

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université Mohamed KHIDER – Biskra
Faculté des Sciences et de la Technologie
Département : Génie Civil et Hydraulique
Laboratoire de Recherche en Hydraulique
Souterraine et de Surface (LARHSS)
Réf. :



جامعة محمد خيضر – بسكرة
كلية العلوم و التكنولوجيا
قسم الهندسة المدنية و الري
المرجع:

Thèse présentée en vue de l'obtention du
diplôme de

Doctorat en Sciences

Spécialité : Sciences Hydrauliques

**Erosion et Sédimentation des barrages: perspectives
et mise en œuvre de nouvelles formes d'ingénierie**

Présentée par :
Djillali BENSALIA
Maître - Assistant A

Soutenue publiquement le 17 avril 2016 devant le jury composé de:

M. Bachir ACHOUR	Professeur	Univ. Biskra	Président
M. Toufik BOUZIANE	Professeur	Univ. Biskra	Examineur
M. Abdelamir SAAD HAMOUDI	Professeur	Univ. Chlef	Examineur
M. Gil MAHE	Dir. de Rech.	IRD Montpellier	Examineur
M. Boualem REMINI	Professeur	Univ. Blida1	Rapporteur

A mes chers parents ;
A ma femme et mes enfants ;
A mes frères et sœurs ;
A Na Zahra
A toute ma famille ;
A mes amis ;
A mes chers collègues.

“ Considère celui qui te fait voir tes défauts, comme s’il te montrait un trésor
.....”

BOUDHA (LE DHAMMAPADA)

REMERCIEMENTS

Les recherches qui ont fait l'objet de cette thèse ont été effectuées dans le laboratoire d'hydraulique et du transport solide au département des Sciences de l'Eau et Environnement sous la direction de Monsieur B. REMINI, Professeur à l'université Saad DAHLAB - Blida 1.

Au moment de présenter ce travail, il m'est infiniment agréable d'adresser mes sincères remerciements à tous ceux qui ont contribué à son accomplissement.

A mon Directeur de thèse Monsieur B. REMINI, je dédie ce travail qu'il m'a confié, en témoignage de ma reconnaissance pour l'intérêt qu'il a accordé à mes travaux de recherche et l'entière confiance qu'il m'a accordée. Il n'a à aucun moment ménagé son temps, ni sa réflexion pour me guider.

Je voudrais exprimer à M. Le Professeur J.P. BRAVARD, mon co-Directeur de thèse, ma profonde gratitude pour m'avoir reçu à maintes fois à l'université Lumière Lyon II et m'avoir permis de bénéficier de ces connaissances et son expérience enrichissantes durant les sorties sur le terrain et pour les articles et publications qu'il m'a fournis sans aucun engagement de sa part. Je le remercie vivement.

Je suis très honoré que Monsieur ACHOUR B. ; Professeur à l'Université de Biskra, ait bien voulu présider ce jury de soutenance.

Je remercie Monsieur BOUZIANE T., Professeur à l'Université de Biskra, d'avoir accepté de faire partie de ce jury.

Je tiens également à remercier Monsieur SAAD HAMOUDI A., Professeur à l'université de Chlef, d'avoir accepté de juger mon travail et de faire partie du jury.

Je remercie vivement Monsieur MAHE G., Directeur de recherche à l'IRD- Maroc et coordonateur du projet SIGMED, pour son aide fructueuse et sa présence dans le jury.

Que mon Professeur Amara KELLIL trouve ici ma profonde reconnaissance pour les encouragements qu'il m'a prodigués pour poursuivre mon travail.

Je tiens également à exprimer ma profonde admiration et mes sincères remerciements à mes chers amis et frères Bachir BEZTOUT, Makhlof OUARI, Aziz BEZTOUT et leurs familles pour m'avoir accueilli à maintes fois durant mes stages effectués à l'Université Lumière Lyon2.

J'adresse mes vives reconnaissances à mon neveu Malek, ma cousine Keltouma et au jeune étudiant Idir BOUCHENEB pour m'avoir hébergé et invité durant mes séjours à Lyon.

Tous mes remerciements vont au personnel enseignant et travailleur de Département des Sciences de l'Eau et Environnement, Faculté de Technologie de l'Université de Blida 1, grâce auxquels le département est encore debout.

Je remercie vivement mes amis Aziz TAIBI, Kamel EDDOUAOUDA, Omar BOURAS et Nasreddine MESSAOUD NACER, pour m'avoir encouragé à poursuivre et à l'accomplissement de ce présent travail.

"Après le pain, l'éducation est le premier besoin d'un peuple "

DANTON

ملخص

تعتبر ظاهرة إطماء السدود نتيجة للتآكل ونقل الرواسب. يسجل أعلى القيم في بلدان المغرب وخاصة في الجزائر. من حيث الكمية، يتم قطع البنى التحتية للموارد المائية الجزائرية، التي تتألف من 73 سدا كبيرا بسعة 7 مليارات م³، بكمية 45 مليون م³ سنويا (رميني 2005).

إطماء السدود هي واحدة من النتائج الأكثر إثارة للانجراف، حوالي 180 مليون طن من التربة تأتي سنويا من مستجمعات المياه عن طريق مجاري في شمال الجزائر (دماك 1982) وزيادة عن التربة الناتجة من الانجراف على مستوى مستجمعات المياه، كمية كبيرة من الطين تأتي من تآكل أطراف الوديان وهذه تسبب في تسريع إطماء الخزانات والسدود.

وبالإضافة إلى مشكلة الحد من قدرة السدود، وجود ما يهدد نوعية المياه في هذه السدود من ظاهرة الإثراء الغذائي التالية تصريف مياه النفايات من مصادر الحضرية والصناعية في الأودية، مما تسبب في اختلال التوازن البيئي وانتشار النباتات المائية واستنزاف البيئة والأوكسجين المذاب. الهدف من هذه الدراسة هو تحديد مسؤولية ملوثات معينة مثل الفوسفور ونقل الرواسب وترسبها على مستوى السد.

جميع الدراسات السابقة التي بحثت هذه الظاهرة تؤكد بالإجماع على أن الفوسفور هو العامل المحدد الذي يجب اتخاذ إجراءات لتجنب إنتاج الكتلة الحيوية الطحالب وظهور المستنقعات الخضراء. تتكون هذه الدراسة من جزأين:

- هذا الجزء عبارة عن بحوث من مراجع ومؤلفات و ينقسم إلى أربعة فصول التي تدرس التعرية والترسيب في السدود، والمشكلة من وجود الفوسفور في المياه السطحية في مختلف العمليات البيولوجية العامة، التقليدية والمحددة لتحتيته من الماء.

- أما الجزء الثاني هو تجريبي ويتكون من جزئين رئيسيين: الأول هو وصف المنهج التجريبي ومحطة تجريبية المختارة باستخدام الطين من مختلف السدود ومياه الحنفية والأساليب والمواد المستخدمة، والنتائج التجريبية التي تم الحصول عليها ومناقشتهم لتحديد أثر أو مسؤولية وجود الطين على نوعية مياه السدود.

الجزء الثاني يدرس حالة حقيقية للوضع الغذائي في سد سيدي أحمد بن عودة (SMBA) في غليزان (الجزائر).

لقد تم اقتراح التوصيات لمعالجة انجراف مستجمعات المياه، وبالتالي ترسب الطمي من السدود، ومكافحة الإثراء الغذائي، وتقنيات الجديدة لنزع الطين من السد و كذا تثمين الطين في ميادين البناء والزراعية.

وبالفعل فإننا نستنتج من النتائج المحصلة عليها أن:

- الرواسب هي وسيلة نقل للمغذيات التي تسبب نمو الطحالب في مياه السدود.
- درجة الحرارة تعتبر عاملا مهما حيث لوحظ نمو الطحالب عند حرارة 20 درجة مئوية.
- النسبة العالية من الفوسفور في الطين يسرع تطور النباتات، مما يدل على أن الوضع الغذائي لمسطحات المائية يعتمد إلى حد كبير على الفوسفور في الرواسب.
- تمعدن الطحالب الميتة الراسبة يسبب إطلاق مكثف من الفوسفور الذي تعطي للماء طابع غني بالنباتات المائية.

