations saisonnières) et le temps de séjour (pour les variations annuelles) sur la dynamique et l'importance du relargage du phosphore dans les lacs peu profonds. Ces facteurs induisent à leur tour des processus chimiques et bactériens qui régulent les échanges entre les sédiments et l'eau.

Les schémas saisonniers et annuels de relargage du phosphore peuvent aussi être influencés par les vents.

Le recyclage des nutriments est particulièrement important dans les lacs peu profonds (profondeur moyenne de 5 m) où la remise en suspension des sédiments enrichis et le relargage des nutriments contribuent à maintenir des concentrations élevées dans la colonne d'eau, compromettant ainsi le processus de rétablissement d'eaux initialement très eutrophes.

En conséquence, la simple réduction des apports externes en nutriments n'est pas toujours une mesure suffisante pour améliorer, de manière durable, la qualité de l'eau d'un lac fortement enrichi (LACAZE, 1996).

Dans certains plans d'eau, la fixation d'azote, mécanisme par lequel des micro-organismes transforment l'azote gazeux en azote organique, est parfois une source importante d'azote nutritif.

TESTARD (1983), souligne dans son étude sur le lac de Créteil que les capacités d'exportation des plans d'eau de carrières étant limités, la mise en réserve sédimentaire du phosphore constitue à terme un danger potentiel de perturbations importantes.

## **II. Géologie et topographie du bassin versant**

Le plan d'eau et son bassin versant forment une unité de base de l'écosystème, puisque les fractions terrestres et aquatiques du bassin hydrographique sont intimement reliées par le déplacement de matériaux et des terres vers l'eau.

La composition chimique des eaux du plan d'eau dépend donc étroitement de la composition géologique du bassin versant, de sa dimension et de sa topographie. Le contenu minéral des eaux douces varie considérablement en fonction des caractéristiques climatiques et géochimiques de la région puisque presque tous les ions d'un plan d'eau proviennent de son bassin versant (RYDING, RAST, 1994).

La Seine alimente directement le plan Bignan dans la plaine du Val de Reuil pour environ 20% de ses apports et affecte nettement la qualité du bassin, particulièrement par une contribution en nutriments quasi constante (4,5 mg/L N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). La Seine favorise ainsi le fonctionnement eutrophe de Bignan, comme c'est le cas des gravières en communication avec des fleuves pollués (VERMOREL, 1985).

## **III. Géomorphologie et hydrodynamisme**

### **III.1. Profondeur et mélange des couches d'eau**

La profondeur moyenne du plan d'eau et de l'hypolimnion peuvent influencer considérablement les effets de l'accroissement de la charge nutritive d'un lac ou d'un réservoir (RYDING, RAST, 1994).

La teneur en oxygène de l'hypolimnion durant les périodes de stratification thermique dépend en grande partie de la profondeur moyenne et du volume de celui-ci.

Les processus de dégradation de la qualité de l'eau et de relargage des nutriments à partir des sédiments y sont également étroitement liés (RYDING, RAST, 1994).

La production d'une même biomasse de phytoplancton dans la couche euphotique demandera une consommation en oxygène (attribuable en partie à la décomposition de la biomasse algale) par unité de volume de l'hypolimnion bien plus importante dans les plans d'eau où l'hypolimnion est de faible profondeur que ceux où l'hypolimnion est profond [Fig.25] (RYDING, RAST, 1994).

Si la profondeur moyenne du plan d'eau est inférieure à 10 mètres, ce qui est le cas des plans d'eau issus de carrières, l'épaisseur de la couche de mélange pourrait devenir trop faible pour modérer le développement du phytoplancton. Dans ce cas, le brassage des eaux pourrait, au contraire, stimuler la croissance du phytoplancton. Une profondeur moyenne supérieure à 15 mètres est considérée comme une caractéristique morphologique des plans d'eau oligotrophes (RYDING, RAST, 1994).

### **III.2. Taux de renouvellement des eaux**

En milieu continental l'ampleur des accumulations de substances nutritives dans un plan d'eau est principalement fonction de la pluviométrie et du taux de renouvellement de l'eau. La pratique montre qu'un temps de séjour supérieur à trois jours est nécessaire à la prolifération du phytoplancton (RYDING, RAST, 1994).

Les plans d'eau de carrières présentant des temps de séjour très long, étant donné que ces milieux sont de manière générale clos et ne présentent pas de lien direct avec le cours d'eau auquel ils sont inféodés, sont donc très sensibles au phénomène de prolifération végétale. En effet, leur alimentation en eau ne se fait que par la nappe phréatique ou au moment des crues du cours d'eau.

A titre d'exemple, les plans d'eau artificiels de la plaine du Val de Reuil présentent respectivement des temps de séjour moyens des eaux de 1,2 ans pour le plan Capoulade, 3,6 ans pour le plan Bignan et 5 ans pour le plan Sud (VERMOREL, 1985).