- تعكر الماء يقلص ظاهرة التشبع الغذائي حيث إن وجود المواد الصلبة العالقة يحد من سير عملية التركيب الضوئي، مما يحفز تثبيط تكاثر الطحالب.
- مستجمعات المياه لواد مبنا ذات التضاريس اللطيفة نسبيا و تتكون من الصخور مع هيمنة المارل والطيني التي هي حساسة للانجراف، وهذا يوضح شدة كمية الجسيمات الدقيقة في السد.
- انعدام الغطاء النباتي أو هيمنة الغطاء النباتي المقاوم لعناصر الانجراف يزيد من خطر خسائر التربة لمستجمعات المياه وادي مينا.

- سد وادي مينا يتعرض للمشاكل التي تهدد القدرة على التخزين والصلاحية للشرب من مياهه: الإطماء، التبخر والتطحلب.

- خلال أكثر من عقدين من الاستغلال (1978-2003)، 34% من حجمه مفقود واحتل من قبل كميات هائلة من الطمي.
- المناخ الشبه القاحل في المنطقة مسؤول عن فقدان 7% من حجم المياه كل سنة وهذا راجع للتبخر الشديد.
- وجود الطين في قاع السد شارك في حدوث زيادة المغذيات في مياهها. الصور التي التقطت في موقع سد تظهر بوضوح التلوث الذي له عواقب مباشرة وغير مباشرة عديدة والقلق بما في ذلك الصحة العامة (سمية البكتيريا الزرقاء).
- تركيز الفوسفور على مستويات مختلفة تنتمي إلى فئة غنية بالمغذيات الذي يعبر عن الكمية المفرطة للمغذيات في سد وادي مينا.
- تتميز منطقة مستجمعات المياه من هيمنة الزراعة، مما يترك لنا القول إن زيادة المغذيات في حوض واد مينا هو من أصل الزراعي؛
- لا تظهر البيانات السنوية والشهرية على درجة الحموضة والأوكسجين المذاب الوضع الغذائي في السد من على وجه التحديد بسبب تأثير تكاثر الطحالب التي تظهر على مقياس الوقت وفقا للطبقات الحرارية للخران.
- لحماية وصون الموارد الطبيعية والتربة للأجيال القادمة، فمن الضروري أن الدولة تطلق في منطقة سيدي أمحمد بن عودة دراسات لمراقبة الإثراء الغذائي في السد وخفض الضغط البشري على الموارد. من الضروري أن هذه الدراسات تركز على تحليل لتقييم الإثراء الغذائي محدد في المنطقة. يستوجب على المسؤولين وسكان المنطقة لمكافحة الانجراف مع جميع موارد التنمية المتاحة في إطار مشاريع التنمية المستدامة ورفع مستوى الوعي حول العواقب الكارثية لهذه الآفة.
- أيضا استخدام طين السدود في ميدان البناء والزراعة هو حل بديل لتقييم و تثمين الكميات الهائلة من الرواسب المستخرجة من هذه السدود وبالتالي إيجاد حلول للكميات المعتبرة من الطين المستخرجة من السدود.

الكلمات المفتاحية: انجراف، الترسيب، الطين، السد، الفسفور، التشبع الغذائي، تثمين.

RESUME

Le phénomène de l'envasement des barrages est la conséquence de l'érosion et du transport solide. Il enregistre les valeurs les plus élevées au Maghreb et plus particulièrement l'Algérie. En matière de quantité, l'infrastructure hydrotechnique Algérienne, forte de 73 grands barrages, d'une capacité de 7 milliards de m³ est amputée annuellement d'une capacité de 45 millions de m³ (Remini, 2005). L'envasement des barrages est l'une des conséquences la plus dramatique de l'érosion hydrique ; environ 180 millions de tonnes sont arrachés annuellement des bassins versants par le ruissellement dans le nord d'Algérie (Demmak, 1982). En plus de terres arrachées par l'érosion des bassins versants, une quantité non négligeable en provenance des sapements des berges participe à l'accélération de l'envasement des barrages réservoirs.

En plus du problème de la réduction de la capacité des barrages, la qualité des eaux de ces barrages est menacée par le phénomène de l'eutrophisation suite aux rejets des eaux usées d'origines urbaine et industrielle dans les oueds, entraînant des déséquilibres écologiques par la prolifération de la végétation aquatique et l'appauvrissement du milieu en oxygène dissous.

L'objectif de cette étude est d'examiner l'importance de l'envasement sur la réduction de la capacité de barrage. Des cas de barrages seront traités. Pour mieux proposer de moyens de lutte contre l'envasement, des études sur le processus de sédimentation seront examinés dans cette thèse. L'évolution de l'envasement du barrage de SMBA sera étudiée d'une façon détaillée. Pour mieux étudier l'impact de l'envasement sur l'accélération de l'eutrophisation, des études expérimentales seront menées au laboratoire sur des vases issues de deux barrages différents. Une étude à grandeur nature fera l'objet dans cette étude sur le barrage de Sidi M'hamed Ben Aouda (Relizane).

En effet et en résumé des résultats obtenus, nous pouvons tirer les conclusions suivantes :

Les sédiments servent de véhicule aux nutriments qui causent le développement des algues dans les eaux d'un barrage ;

La température est un facteur très important, car l'apparition des algues n'a été observée qu'à partir de la température de 20°C.

Une concentration élevée en phosphore dans les dépôts de vase accélère le développement des végétaux, ce qui démontre que l'état trophique des plans d'eau dépend en grande partie du phosphore contenu dans les sédiments.

La minéralisation des algues mortes sédimentées provoque un relargage intense du phosphore qui donne à l'eau un caractère eutrophe ;

La turbidité atténue le phénomène de l'eutrophisation des eaux car la présence des matières en suspension limite le déroulement de la photosynthèse, induisant ainsi une inhibition de la prolifération algale.

Le bassin versant étudié représente un relief relativement doux caractérisé par une formation lithologique avec la dominance des marnes et des limons sensibles à l'érosion hydrique, explique l'intensité des apports de particules fines au niveau de la retenue ;

L'absence de la végétation ou la dominance d'un couvert légèrement résistant aux agents érosifs augmente le risque des pertes de sols de bassins versant de la Mina ;

La retenue du barrage SMBA est exposée à des problèmes qui menacent la capacité de stockage et la potabilité de ses eaux : l'envasement, l'évaporation et l'eutrophisation ;

Durant plus de deux décennies d'exploitation (1978-2003), 34% de son volume réservé au captage d'eau a été perdu et occupé par les quantités énormes de la vase ;

Le climat semi-aride de la région est responsable d'une perte de 7% du volume d'eau retenu chaque année suite à une évaporation intense ;

La présence de la vase au fond du barrage a participé à l'apparition de l'eutrophisation de ses eaux. Les photos qui ont été prises sur le site du barrage montrent clairement que celui-ci est affecté par cette pollution. Ses conséquences directes et indirectes sont nombreuses et préoccupantes y compris pour la santé publique (toxicité directe de certaines cyanobactéries) ;

La concentration en phosphore à différentes échelles appartient à la classe eutrophe. Ce qui exprime un apport excessif en nutriment dans la retenue de SMBA.

La surface du bassin versant est caractérisée par la dominance des activités agricoles, ce qui nous laisse dire que l'eutrophisation dans le bassin de l'Oued Mina est d'origine agricole ;

Les données annuelles et mensuelles du pH et de l'oxygène dissous ne montrent pas l'état trophique dans le barrage d'une façon précise car l'effet d'une

prolifération algale sur ces deux paramètres apparaît sur l'échelle horaire et en fonction de la stratification thermique de la retenue ;

Afin de protéger et préserver les ressources naturelles et les sols, pour les générations futures, il est primordial que l'État lance dans cette région de Sidi M'hamed Ben Aouda, des études afin de suivre le phénomène d'eutrophisation de ce barrage et diminuer les pressions anthropiques sur la ressource. Il est fondamental que ces études s'axent sur des analyses permettant l'évaluation de l'eutrophisation spécifiques à la région. Il faut que les responsables et la population de la région continuent à combattre l'érosion avec tous les moyens d'aménagement disponibles dans le cadre des projets de développement durables et par la sensibilisation sur les conséquences désastreuses de ce fléau.

Aussi l'utilisation de la vase des barrages dans les domaines agricole et de construction constitue une alternative intéressante à exploiter pour valoriser les quantités énormes de sédiment extraites de ces retenues et par conséquent trouver une solution aux quantités énormes de vases issues des opérations de dévasement.

Mots clés : Erosion, sédimentation, vase, barrage, phosphore, eutrophisation, valorisation.

ABSTRACT

The phenomenon of silting of dams is the result of erosion and sediment transport. It records the highest values in the Maghreb and especially Algeria. In terms of quantity, the Algerian hydrotechnical infrastructure, consisting of 73 large dams with a capacity of 7 billion m³ annually is cut with a capacity of 45 million m³ (Remini, 2005). Siltation of dams is one of the most dramatic consequences of water erosion; about 180 million tons annually are torn watershed by runoff in northern Algeria (Demmak 1982). And more land torn by erosion of the watershed, a significant amount from the banks sapements part in accelerating the silting of reservoirs dams.

In addition to the problem of reducing the capacity of the dams, the water quality of these dams is threatened by the phenomenon of eutrophication following the discharge of waste water from urban and industrial sources in the wadis, causing ecological imbalances the proliferation of aquatic vegetation and depletion of dissolved oxygen environment.

The objective of this study is to examine the importance of siltation on reducing the capacity of dams. Cases of dams will be treated. To offer better means to fight against siltation, studies on the sedimentation process will be discussed in this thesis. The evolution of siltation dam SMBA will be considered a detail. To further study the impact of siltation on accelerating eutrophication, experimental studies will be conducted in the laboratory on various dams vases. A life-size study will be in this study on the dam Sidi M'hamed Ben Aouda me.

Indeed and summary of the results, we can draw the following conclusions:

The sediments serve as a vehicle for nutrients that cause algae growth in the water of a dam;

Temperature is a very important factor, because the appearance of algae was observed only from the temperature of 20 ° C.

A high concentration of phosphorus in silt deposits accelerates the development of plants, demonstrating that the trophic status of water bodies depends largely phosphorus content in sediments.

Mineralization of dead algae sedimented causes a intense release of phosphorus, which gives water a eutrophic character;

Turbidity attenuates the phenomenon of eutrophication of water since the presence of suspended solids limit the progress of the photosynthesis, thereby inducing inhibition of algal blooms.

The watershed is considered a relatively gentle relief characterized by lithological formation with the dominance of marl and silt sensitive to water erosion, explains the intensity of the fine particles of intake in the reservoir;

The lack of vegetation or the dominance of a slightly resistant to erosive agents increases the risk covered watersheds soils losses of Mina;

Retaining the SMBA dam is exposed problems that threaten the storage capacity and potability of its water: siltation, eutrophication and evaporation;

For more than two decades of operation (1978-2003), 34% of its volume reserved for the abstraction of water was lost and occupied by the huge amounts of silt;

The semi-arid climate of the region is responsible for a loss of 7% of the volume of water held each year following an intense evaporation;

The presence of silt at the dam bottom has participated in the emergence of eutrophication of its waters. Photos taken on the dam site clearly show that it is affected by the pollution. Its direct and indirect consequences are numerous and concern including public health (direct toxicity of certain cyanobacteria);

The phosphorus concentration at various levels up to the eutrophic class. Which expresses excessive nutrient intakes in the dam of SMBA.

The catchment area is characterized by the dominance of agricultural activities, which leaves us say that eutrophication in the basin of the Oued Mina is of agricultural origin;

The annual and monthly data on pH and dissolved oxygen do not show the trophic status in the dam of a precisely because the effect of algal growth on these two parameters appear on the hourly scale and according of thermal stratification of the reservoir;

To protect and preserve natural resources and soil for future generations, it is essential that the state launches in the region of Sidi M'hamed Ben Aouda Me, studies to monitor the eutrophication of the dam and reducing human pressure on the resource. It is essential that these studies are focusing on analyzes for the assessment of eutrophication specific to the region. We need the leaders and people of the region continue to combat erosion with all development resources

available within the framework of sustainable development projects and by raising awareness about the disastrous consequences of this scourge.

Also the use of mud dams in the agricultural and construction is an interesting alternative to use to value the huge amounts of sediment extracted from these deductions and therefore finding a solution to huge amounts of vases from the desilting operations.

Keywords: erosion, sedimentation tank, dam, phosphorus, eutrophication, recovery.

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1. Processus d'envasement d'un barrage réservoir (Remini, 1990)	5
Figure 1.2. Erosion intense dans les montagnes Hammam Ouarka (Ain Sefra) (Remini, 2014)	6
Figure 1.3. Formation des ravines sur le bassin versant de Beni Chougrane (Remini, 2011)	6
Figure 1.4. Formation d'une ravine au niveau du bassin versant de l'Oued Fodda (cliché : Remini, 2008)	7
Figure 1.5. Bad land dans le bassin versant de Beni Chougrane	7
Figure 1.6. Schéma approximatif du phénomène de sapement des berges dans l'oued Labiod (schéma Remini, 2015)	9
Figure 1.7. Coupe transversale d'une section d'un oued avant et après une crue (schéma Remini, 2015)	9
Figure 1.8. Un foyer de sapement des berges dans l'oued Labiod (cliché. Remini, Mai, 2013)	10
Figure 1.9. Un foyer de sapement des berges dans l'oued Chellif (cliché. Remini, 2011)	10
Figure 1.10. Un foyer de sapement des berges dans l'oued Chellif (cliché. Remini, 2011)	11
Figure 1.11. Couleur de l'eau de l'oued Hammam est synonyme d'une forte concentration en particules fines (cliché. Remini, 2011)	12
Figure 1.12. Un charriage très important dans l'oued Labiod en périodes de crues (cliché. Benguemouza, 2011)	12
Figure 1.13. Etat de l'oued Labiod avant et après les crues (Remini, 2015)	13
Figure 1.14. Courbe de Brune- piégeage des sédiments de 90 Barrages Maghrébins (Remini, 2007)	14
Figure 1.15. Mécanisme d'envasement dans un barrage en zone aride (Remini, 2015)	19
Figure 1.16. Envasement du barrage d'Ighil Emda (Remini et Ouaret, 2004)	20
Figure 1.17. Comblement total d'un petit barrage sur l'oued Chellif (Hamoudi, 2004)	20
Figure 1.18. Blocage des vannes de fond (cliché. Remini, 2011)	21
Figure 1.19. Curage d'un canal par les moyens	22

Figure 2.12. Evolution de la concentration en oxygène dessous en fonction de temps	53
Figure 3.1. Situation géographique du barrage de SMBA (Remini)	56
Figure 3. 2. Vue générale de la digue en enrochement (photo; Remini, 2013)	56
Figure 3.3. Retenue du barrage de SMBA (Remini, 2015)	57
Figure 3.4.Limitations du bassin versant d'Oued Mina	58
Figure 3.5.Une partie du bassin versant d'oued Mina très dégradé	58
Figure 3.6. Sapement des berges dans l'oued Mina	59
Figure 3.7. Piégeage des sédiments dans le lac du barrage de SMBA (Brown, 1953)	59
Figure 3.8. Propagation des courants de densité dans le lac du barrage de SMBA	60
Figure 3.9. Parcours des courants de densité dans la retenue du barrage de SMBA	60
Figure. 3.10. Evolution temporelle du comblement du barrage de SMBA	61
Figure 3.11. Diagramme des capacités d'eau (1978) et des boues (1986) du barrage de SMBA	62
Figure 3.12. Diagramme des capacités d'eau (1978) et de boues (2000) du barrage de SMBA	62
Figure 3.13. Diagramme des capacité d'eau (2003) et des boues (1978 et 2003) du barrage de SMBA	63
Figure 3.14a. Evolution des dépôts vaseux en fonction de la hauteur d'eau durant la période 1978-1986	64
Figure 3.14b. Evolution de l'envasement dans le barrage de SMBA durant les périodes d'exploitation 1978-2000	64
Figure 3.14c .Evolution de l'envasement dans le barrage de SMBA durant la période d'exploitation 1978-2003	65
Figure 3.15. Schéma synoptique de l'évolution du toit de vase	65
Figure 3.16. Délimitation d'une retenue d'un barrage en trois zones (Remini, 1997)	66
Figure 3.17. Evolution de l'envasement dans la partie centrale de la retenue du barrage de SMBA	67
Figure 3.18. Evolution de l'envasement dans la partie basse de la retenue du barrage de SMBA	67