#### **IV. Conditions climatiques**

Le climat influence la productivité des plans d'eau en agissant sur la température, l'apport annuel d'eau et d'énergie, sur l'hydrologie du bassin versant et sur le taux de renouvellement de l'eau, ainsi que sur le transport des nutriments et sédiments vers le plan d'eau. Les caractéristiques climatiques changent avec la situation géographique (latitude, longitude) et l'altitude. La latitude et l'altitude sont inversement proportionnelles à la productivité lacustre (photosynthèse du phytoplancton) (RYDING, RAST, 1994).

Le climat détermine entre autre la température de l'eau, la durée de la période de croissance végétale, la direction et la force des vents, la pluviométrie et la stratification thermique du plan d'eau. La disponibilité en énergie solaire est un facteur important du contrôle de la productivité phytoplanctonique. Le flux solaire apporte la chaleur et la lumière nécessaire à la production primaire et favorise l'accélération des processus métaboliques des plans d'eau (RYDING, RAST, 1994).

D'une façon générale, les quantités de nutriments transportés du bassin versant vers le plan d'eau sont proportionnelles à l'abondance des précipitations (RYDING, RAST, 1994).

#### **V. Impact de l'exploitation**

Comme nous l'avons mentionné précédemment, le mécanisme d'eutrophisation des plans d'eau de carrières est d'autant plus sensible que ceux-ci ont une faible superficie et que leurs berges sont colmatées en début d'exploitation à l'aide de matériaux peu perméables (A.N.T.E.A., 1996).

La fraction argileuse préexistante dans les sables et graviers du gisement, et les matières en suspension déversées dans l'eau des gravières (limons et argiles de découverte servant au façonnage des berges) s'introduisent dans l'aquifère situé immédiatement en aval hydraulique des plans d'eau.

Ce phénomène intervient essentiellement en début d'exploitation et a pour conséquence :

- de limiter en quantité les échanges entre l'eau des gravières et l'eau de la nappe, la perméabilité des berges est alors réduite,
- de modifier la nature et la granulométrie de l'aquifère par augmentation des éléments fins constitués - d'un complexe terre végétale / limons / argiles,
- d'introduire dans le milieu aquifère des conditions plus réductrices,
- la mise en solution de fer et de manganèse dans les eaux de nappe (A.N.T.E.A., 1996).

L'incidence des matières en suspension sur les eaux de gravières est d'autant plus marquée que le rapport découverte / volume d'eau est important, donc la profondeur d'eau est faible (A.N.T.E.A., 1996).

Le colmatage des berges constitue un facteur aggravant de l'eutrophisation des plans d'eau de carrières. En effet, comme nous l'avons mentionné précédemment, ces milieux présentent un temps de séjour très long et l'alimentation en eau n'est essentiellement effectuée que par les eaux de la nappe ; la diminution de la perméabilité des plans d'eau diminue alors les échanges entre les eaux de gravières et la nappe, ce qui diminue donc le renouvellement de leurs eaux et entraîne une accumulation des nutriments et de la matières organiques.

Une étude effectuée par A.N.T.E.A. (1996) au niveau des plans d'eau de Charny-sur-Meuse a révélé que les risques d'eutrophisation étaient réduits au niveau de ceux-ci car la relation hydraulique avec la nappe subsiste, la surface des étangs est importante et des berges brutes d'extraction sont conservées.

Cependant, VERMOREL (1985) signale, dans son étude sur la sédimentation des plans d'eau artificiels de la plaine du Val de Reuil, que l'érosion des berges abruptes s'ajoute à la sédimentation naturelle augmentant ainsi la turbidité des eaux ce qui réduit la zone trophogène (ou épilimnion) et l'activité biologique. Afin de limiter cette érosion, l'auteur conseille un aménagement des rives avec des pentes plus douces favorisant l'installation de plantes aquatiques (il n'y a pratiquement aucun macrophyte au Vaudreuil) et contribuant utilement à l'enrichissement et à la stabilisation du peuplement piscicole.

Cette considération devra donc amener l'exploitant de carrière à concilier qualité biologique du milieu et enrichissement trop important du milieu.

## **CHAPITRE IV : METHODES D'EVALUATION DU DEGRE DE TROPHIE D'UN PLAN D'EAU ISSU DE CARRIERE**

### **I. Notion de potentiel trophique**

Il peut être possible de caractériser un certain nombre de situations utilisées pour classer un plan d'eau à un moment donné et qui s'appuie sur :

- l'environnement géologique,
- l'âge de la cuvette,
- le niveau de fertilité et de productivité,
- la vitesse d'évolution,
- la sensibilité aux influences humaines.

D'une manière générale, les plans d'eau peuvent être classés comme oligotrophes (du grec « peu nourris ») ou eutrophes (« bien nourris »). Un troisième terme, mésotrophe, est fréquemment utilisé pour décrire les plans d'eau en transition entre un état oligotrophe et eutrophe. Le niveau trophique correspond en fait à l'état de fertilité du plan d'eau.

Bien que ces descriptions du degré de trophie n'aient pas une signification précise, elles sont couramment employées pour caractériser le rôle des nutriments sur la qualité de l'eau ou pour désigner le potentiel trophique d'un plan d'eau. Le contrôle de l'eutrophisation d'un plan d'eau peut être axé sur l'obtention d'un degré de trophie donné (et la qualité d'eau correspondante).