Figure 3.19 .Evolution annuelle de la concentration du phosphore PO_4^{3-} (période:2000-2011)	69
Figure 3.20. Evolution mensuelle de la concentration du phosphore PO_4^{3-} (période:2000-2011)	69
Figure 3.21.Variation saisonnière de la concentration du phosphore PO_4^{3-} (période:2000-2011)	69
Figure 3.22 .Couleur verdâtre des eaux de Barrage Sidi M'hamed Ben Aouda. (juin 2013)	70
Figure 3.23.Variation mensuelle du pH (période: 2000-2011)	71
Figure 3.24.Variation saisonnière du pH (période: 2000-2011)	71
Figure 3.25. Variation mensuelle de la concentration de l'oxygène dissous (période: 2000-2011)	72
Figure 3.26.Variation saisonnière de la concentration de l'oxygène dissous (période: 2000-2011)	72
Figure 3.27.Variation annuelle du volume de dévasement pendant la vidange de fond du barrage SMBA en fonction du temps (période 2000-2012)	72
Figure 3.28. Evolution annuelle de la concentration du phosphore PO_4^{3-} (période:2000-2011)	73
Figure 3.29. Apparition de l'eutrophisation dans le barrage SMBA (juin 2013)	74
Figure 3.30. Apparition de l'eutrophisation dans le barrage SMBA (juin 2013)	74
Figure 4.1.Lieux de prélèvement des échantillons	76
Figure 4.2. Analyses granulométriques de la vase de la rive droite (RD)	77
Figure 4.3. Analyses granulométriques des sédiments du centre de la retenue	77
Figure 4.4. Analyses granulométriques de la vase extraite à l'aval du barrage	78
Figure 4.5. Limites d'Atterberg de la vase de la rive droite (RD)	78
Figure 4.6. Limites d'Atterberg des sédiments du centre de la retenue	78
Figure 4.7. Limites d'Atterberg de la vase extraite à l'aval du barrage	79
Figure 4.8. Courbe DRX de la vase prélevée dans la rive droite du barrage	81
Figure 4.9. Courbe DRX de la vase extraite du centre du barrage	81
Figure 4.10. Courbe DRX de la vase prélevée en aval du barrage	82
Figure 4.11. Echantillons de brique et de tuile fabriqués avec la vase de SMBA	84

Figure 5.1. Application de la précipitation primaire	93
Figure 5.2. Schéma d'une station d'épuration par boues activées opérant par la précipitation secondaire	93
Figure 5.3 .Voies métaboliques du phosphore (Roques H., 1979)	97
Figure 5.4.Schéma de déphosphatation par le procédé Phostrip	100
Figure 5.5. Schéma type d'une station de déphosphatation par le procédé A/O à deux phases	101
Figure 5.6. Schéma type d'une station de déphosphatation par le procédé BARDENPHO	102
Figure 5.7. Schéma type d'une station de déphosphatation par le procédé BARDENPHO Modifié	102
Figure 5.8. Schéma de déphosphatation par le procédé UCT	103
Figure 5.9. Schéma type d'une station de déphosphatation par le procédé UCT modifié	103
Figure 5.10. Schéma type du procédé Rotanox	104

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1. Concentrations approximatives en phosphore et ses différentes formes dans les eaux communales	34
Tableau 2.2. Comparaison entre les états trophiques, la teneur en phosphore totale et la transparence du milieu d'après différents auteurs	38
Tableau 2.3. Coût d'investissement d'un traitement physico-chimique en hors taxes	39
Tableau 2.4. Caractéristiques des différents bacs installés	43
Tableau 2.5. Caractéristiques chimiques des différentes vases	46
Tableau 2.6. Caractéristiques physico-chimiques de l'eau de robinet utilisée	48
Tableau 4.1. Teneur en eau de la vase du barrage de SMBA	79
Tableau 4.2. Résultats des analyses chimiques des trois échantillons prélevés	80
Tableau 4.3. Résultats des analyses semi quantitatives	82
Tableau 4.4. Propriétés de façonnage et de séchage	83
Tableau 4.5. Propriétés de cuisson à 900° C	83
Tableau 4.6. pH des différents échantillons de vase du barrage SMBA prélevés	85
Tableau 4.7. C.E de la vase du barrage de SMBA	85
Tableau 4.8. Teneur en MO de la vase du barrage de SMBA	85
Tableau 4.9. Teneur du C_T de la vase du barrage de SMBA	86
Tableau 4.10. Teneur du C_A de la vase du barrage de SMBA	86
Tableau 4.11. Résultats des analyses chimiques (éléments majeurs, éléments secondaires et oligo-éléments)	87
Tableau 5.1. Avantages et inconvénients des différentes techniques de précipitation du phosphore dans la chaîne de traitement par boues activées (OMS, 1981).	94

SOMMAIRE

	Page
Dédicaces	i
Remerciements	ii
Résumé en Arabe	iii
Résumé en français	v
Résumé en Anglais	viii
Liste des figures	xi
Liste des tableaux	xvi
Table des matières	xvii
Introduction générale	1
Chapitre 1: Erosion et Envasement des barrages	4
1.1. Introduction	4
1.2. Etapes de l'envasement d'un barrage	4
1.3. Erosion hydrique	5
1.4. Sapement des berges	7
1.5. Transport solide dans les oueds	11
1.6. Piégeage des sédiments	13
1.7. Mécanismes de l'envasement des barrages	14
1.8. Problèmes posés par l'envasement des barrages	19
1.8.1. Réduction de la capacité	20
1.8.2. Blocage des vannes de fond	21
1.8.3. Envasement des canaux d'irrigation	22
1.8.4. Impact de l'envasement sur la qualité de l'eau du barrage	23
1.9. Moyens techniques de lutte contre l'envasement	23
1.9.1. Aménagement des bassins versants	23
1.9.2. Dévasement des barrages	24
a) Dévasement périodique : Soutirage des courants de densité	25
b) Dévasement périodique : Evacuation de la vase par la vanne de fond	25
c) Dévasement occasionnel : Dragage d'un barrage	26
1.9.3. Surélévation du barrage de Foum El Gherza	28
1.10. Conclusion	29

Chapitre 2 : Relation : Envasement – Eutrophisation/ Etude expérimentale	30
2.1. Introduction	30
2.2. Généralités sur le phosphore	30
2.3. Différentes formes du phosphore	31
2.3.1. Composés phosphorés inorganiques	31
2.3.1.1.. Orthophosphates	31
2.3.1.2. Polyphosphates	32
2.3.2. Phosphates organiques	33
2.4. Origines des rejets de phosphore dans les eaux	33
2.5. Effets de la présence du phosphore dans les eaux de surface	34
2.5.1. Eutrophisation	36
2.5.2. Différentes étapes de l'eutrophisation	37
2.6. Critères d'évaluation de l'état trophique d'un plan d'eau	38
2.7. Lutte contre l'eutrophisation	39
2.8.. Partie expérimentale	41
2.8.1 Matériels utilisés	41
2.8.2. Réactifs utilisés	41
2.8.3. Mode opératoire	41
2.8.3.1 .Préparation de la vase	41
2.8.3.1.1. Prélèvement de la vase	41
2.8.3.1.2. Etuvage de la vase	42
2.8.3. 1.3.Broyage de la vase	42
2.8.3.1.4. Préparation du mélange eau-vase	43
2.8.4. Paramètres à analyser	43
2.8.4.1 Paramètres physico-chimiques	43
2.8.4.1.1 Température	44
2.8.4.1.2. Le potentiel hydrogène (pH)	44
2.8.4.1.3. Turbidité	44
2.8.4.1.4. Oxygène dissous	44
2.8.4.1.5. Evaporation	45
2.8.4.1.6. Orthophosphates	45
2.8.4.2. Analyses microbiologiques	45
2.9. Caractéristiques de la vase	45
2.9.1. Analyse chimique	46

2.9.2. Granulométrie	46
2.10. Caractéristiques physico-chimiques de l'eau	48
2.11. Discussion et interprétation des résultats physico-chimiques	48
2.11.1. Température	48
2.11.2. Potentiel d'Hydrogène	49
2.11.3. Turbidité	50
2.11.4. Evaporation	51
2.11.5. Orthophosphates	52
2.11.6. Oxygène dissous	53
2.11.7. Discussion et interprétation des résultats microbiologiques	54
2.12. Conclusion	54
Chapitre 3: Relation Envasement- Eutrophisation du barrage SMBA	55
3.1. Introduction	55
3.2. Evolution de l'envasement du barrage de SMBA	55
3.2.1. Présentation et caractéristiques du barrage	55
3.2.2. Les courants de densité dans le barrage de SMBA	57
3.3. Evolution de la sédimentation dans le barrage de SMBA	60
3.3.1. Evolution temporelle	60
3.3.2. Evolution spatiale	63
3.3.3. Evolution de l'envasement selon les zones	65
3.4. Qualité des eaux du barrage SMBA	68
3.4.1. Phosphore	68
3.4.2. pH	70
3.4.3. Oxygène dissous	71
3.5. Relation entre le volume de la vase chassée et la concentration résiduelle du phosphore dans les eaux de barrage SMBA	72
3.6. Conclusion	75
Chapitre 4: Valorisation de la vase : Une solution pour les barrages envasés	
4.1. Introduction	76
4.2. Situation et caractérisation du barrage	76
4.2.1. Analyses granulométriques et limites d'Atterberg	77

4.2.1.1. Masse volumique	79
4.2.1.2. Humidité	79
4.2.2. Analyses chimiques et minéralogiques	80
4.2.2.1. Analyses chimiques	80
4.2.2.2. Analyses minéralogiques	80
4.2.3. Conclusion	83
4.3. Valorisation de la vase en construction	83
4.3.1. Préparation de l'échantillon d'analyse	83
4.3.2. Résultats des analyses	83
4.4. Conclusion	84
4.5. Valorisation de la vase en agriculture	84
4.5.1. Introduction	84
4.5.2. Analyses chimique supplémentaires	84
4.5.2.1. pH	84
4.5.2.2. Conductivité électrique (C.E)	85
4.5.2.3. Teneur en matière organique	85
4.5.2.4. Calcaire total	86
4.5.2.5. Calcaire actif	86
4.5.2.6. Eléments majeurs, les éléments secondaires et les oligo-éléments	86
4.6. Conclusion	87
Chapitre 5: Procédés d'élimination du phosphore : déphosphatation	88
5.1. Introduction	88
5.2. Procédés physicochimiques	88
5.2.1. Précipitation par les sels d'aluminium	89
5.2.2. Précipitation par les sels de fer	90
5.2.3. Précipitation par les sels de calcium	91
5.3. Points d'injection du réactif dans la filière de traitement biologique	92
5.3.1. Précipitation primaire	92
5.3.2. Précipitation secondaire	93
5.3.3. Précipitation tertiaire	93
5.4. Procédés biologiques	94
5.4.1. Inefficacité des stations biologiques classiques à la déphosphatation	94
5.4.2. Mécanismes de l'élimination du phosphore par voie biologique	96

5.4.2.1. Rappels : métabolisme du phosphore par les micro-organismes	96
5.4.2.2. Alternance des conditions anaérobie et aérobie	97
5.5. Facteurs limitant l'enlèvement biologique du phosphore	98
5.5.1. Nitrates	99
5.5.2. Carbone organique	99
5.5.3. Rapport DCO/P	99
5.5.4. Age des boues	99
5.5.5. Temps de rétention en temps anaérobie	99
5.6. Différents procédés biologiques spécifiques d'élimination du phosphore	100
5.6.1. Procédé Phostrip	100
5.6.2. Procédé A/O	101
5.6.3. Procédé Bardenpho	101
5.6.4. Procédé Bardenpho modifié (Phoredox	102
5.6.5. Procédé de l'Université de Cap Town (UCT) ou Phoredox modifié	103
5.6.6. Procédé UCT modifié	103
5.6.7. Procédé Rotanox	103
5.7. Efficacité d'élimination du phosphore par les procédés biologiques classiques	105
Conclusion générale	106
Références bibliographiques	110

INTRODUCTION GENERALE

Le phénomène de l'envasement des barrages est l'aboutissement d'un processus d'érosion et de transport solide. Ce phénomène naturel enregistre les valeurs les plus élevées en régions arides et semi arides comme la région du Maghreb et plus particulièrement l'Algérie. L'envasement qui représente les dépôts successifs des sédiments, pose des problèmes de quantité et de qualité des eaux des barrages. En matière de quantité, l'infrastructure hydrotechnique Algérienne forte de 73 grands barrages, d'une capacité de 7 milliards de m³ est amputée annuellement d'une capacité de 45 millions de m³ (Remini, 2005). A titre d'exemple, le barrage de Sidi M'Hamed Ben Aouda (Relizane) a reçu un volume de vase égal à 6,7 millions de m³ par année durant la période 1995-2003 (Remini et Bensafia, 2010). Le barrage de l'Oued Fodda (Chlef) capte annuellement un volume de vase de 3,2 millions de m³ (Remini, 1997). Au total, environ 20 grands barrages seraient fortement menacés par le comblement total du réservoir à court terme si les moyens techniques de lutte n'étaient pris en compte (Remini et Hallouche, 2007). L'envasement des barrages est l'une des conséquences la plus dramatique de l'érosion hydrique ; environ 180 millions de tonnes sont arrachés annuellement des bassins versants par le ruissellement dans le nord d'Algérie (Demmak, 1982). En plus de terres arrachées par l'érosion des bassins versants, une quantité non négligeable en provenance des sapements des berges participe à l'accélération de l'envasement des barrages réservoirs. La particularité de l'envasement des barrages en régions arides réside dans le mécanisme et le processus du comblement. C'est ainsi que les fortes concentrations en particules fines enregistrées dans les oueds en périodes de crues déclenchent la formation des courants de densité à l'entrée des retenues de barrages (Duquennois, 1953 ; Remini, 1997 ; Remini, 2014). Donc les barrages des régions arides s'ensavent en périodes de crues, lesquelles surviennent après une longue sécheresse (6 à 7 mois) où le sol devient très favorable à l'érosion par des ruissellements.

En plus du problème de la réduction de la capacité des barrages, la qualité des eaux de ces barrages est menacée par le phénomène de l'eutrophisation suite aux rejets des eaux usées d'origines urbaine et industrielle dans les oueds,

entraînant des déséquilibres écologiques par la prolifération de la végétation aquatique et l'appauvrissement du milieu en oxygène dissous.

Suivant ce processus qui peut affecter les retenues, les barrages peuvent être classés suivant leurs concentrations en éléments nutritifs et leur production biologique (Bachmann, 1950; Landner et al., 1986; Loehr et al., 1974). En Algérie, les eaux de certains barrages sont polluées comme Beni Bahdel, Bakhada, Ouizert, Bouhanifia, Fergoug, Oued Lekhel, Hammam Grouz, Oued Harbil, Sidi M'hamed Ben Aouda et Beni Haroun. En plus des rejets, les boues piégées au fond des barrages génèrent l'eutrophisation des eaux des lacs de barrages, surtout pour les barrages fortement envasés. L'impact des sédiments sur la qualité des eaux de barrages est peu étudié. L'eutrophisation est l'enrichissement d'une eau en sels minéraux (nitrates et phosphates notamment) entraînant des déséquilibres écologiques comme la prolifération anarchique de la végétation aquatique et l'appauvrissement du milieu en oxygène dissous. Le vieillissement d'une retenue passera d'un état de faible niveau nutritif (oligotrophie) à un état intermédiaire (mésotrophie), puis à un état final de haut niveau nutritif (eutrophie). C'est au cours de ce vieillissement que les sédiments entrants, affectent le plus la qualité de l'eau (C.I.G.B., 1980). Le phosphore et l'azote sont des substances nutritives limitant le cycle de croissance de la végétation dans la retenue. Le phosphore est transporté en solution dans les retenues et se fixe aux sédiments. Une fois décantés dans la retenue, les sédiments libèrent le phosphore (en quantités variables selon le pH du milieu) et contribuent au processus d'eutrophisation (Bachmann, 1950).

L'objectif de cette étude est d'examiner l'importance de l'envasement sur la réduction de la capacité de barrages. Des cas de barrages seront traités. Pour mieux proposer de moyens de lutte contre l'envasement, des études sur le processus de sédimentation seront examinés dans cette thèse. L'évolution de l'envasement du barrage de SMBA sera étudiée d'une façon détaillée. Pour mieux étudier l'impact de l'envasement sur l'accélération de l'eutrophisation, des études expérimentales seront menés au laboratoire sur des vases de deux barrages différents.

Une étude à grandeur nature fera l'objet dans cette étude sur le barrage de Sidi M'hamed Ben Aouda (SMBA). Pour atteindre ces objectifs, nous avons structuré la thèse comme suit :

- Introduction générale ;
- Chapitre 1 : Erosion et Envasement des barrages ;
- Chapitre 2 : Relation : Envasement- Eutrophisation/ Etude expérimentale ;
- Chapitre 3 : Relation : Envasement- Eutrophisation du barrage SMBA ;
- Chapitre 4: Valorisation de la vase : une solution pour les barrages envasés ;
- Chapitre 5 : Procédés d'élimination du phosphore: déphosphatation.