### **II. Classification trophique**

Des efforts ont donc été effectués pour définir le degré de trophie en fonction de seuils attribués à différents paramètres de qualité de l'eau. Le Programme coopératif international de surveillance des eaux douces de l'O.C.D.E. a fixé des valeurs limites pour la teneur totale en phosphore ( $\mu\text{g/L}$ ) et en chlorophylle a ( $\mu\text{g/L}$ ), et pour les mesures de transparence au disque de Secchi (m); ces seuils permettent de déterminer l'état trophique de nombreux types de plans d'eau tempérés [Fig.26 & 27] (Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, ?).

L'emploi de valeurs fixes pour spécifier le potentiel trophique d'un plan d'eau présente toutefois quelques inconvénients. Un certain recouvrement est inévitable, c'est-à-dire qu'un plan d'eau peut être classé dans un état trophique sur la base d'un paramètre, mais dans un autre sur la base d'un second paramètre.

L'O.C.D.E. a essayé de pallier cet inconvénient en se basant sur une étude statistique de sa base de données. Il en résulte un système « ouvert » de classification. Dans ce système, un plan d'eau est correctement classé, si pas plus d'un ces paramètres dévie de sa moyenne géométrique de +/- 2 fois l'écart type [Fig.28] (RYDING, RAST, 1994).

Ces différents paramètres physico-chimiques établis par l'O.C.D.E. permettent de définir l'état trophique d'un plan, mais avec des protocoles d'études différents selon le système que l'on veut évaluer.

Il existe donc différentes méthodes d'étude des plans d'eau, mais en ce qui concerne les plans d'eau de carrières, étant donné leur structure, la diagnose rapide des plans d'eau élaborée par le C.E.M.A.G.R.E.F. présente en plusieurs points certains avantages non négligeables.

### **III. Avantage d'une diagnose rapide d'un plan d'eau issu de carrière**

Les dispositions prises au plan national pour apprécier la pollution des milieux aquatiques et suivre l'évolution de leur qualité n'ont concerné que les cours d'eau et les eaux côtières, ignorant les plans d'eau dans le cadre strict d'un suivi.

La loi sur l'eau de 1964 (art.3) prévoyait pourtant ce type d'opérations sur l'ensemble des eaux superficielles, mers, lacs et étangs compris.

La nouvelle loi du 3 janvier 1992 a d'ailleurs confirmé la nécessité de prendre en compte l'ensemble des milieux aquatiques.

Si un suivi national systématique concernant les plans d'eau n'a jamais été mis sur pied, en raison notamment de l'absence de méthodologies adaptées, des initiatives récentes, prises en fonction de préoccupations locales, ont permis d'affiner les approches permettant d'appréhender la qualité des écosystèmes lacustres, avec le souci de simplifier la procédure de façon à le rendre généralisable (Ministère de l'environnement, 1997).

Evaluer avec précision l'état d'un plan d'eau est une opération coûteuse, dont le montant a peu de relation avec l'importance qualitative du plan d'eau. A l'inverse, les moyens financiers disponibles sont sensiblement proportionnels à sa taille. Aussi voit-on souvent se développer des études sur les grands lacs (Leman, Annecy, Bourget).

La connaissance des plans d'eau de taille plus réduite, qui représentent pourtant localement un intérêt tout aussi important, est négligée.

C'est pour répondre à ces soucis qu'a été conçue et mise au point, à la demande de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse et du Ministère de l'Environnement, la méthode appelée « Diagnose rapide » qui vise à obtenir, à frais limités, une évaluation approchée de l'état d'un plan d'eau, en particulier de son niveau trophique.

La diagnose rapide est complète car elle ne néglige aucun des compartiments de l'écosystème constitué par la cuvette lacustre : eau et sédiment, physico-chimie et biologie. Seul le bassin versant et la vie piscicole ne sont pas intégrés dans les observations. Cependant, sa sensibilité est limitée : elle est tributaire des influences météorologiques particulières aux années étudiées et au nombre réduit de ses campagnes qui peuvent négliger des phénomènes transitoires mais significatifs.

Cette sensibilité reste toutefois suffisante pour apprécier, sur une période assez longue, des modifications d'état bien établies.

On réserve principalement cette diagnose rapide en principe aux plans d'eau stratifiés (profondeur minimale de 7 à 10 m) à variation de niveau modérée et dont le temps de séjour moyen des eaux est assez long (2 mois au moins). Mais ces limites semblent pouvoir s'étendre moyennant certains ajustements du protocole.

Cette méthode est semi-expérimentale et encore récente : elle est d'ailleurs en cours d'amélioration. Signalons tout de même qu'elle est appliquée dans le cadre d'un inventaire systématique de la qualité des plans d'eau, engagé en 1987 par l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse avec le S.R.A.E. Rhône-Alpes et en cours d'extension à d'autres régions (BARBE et al., 1990).

## **CHAPITRE V : CONSEQUENCES DE L'EUTROPHISATION DES MILIEUX STAGNANTS**

Les lacs et réservoirs sont généralement caractérisés par une faible concentration en nutriments dans la colonne d'eau, une grande diversité des communautés biologiques (végétales et animales), une productivité primaire faible, une biomasse peu importante et des eaux de bonne qualité convenant à la plupart des usages.