Enfin, nous terminons par une conclusion générale dans laquelle nous synthétisons les résultats obtenus au cours de notre modeste travail de recherche.

Chapitre 1

EROSION ET ENVASUREMENT DES BARRAGES

1.1 .Introduction

Dans ce chapitre nous aborderons le processus de l'envasement des barrages. L'érosion des bassins versants sera traitée avec une étude comparative entre les différentes valeurs enregistrées au niveau du Maghreb. Sans oublier le phénomène des sapements des berges des oueds qui n'a jamais fait l'objet d'une étude sérieuse. Des tonnes de terres sont érodées annuellement et transportés directement vers la mer ou les barrages. Le transport solide, un volet très important dans le processus de l'envasement, fera l'objet de cette étude. La dernière étape sera consacrée au mécanisme de l'envasement. Une attention particulière sera réservée au phénomène des courants de densité.

1.2. Etapes de l'envasement d'un barrage

Le processus de l'envasement d'un barrage débute dans la première phase par l'arrachage des particules fines de leurs positions initiales par le ruissèlement. Dans la seconde phase, les sédiments seront drainés par les cours d'eau jusqu'au barrage. Dans la troisième partie, les particules seront piégées pour se décanter et se tasser au fond du lac du barrage (fig. 1.1).

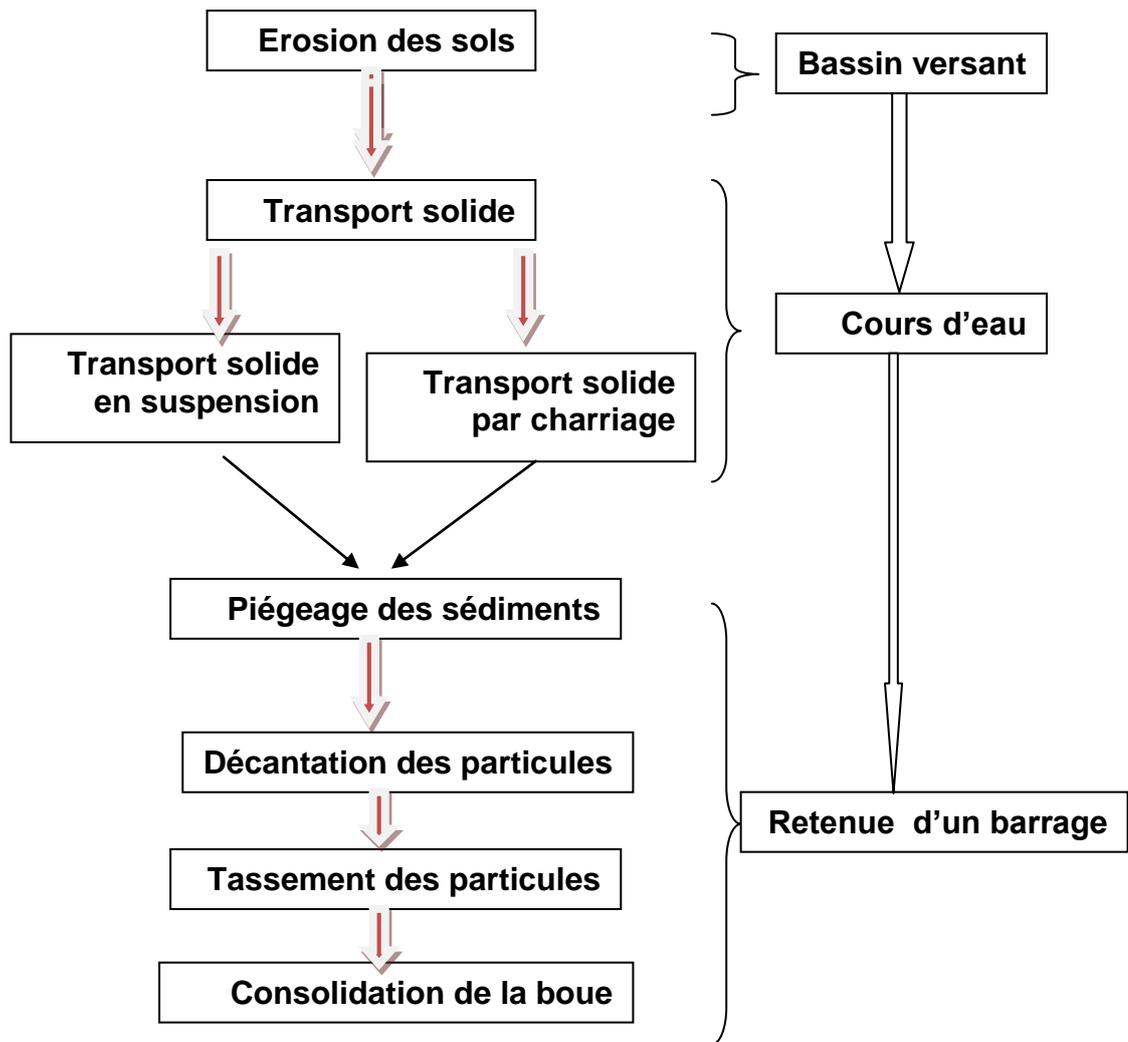


Fig. 1.1. Processus d'envasement d'un barrage réservoir (Remini, 1990)

1.3. Erosion hydrique

L'érosion hydrique correspond à la séparation entre la particule et son support, sans inclure le transport et la sédimentation, même s'il se produit toujours un micro-transport (Rampon, 1990). L'érosion des bassins versants est très répandue dans la région du Maghreb, puisque toutes les conditions sont réunies pour déclencher et développer un tel processus : les irrégularités climatiques, la faible densité du couvert végétale, la nature des sols qui est peu résistante à l'écoulement et la violence des crues. En effet, la région enregistre les valeurs les plus élevées de la planète. Plusieurs exemples témoignent de la gravité du problème. En Algérie le taux d'érosion spécifique atteint la valeur de $5000 \text{ t/km}^2 \cdot \text{an}$ sur le bassin versant d'Oued Agrioum (Demmak, 1989) (fig. 1.2 à 1.5). Dans les bassins versants du Martil, de l'Ouergha, de Lakhdar, et de la Tessaout au

Maroc, le taux d'érosion dépasse 2000t/km².an (Badraou et Hajj, 2001). En Tunisie, l'érosion hydrique dégrade les terres cultivables. Au total, 1,2 millions d'hectares sont gravement affectés par l'érosion dans le nord, et le centre de la Tunisie, soit 25% de la superficie totale des terres (Bouزيد, 1991).



Fig. 1.2. Erosion intense dans les montagnes Hammam Ouarka - Ain Sefra (Remini, 2014)



Fig. 1.3. Formation des ravines sur le bassin versant de Beni Chougrane (Remini, 2011)



Fig. 1.4. Formation d'une ravine au niveau du bassin versant d'Oued Fodda (Remini, 2008)

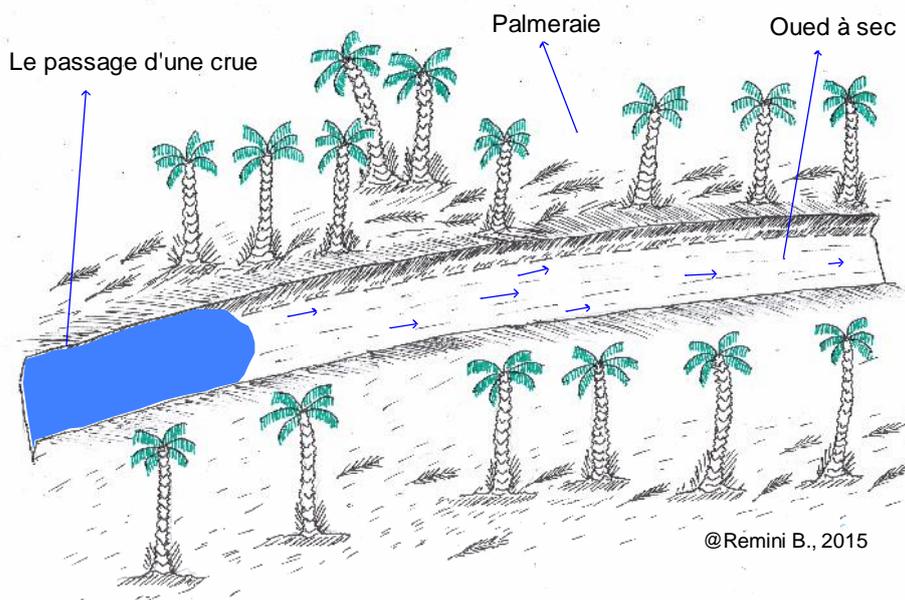


Fig. 1.5. Bad land dans le bassin versant de Beni Chougrane (Remini, 2011)