Les eaux eutrophes présentent, au contraire, les caractéristiques suivantes :

- productivité et biomasse élevées à tous les niveaux trophiques,
- proliférations fréquentes d'algues,
- eaux de la couche profonde déficientes en oxygène durant les périodes de stratification thermique,
- diversité des plantes et des animaux souvent réduites,
- croissance accrue des plantes aquatiques de la zone littorale,
- eaux dont la qualité est insuffisante pour de nombreuses utilisations [Fig.29 & 30] (RYDING, RAST, 1994).

### **I. Conséquences sur la structure de la chaîne trophique**

#### **I.1. Au niveau du zooplancton et du phytoplancton**

L'augmentation du degré de trophie a pour conséquence de modifier le peuplement végétal en faisant disparaître les espèces proies mais en revanche en faisant apparaître des espèces inconsommables étant donné leur taille trop importante telles que les diatomées. On observe aussi l'apparition d'espèces d'algues toxiques telles que les cyanophycées et les chlorococcales [Fig.31].

En ce qui concerne le zooplancton, l'eutrophisation a un impact néfaste car elle induit une sursaturation des couches superficielles en oxygène dissous entraînant un phénomène de bullage, ce qui a pour effet de colmater les branchies des animaux.

De manière générale, on constate donc une diminution des espèces planctoniques au profit de la prolifération d'espèces nuisibles telles que les cyanophycées, non consommables.

#### **I.2. Au niveau du macrobenthos**

On constate une évolution au profit des décomposeurs, entraînant la disparition des espèces sensibles.

#### **I.3. Au niveau de la faune piscicole**

Dans un premier temps, on constate que l'augmentation du degré de trophie du plan d'eau a un effet bénéfique en augmentant la productivité. Mais cet effet est de courte durée et dans un deuxième temps on observe une régression des individus induite par une modification des paramètres physico-chimiques telles que la teneur en oxygène dissous et la présence d'éléments toxiques [Fig.32].

## **II. Phénomène de prolifération végétale**

Comme nous l'avons mentionné précédemment, le phosphore est le régulateur principal de la production primaire parce qu'il est facilement piégé et précipité dans les sédiments : c'est un élément peu soluble donc peu biodisponible dans les conditions normales.

L'hyperfertilisation des plans d'eau est donc due à une suralimentation du milieu en phosphore qui n'est plus dès lors un élément limitant pour la production primaire. On observe alors une augmentation anarchique de la production primaire et par la suite de la production végétale dans son ensemble.

Les milieux à risques sont la résultante des caractéristiques du milieu et des activités humaines. Ces milieux ont pour caractéristiques :

- d'être des milieux stagnants de faible profondeur,
  - d'avoir un fort éclaircissement et une élévation de la température supérieure à 15°C en période de croissance,
  - de présenter des conditions hydrodynamiques stables,
  - d'avoir une granulométrie fine et un substrat de type marne ou calcaire,
  - de présenter une minéralisation moyenne à élevée ainsi qu'une trophie élevée.
- L'intensité des développements est aussi fonction des facteurs climatiques.

Ces proliférations végétales ont comme impacts sur les milieux stagnants :

- une altération du patrimoine,
- une perte de richesse spécifique,
- une modification de la qualité physico-chimique du milieu,
- une modification du milieu physique,
- une gêne de l'écoulement des eaux ou des pratiques de loisirs,
- une forte mortalité piscicole.

## **III. Risques toxicologiques**

### **III.1. Toxicité des différentes formes de l'azote et du phosphore**

#### **III.1.1. L'azote**

Les trois principales formes minérales de l'azote : ammonium, nitrite et nitrate présentent des niveaux de toxicité très différents, tant pour les organismes aquatiques que pour l'Homme (LACAZE, 1996). Pour faciliter les comparaisons, nous raisonnerons sur l'azote ammoniacal, l'azote nitreux et l'azote nitrique.

##### **III.1.1.1. L'azote ammoniacal**

En solution dans l'eau, l'ion ammonium  $\text{NH}_4^+$  est en équilibre avec la forme non dissociée  $\text{NH}_3$  et cette dernière est, de loin, la plus toxique pour les organismes aquatiques. L'équilibre entre  $\text{NH}_4^+$  et  $\text{NH}_3$  étant principalement régi par le pH et la température, on conçoit facilement qu'une même concentration d'azote ammoniacal aura des effets très différents dans une rivière froide et acide ou dans une rivière aux eaux plus chaudes et alcalines (LACAZE, 1996).

### III.1.1.2. L'azote nitreux

C'est, pour les organismes aquatiques comme pour l'Homme, la plus toxique des formes minérales de l'azote. Très réactif, le nitrite intervient dans de nombreux phénomènes de toxicité dont les plus connus sont la méthémoglobinémie et la production soupçonnée de nitrosamines dans l'estomac [Fig.33].

Les nitrosamines, dont 80% sont cancérogènes, sont des dérivés formés par condensation d'oxydes d'azote,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}_3$ , et d'anions secondaires ou tertiaires.