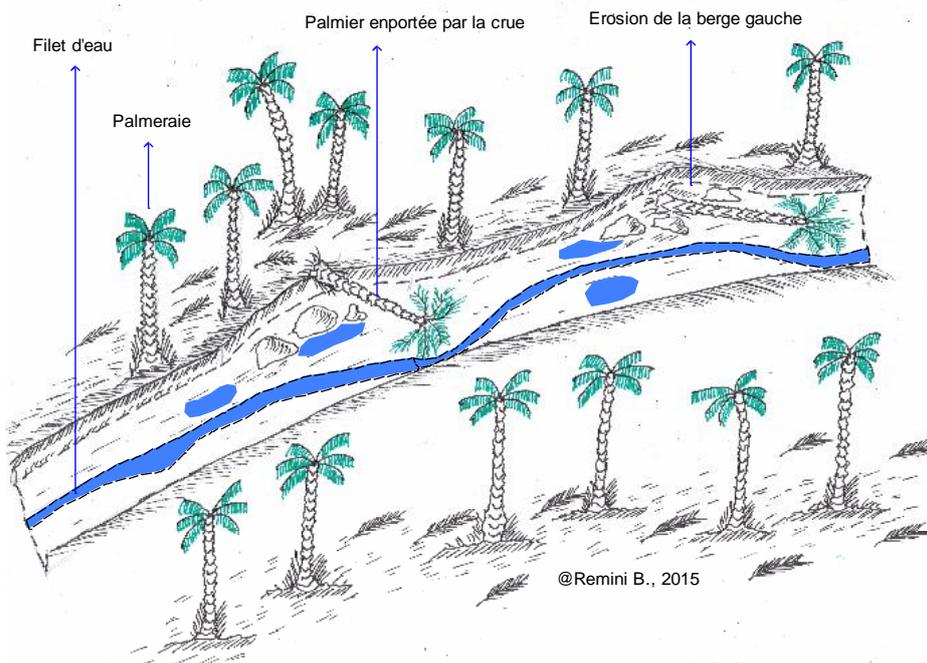
1.4. Sapement des berges

Le sapement des berges des oueds dans les régions arides comme l'Algérie, l'érosion et le glissement des berges participent à l'envasement des barrages. En effet c'est en période de crues que le phénomène se produit. Pendant la montée de la crue, le niveau d'eau croit très vite dans le canal naturel pour atteindre une hauteur de 5 à 6 m (tout dépend de la section de l'oued), l'eau s'infiltré dans les berges et le fond. Généralement, dans ces régions, on parle de crues éclaires dont la durée peut atteindre de 24 à 48 h, la descente du niveau d'eau est rapide. Elle est beaucoup plus rapide que la vidange totale d'un barrage en terre. C'est

en ce moment que le glissement survient : plusieurs tonnes de terres tombent au fond de l'oued. Il faut attendre la crue suivante pour drainer cette masse de terre vers la zone de dépôt (barrage) (fig.1.6 (a et b) et fig.1.7 (a et b)). Ce phénomène peut être observé sur les oueds : Agrioum, Chelif, Labiod ... A titre d'exemple, plus de 30 foyers de glissement ont été recensés sur l'oued Labiod (fig.1.8). Une quarantaine de foyers de glissements ont été localisés sur l'oued Chellif le long du tronçon Boughezoul – Ghib (fig.1.9). Une dizaine de points de glissement des berges a été repérée sur l'oued El Hammam le long du tronçon Bouhanifia – Fergoug (fig.1.10)



a) Avant la crue



b) Après le passage de la crue

Fig.1.6. Schéma approximatif du phénomène de sapement des berges dans l'oued Labiod (Remini, 2015)

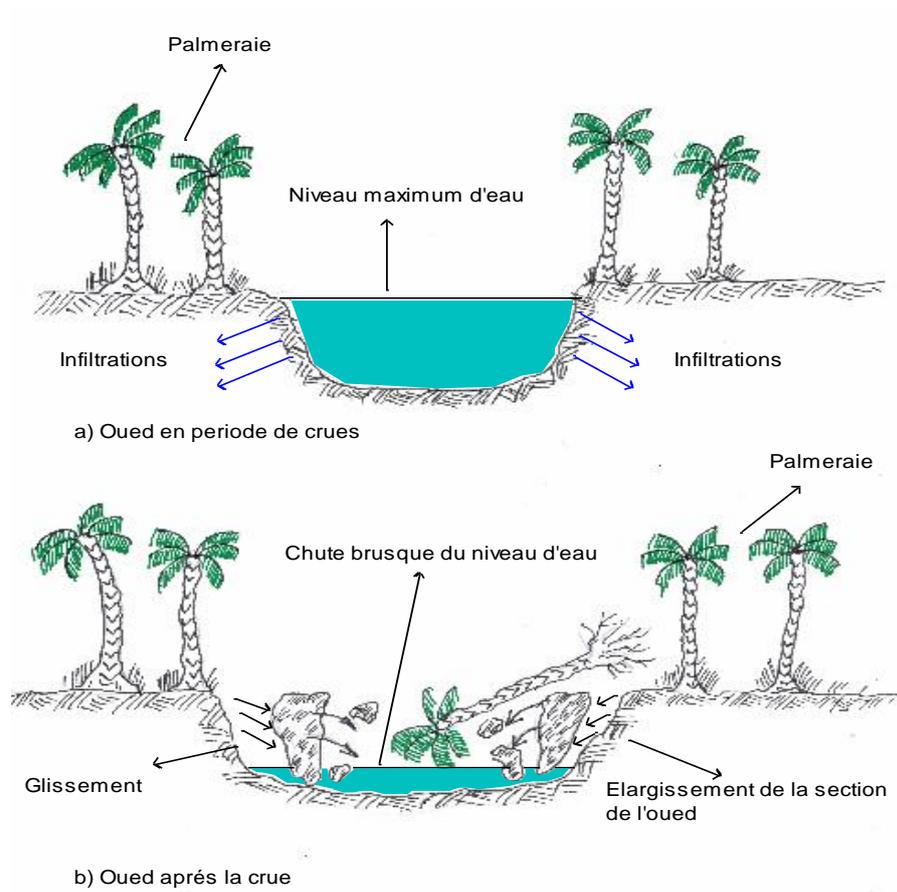


Fig.1.7. Coupe transversale d'une section d'un oued avant et après une crue (Remini, 2015)



Fig. 1.8. Un foyer de sapement des berges dans l'oued

Labioud (Remini, 2013)



Fig.1.9. Un foyer de sapement des berges dans l'oued Chellif (Remini, 2011)



Fig.1.10. Un foyer de sapement des berges dans l'oued Chellif (Remini, 2011)

1.5 Transport solide dans les oueds

Le transport solide dans les oueds est très important surtout en périodes de crues. Les quantités de terre érodées au niveau du bassin versant et les berges sont drainées par les oueds vers le barrage. Des concentrations en particules fines dépassant les 500 g/l ont été enregistrées à l'entrée de plusieurs retenues. En plus, la couleur jaunâtre ou noirâtre de l'eau indique que la crue transporte une forte concentration en éléments fins (fig.1.11). Avec une pente du lit d'oued

supérieure à 1 ‰, le charriage est très significatif, malheureusement il n'a jamais fait l'objet d'une quantification (fig.1.12).

Une chose est sûre c'est que les crues soudaines et torrentielles charrient les matériaux grossiers, les troncs de palmiers et même des cadavres d'animaux (fig.1.13).