La méthémoglobinémie est une affection qui se manifeste par un manque d'oxygénation des tissus, se traduisant par des difficultés respiratoires et des vertiges. Cette maladie, qui jusqu'en 1945 était confondue avec des affections pulmonaires ou cardiaques, est liée à l'absorption de fortes doses de nitrate, lesquelles, à l'issue d'un processus complexe, transforment l'hémoglobine en méthémoglobine, impropre à fixer l'oxygène de l'air et à le céder aux tissus. Cette maladie atteint essentiellement les nourrissons et peut être mortelle.

L'ion nitrite est, heureusement dans la plupart des cas, et en dehors de situations de pollution extrême, rapidement oxydé dans le milieu naturel de telle sorte qu'on le rencontre rarement (LACAZE, 1996). Mais sa formation à partir des nitrates est favorisée en milieu réducteur ; il peut aussi être catalysé par la nitrite réductase de certaines espèces bactériennes.

### III.1.1.3. L'azote nitrique

A la différence de l'ammoniac et de l'ion nitrite, l'ion nitrate n'est pas directement toxique aux concentrations où on le rencontre dans l'eau. Cependant, chez le nourrisson et dans certains cas pathologiques chez l'adulte, le nitrate absorbé peut se transformer en nitrite au sein même de l'organisme, ce qui ramène aux problèmes de toxicité du nitrite, responsable de la méthémoglobinémie.

En contribuant au phénomène d'eutrophisation le nitrate concourt à la dégradation des milieux aquatiques. Il présente une action directe. L'excès de nitrate dans les eaux peut provoquer, chez l'Homme et les animaux qui en consomment en trop grandes quantités, des maladies spécifiques (LACAZE, 1996).

Bien qu'il soit difficile d'établir des relations précises entre les doses absorbées de nitrates et le taux de méthémoglobine dans le sang, on estime que la maladie peut apparaître lorsque les teneurs des eaux d'alimentation en nitrate dépassent 50 mg/L

Pour ce qui concerne les risques de cancer, le Conseil supérieur de l'hygiène publique de France a précisé, au début de l'année 1985, que pour les teneurs rencontrées actuellement en France, le risque de cancer lié aux nitrates n'a pas été démontré malgré la mobilisation d'efforts de recherche.

Si un risque existe, il semble qu'il soit extrêmement faible (LACAZE, 1996).

### III.1.2. Le phosphore

Si on excepte certains composés organiques comme les pesticides organophosphorés, les diverses formes du phosphore apparaissent comme très peu toxiques (LACAZE, 1996).

### **III.2. Les toxines des cyanobactéries**

Les cyanobactéries (couramment appelées cyanophycées ou algues bleues) se sont révélées poser des problèmes de toxicité en eau douce (FEUILLADE, 1992).

La toxicité se manifeste surtout lors de l'ingestion de cyanobactéries formant des fleurs d'eau superficielles liées à l'eutrophisation. *Microcystis aeruginosa* est l'espèce la plus fréquemment incriminée, mais 75% des souches de cyanobactéries d'eau douce seraient des toxiques potentiels.

Un mammifère peut mourir s'il passe dans son sang 0,07 mg de toxine de *Microcystis* par kg de son poids. En pratique, de nombreux cas de morts de bétail ont été recensés. Les toxines qui causent des accidents sont des endotoxines non rejetées par les cellules vivantes, mais libérées au cours de leur lyse. Ceci explique que des cas d'intoxication humaine par l'intermédiaire de l'eau de boisson ont pu être observés.

On distingue principalement :

- des microcystines, hépatotoxines produites par diverses cyanobactéries dont *Microcystis* et *Oscillatoria* [Fig.34],
- des anatoxines, neurotoxines produites par des *Anabaena* [Fig.35].

Certaines cyanobactéries produiraient un mélange des deux formes.

Des produits actifs synthétisés par des cyanobactéries possèdent une fonction antibiotique et sont susceptibles de jouer un rôle dans le comportement des espèces et leur dominance ou de les protéger contre le broutage. Ces produits seraient des exotoxines différentes des précédentes (LACAZE, 1996).

Les paramètres favorisant la prolifération de ces organismes au niveau des plans d'eau sont principalement la richesse en nutriments du milieu, sa relative stabilité (vitesse d'écoulement inférieure à 20 cm/sec.), l'absence de vent et le réchauffement de la colonne d'eau (phénomène estival).

Actuellement, l'Agence de l'Eau Rhin Meuse effectue une étude ayant pour objectif de mettre en place et réaliser des prélèvements de cyanophycées au niveau de plusieurs plans d'eau du bassin Rhin Meuse présentant essentiellement des activités de baignade. Cette étude permettra d'évaluer l'impact sanitaire de la présence de ces organismes dans ces plans d'eau (présence de risque toxique).

Les résultats de cette étude ne seront connus qu'en janvier 2001 (GENOIS, 2000).

Parmi les milieux étudiés, quelques gravières d'Alsace et de Remiremont ont été considérées étant donné la présence d'activités de baignade importantes, mais ces milieux n'étaient pas considérés comme étant à risque au cours du choix des plans d'eau à échantillonner : la température de l'eau y est plus froide que dans les eaux de surface, car elle subit l'influence de la nappe (GENOIS, 2000).

Cependant, comme nous l'avons vu précédemment, le colmatage des berges induit la diminution des échanges entre la nappe et l'eau des gravières, ce qui entraîne progressivement le réchauffement du plan d'eau présentant alors une différence de température avec la nappe. Le risque de prolifération des cyanophycées dans la plupart des plans d'eau issus de carrières est donc à prendre en considération si ceux-ci présentent un degré de trophie élevé associé à une relative stabilité de la colonne d'eau (stratification thermique saisonnière) à l'abri des vents.

## **IV. Interaction entre eutrophisation et autres formes de pollution**

### **IV.1. Biodisponibilité des micropolluants**

L'eutrophisation génératrice de matières particulaires vivantes et mortes et de molécules dissoutes contrôle, dans bien des cas, la biodisponibilité des micropolluants.

Les composés naturels excrétés à la fois par les micro- et les macroalgues, peuvent jouer un rôle dans la complexation des métaux en liaison avec les autres mécanismes de production de matières organiques dissoutes, par exemple la partie non broutée par le zooplancton et la lyse des organismes morts. L'excrétion de la matière organique par les algues peut donc contrôler la qualité, la quantité et la distribution dans l'environnement aquatique des substances dotées d'un pouvoir complexant. Les composés excrétés sont très variés (polysaccharides, polyphénols, acides aminés, polypeptides, protéines, etc.).

La production de la matière organique excrétée par les algues dépend du stade de croissance de celles-ci et de la richesse en nutriments du milieu de culture. Par ailleurs, l'exposition des algues à des concentrations subtoxiques de métaux pourrait induire l'excrétion de substances chélatrices.

Les matières en suspension (M.E.S.) peuvent être considérées comme des transporteurs importants de polluants : la plupart des métaux lourds, les polluants organiques, les microorganismes pathogènes et des nutriments tel que le phosphore (MEYBECK et al., 1989).

Cette observation prend toute sa signification dans les études de pollution. En effet, les métaux lourds, les pesticides, les hydrocarbures halogénés et les micropolluants organiques liposolubles en général sont essentiellement associés à la phase particulaire. Il est certain que cette affinité des éléments chimiques pour les particules sédimentaires favorise leur élimination de la masse d'eau, néanmoins ils ne sont pas soustraits pour autant au cycle biologique : d'une part, ils peuvent être assimilés par divers organismes filtrants, et d'autre part être remis en solution par différentes réactions chimiques et biochimiques se produisant à l'interface eau-sédiment.

Les métaux liés aux particules existent sous de nombreuses formes chimiques et physiques qui vont déterminer leur comportement et leur toxicité dans le milieu aquatique, c'est-à-dire leur biodisponibilité. Pour prédire le comportement des métaux dans l'environnement, il importe donc de connaître leurs formes chimiques spécifiques (LACAZE, 1996).

### **IV.2. Relation entre pluies acides et degré d'eutrophisation**

L'oxyde nitrique NO et le peroxyde d'azote NO<sub>2</sub> sont des produits secondaires des réactions de combustion de l'air avec divers substituts carbonés. En effet, bien que ces composés représentent des constituants normaux de l'air, ils sont produits en quantités importantes lors des combustions à haute température et sous forte pression, conditions réunies dans les moteurs à combustion interne (LACAZE, 1996).

Le peroxyde d'azote NO<sub>2</sub> ne séjourne pas longtemps dans l'air. Il y est converti en quelques jours en acide nitrique et participe à ce titre au phénomène des pluies acides [Fig.36]. Il est ensuite transformé partiellement en nitrate par réaction avec l'ammoniac. Le nitrate d'ammonium ainsi formé engendre des particules infra microscopiques ramenées rapidement au sol par les précipitations (LACAZE, 1996).

L'arrivée de dépôts acides, secs (poussières) ou humides (pluies) sur les fleuves et les lacs a un impact évident sur le taux de production et donc, le cas échéant, sur le degré d'eutrophisation ; elle déclenche les phénomènes suivants :

- dans un premier temps, les bicarbonates et carbonates réagissent avec l'apport d'acide pour le neutraliser, l'alcalinité diminue mais le pH du milieu ne varie pas,
- dans un deuxième temps, lorsque tous les carbonates et bicarbonates sont utilisés, l'apport d'acide n'est plus neutralisé et le pH peut chuter brutalement d'une ou de deux unités (LACAZE, 1996).

En outre, les dépôts acides ont des conséquences indirectes sur la physico-chimie de l'eau par le biais de la décomposition de la matière organique dans les sédiments. En effet, lorsque le pH décroît, la nitrification est réduite, l'oxydation de l'ammoniac cesse, les taux de décomposition des cadavres végétaux et animaux diminuent (LACAZE, 1996).

## **CHAPITRE VI : MOYENS DE LUTTE CONTRE L'EUTROPHISATION DES PLANS D'EAU ISSUS DE CARRIERES**

Notre étude a permis de constater que les plans d'eau de carrières en France sont sensibles au phénomène d'eutrophisation, plus que les milieux stagnants en général, étant donné leurs caractéristiques morphométriques, géographiques, hydrologiques, etc. Certains d'entre eux ont notamment fait l'objet d'études approfondies sur ce problème, tels que le lac de Créteil (TESTARD, 1983), les gravières de la plaine alluviale du Val de Reuil (VERMOREL, 1985), mais aucune étude au niveau national n'a été établie afin de faire un bilan sur l'état actuel de ces milieux en France.

La restauration des plans d'eau issus de carrières présentant une eutrophisation avancée est donc à considérer et peut être effectuée selon différentes méthodes et à des niveaux différents, afin de garantir une qualité des eaux qui soient en accord avec les niveaux d'activités auxquels ces milieux sont voués après exploitation [Fig.37].

### **I. Au niveau du bassin versant**

Les méthodes mises au point sont surtout préventives. Elles consistent à modifier soit :

- les activités humaines développées sur le bassin versant,
- la quantité et/ou la qualité des apports solides ou dissous (ponctuels, diffus).

L'objet du traitement concerne en fait les causes de la dégradation des plans d'eau.

Modifier les quantités et/ou la qualité des apports solides ou dissous consiste à :

- détourner les eaux usées afin de les traiter ou de les utiliser à des fins d'irrigation par arrosage,
- minimiser le lessivage et l'érosion des sols (LAIR, 1993).

### **II. Au niveau du plan d'eau**

Les méthodes développées sont essentiellement curatives et concernent :

- les caractéristiques des eaux et des sédiments des plans d'eau,
- la gestion de certains organismes jugés indésirables ou en quantité trop importante (algues, végétaux macrophytes, etc.).

Le traitement porte en fait sur les conséquences jugées nuisibles de l'évolution du milieu (LAIR, 1993).

#### **II.1. Modifier la charge interne**

Au niveau des plans d'eau de carrières, la charge interne en nutriments peut être réduite grâce à plusieurs procédés.

Aérer les eaux au moyen d'air comprimé des plans d'eau présentant une stratification. Ainsi, soit toute la colonne d'eau est remise en circulation (destratification) après injection d'air au-dessus du fond, soit seule la partie profonde est aérée au moyen d'un appareil qui permet des échanges entre l'air injecté et l'eau, sans destratification du lac (aération hypolimnique) [Fig.38]. Cependant, cette méthode n'est pas efficace totalement et les teneurs en phosphore ont tendance à retrouver leur valeur avant traitement ; c'est pour ces raisons que, en plus de l'aération, on ajoute des substances chimiques qui adsorbent les phosphates. Un autre inconvénient de l'aération de la masse d'eau est d'augmenter la température des eaux profondes (LAIR, 1993).

D'autres méthodes consistent à :

- draguer les sédiments afin de les extraire,
- prélever les plantes indésirables par le faucardage,
- traiter les sédiments pour les rendre inactifs par l'injection de divers produits chimiques tels que le chlorure de fer [Fig.39].

Ces méthodes présentent cependant certains inconvénients tels que la gestion et la toxicité des sédiments extraits ainsi que la biomasse végétale volumineuse qu'il faut revaloriser (LAIR, 1993).

L'injection de chlorure de fer présente aussi des désavantages, car le fer n'est pas un métal anodin : il participe activement aux processus de stress oxydant.

## **II.2. Accélérer la sortie des nutriments**

La sortie des nutriments peut être accélérée selon plusieurs méthodes : amener de l'eau de meilleure qualité provoque un effet de dilution, le système est lavé et la production algale est retardée ; mais les échanges d'eau doivent être importants et ce procédé n'est pas très probant à long terme (LAIR, 1993).

Une autre méthode consiste à vidanger les eaux du plan d'eau. En abaissant le niveau d'eau, on limite le développement d'une ceinture végétale importante, mais surtout on accélère le transit des sédiments déposés. Cependant, s'il n'est pas possible de détourner les effluents dans des bassins d'épandage, ou de les traiter, ce procédé se traduit par le déplacement en aval de la charge polluante et ne fait que déplacer le problème [Fig.40] (LAIR, 1993).

## **II.3. Manipuler le niveau trophique**

Ce procédé peut être réalisé à différents niveaux et concerne tous les niveaux trophiques du plan d'eau [Fig.41]. Notamment, cette manipulation peut consister :

- en une destruction chimique des végétaux aquatiques grâce à des biocides,
- à introduire des prédateurs tels que des poissons piscivores ou fourragés,
- en une action directe sur le phytoplancton en créant des mouvement d'eau (LAIR, 1993).

## **Conclusion Générale**

Du fait de leurs caractéristiques morphométriques particulières et de leur situation géographique (plaine alluviale), les plans d'eau issus de carrières présentent un mode de fonctionnement différent des plans d'eau de surface, notamment, de par la nature de leur alimentation en eau (nappe phréatique).

Vis-à-vis du phénomène d'eutrophisation, les plans d'eau issus de carrières sont des milieux plus sensibles à l'accélération de celui-ci provoquée par les activités humaines. Milieux non videngeables, situés à proximité des grands fleuves, les plans d'eau de carrières constituent des réceptacles importants de la pollution organique et ont tendance à l'accumuler au niveau de leurs sédiments.

Bien évidemment, tous les plans d'eau de carrières ne sont pas atteints de ce dysfonctionnement, de nombreux facteurs et mécanismes interviennent et contrôlent leur degré de trophie.

Notamment, les apports en nutriments constituent le facteur essentiel à l'eutrophisation des milieux aquatiques et conditionnent l'accélération de ce phénomène. Les éléments organiques du phosphore et de l'azote favorisent majoritairement la prolifération des végétaux à l'intérieur du système : leur nature est diverse mais les sources les plus importantes sont les activités humaines situées en amont du plan d'eau, ou à proximité.

La pollution des grands fleuves ainsi que des nappes phréatiques, dans certains cas, peuvent être aussi à l'origine de la pollution de ces milieux.

La géologie et la topographie du bassin versant ainsi que les conditions climatiques (vent, précipitations, etc.) conditionnent, de manière indirecte, la nature des apports en nutriments et leur importance.

Le fait que les plans d'eau de carrières soient de petite dimension, c'est-à-dire peu profonds (5 mètres en moyenne) et de faible superficie (entre 5 et 10 hectares), et étant donné le taux de renouvellement peu important des eaux (supérieur à 1 an), ces milieux présentent des dispositions naturelles à l'accélération de l'eutrophisation.

L'origine anthropique des plans d'eau issus de carrières ainsi que leur mode de conception jouent aussi un rôle important dans le mécanisme d'eutrophisation. Notamment, l'extraction des granulats dans la carrière en eau ainsi que le colmatage des berges par la découverte, accélèrent la sédimentation et modifient la granulométrie du fond du plan d'eau favorisant ainsi la prolifération des végétaux.

La diminution des échanges entre la nappe et l'étang, du fait du colmatage des berges par des matériaux peu perméables, favorise aussi le réchauffement des eaux et l'augmentation des concentrations en nutriments en diminuant le taux de renouvellement des eaux.

L'eutrophisation dans ces milieux provoque des modifications dans la chaîne trophique, une augmentation de la productivité végétale et l'apparition de toxiques tels que les dérivés nitreux ou nitrites et les toxines des cyanobactéries (algues unicellulaires proliférantes).

Ce phénomène est donc à l'origine de risques sanitaires qui peuvent entraîner de graves problèmes de santé. Mais aucune étude, jusqu'à présent, n'a permis de déterminer avec exactitude l'ampleur de ces troubles et même si les cyanobactéries prolifèrent dans les plans d'eau de carrières.

Une étude est en cours actuellement sur le bassin Rhin-Meuse afin de déterminer l'importance de ces proliférations dans plusieurs plans d'eau du bassin versant et entre autre des plans d'eau de carrières.

Il est possible d'évaluer le degré de trophie des plans d'eau de carrières, cette évaluation permettant de déterminer l'importance de l'eutrophisation et les moyens de lutte envisageables pour restaurer les milieux dégradés par ce phénomène. La diagnose rapide en plan d'eau proposée par le C.E.M.A.G.R.E.F., paraît être une méthode adaptable aux plans d'eau de carrières car elle présente de nombreux avantages, notamment sa mise en œuvre facile et rapide.

Les moyens de luttés envisagés sont diverses et peuvent être soit préventifs, en diminuant les apports en nutriments provenant du bassin versant, soit curatifs, en restaurant le plan d'eau par différents procédés (aération, dragage, destratification, etc.).

La bibliographie n'a pas pu déterminer avec exactitude l'ampleur de l'eutrophisation des plans d'eau de carrières en France. Le phénomène est pourtant connu, et quelques études ponctuelles ont été réalisées au niveau de ces milieux, mais aucun suivi national n'a été réalisé jusqu'à présent.

Il est juste intéressant de noter qu'une étude est actuellement en cours dans un laboratoire de recherche de Lyon qui a pour objectif de mettre en place un suivi du niveau de qualité des plans d'eau de carrières de cette région et principalement un suivi du niveau trophique (cette information devra être confirmée et approfondie auprès de l'U.N.I.C.E.M. de cette région).

Les risques sanitaires dus à la dégradation des plans d'eau sont connus mais non maîtrisés. Etant donné leur niveau d'activité après exploitation, le fait que ces milieux puissent présenter des activités de loisirs importantes (baignades, sports nautiques, pêche, etc.), il est primordial de connaître l'importance de l'eutrophisation. Certaines études constatent que ces milieux vieillissent mal de manière générale, et, qu'à l'heure actuelle, une grande partie des plans d'eau de carrières âgés (quelques décennies) sont eutrophisés : la restauration de ceux-ci serait donc envisageable après évaluation.

Plusieurs interrogations persistent après cette étude bibliographique. Une recherche plus approfondie devrait à présent être mise en place afin de déterminer avec exactitude l'ampleur de ce phénomène et les risques sanitaires provoqués par l'eutrophisation dans ces milieux.