Fig.1.11. Couleur de l'eau de l'oued Hammam est synonyme d'une forte concentration en particules fines (Remini, 2011)



Fig.1.12. Un charriage très important dans l'oued Labiod en périodes de crues (Benguemouza, 2011)

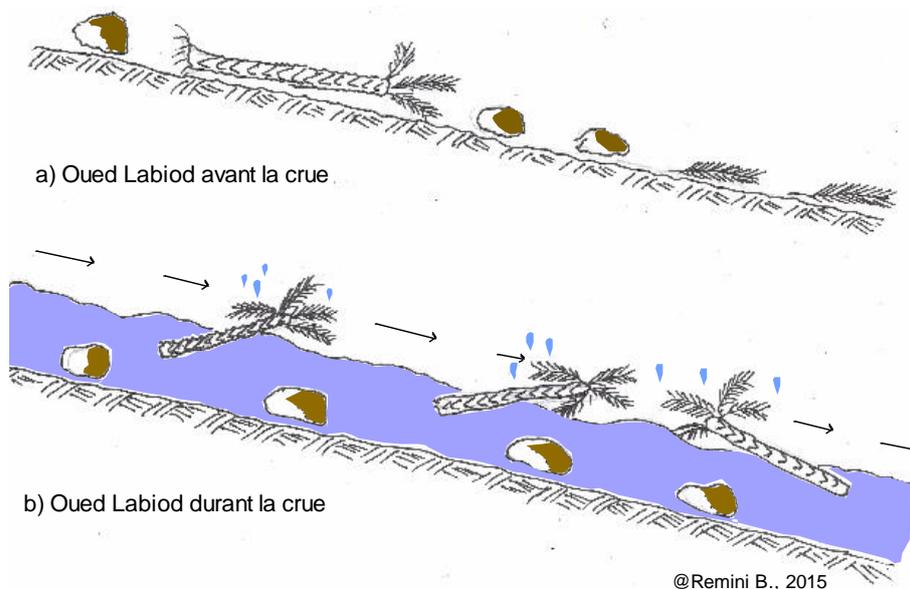


Fig.1.13. Etat de l'oued Labiod avant et après les crues (Remini, 2015)

1.6. Piégeage des sédiments

Une fois l'eau de crue arrive au niveau du lac du barrage, les matériaux seront piégés par les eaux calmes du barrage. Les particules grossières seront freinées à l'entrée du barrage sous forme d'un delta. Par contre, les particules fines continueront leur chemin en fonction de la concentration, soit sous forme de courants de densité ou par diffusion. Les données de plus de 90 barrages du Maghreb sont reportées sur le graphique de Brune G.M. (1953) donnant le pourcentage des sédiments piégés dans une retenue (fig.1.14). On peut constater que pour l'ensemble des barrages étudiés, le « trap efficiency » est situé dans l'intervalle : 90-98%, cela veut dire que la part des sédiments qui sont piégés dans une retenue est considérable. En d'autres termes, on ne commettra pratiquement pas d'erreurs en calculant le taux d'érosion spécifique à partir du volume de vase déposé dans une retenue. Les barrages Maghrébins sont considérés comme de véritables fosses à sédiments.

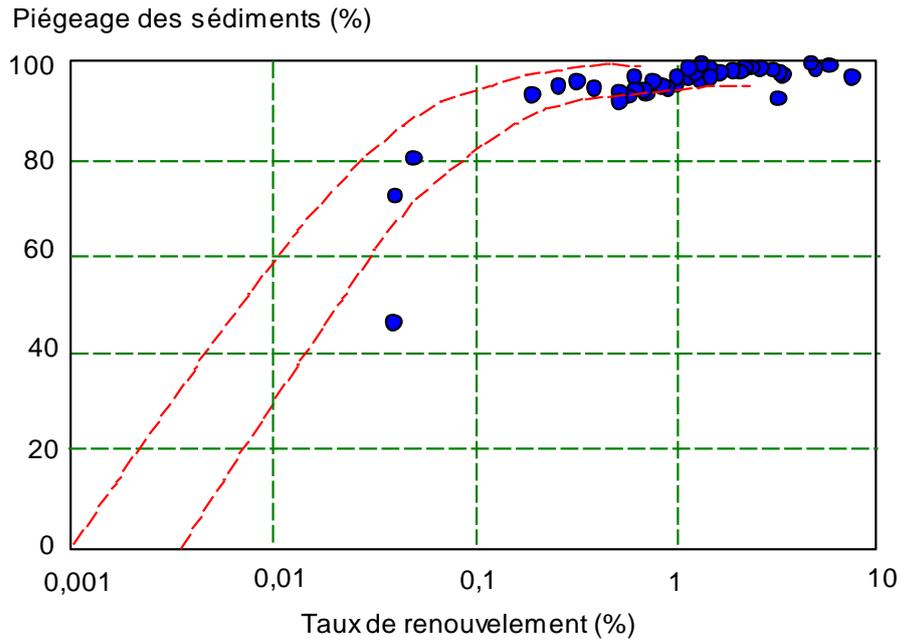
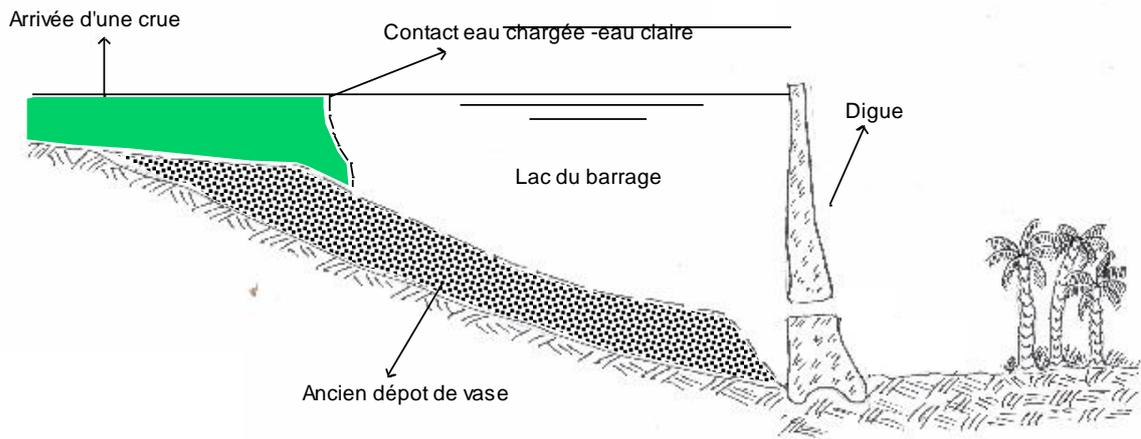


Fig.1.14. Courbe de Brune- piégeage des sédiments de 90 Barrages Maghrébins (Remini, 2007)

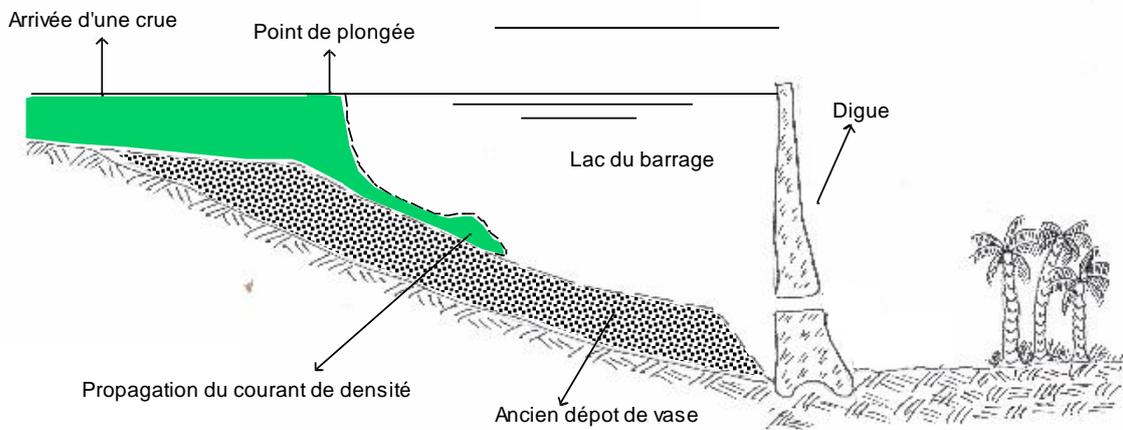
I.7. Mécanismes de l'envasement des barrages

L'arrivée d'une crue chargée en particules fines (généralement de couleur jaunâtre ou noirâtre) à l'entrée de la retenue du barrage rentre en contact avec les eaux claires du barrage (fig.1.15 a). Le contact de deux fluides de masses volumiques différentes provoque un déséquilibre des forces hydrostatiques. Une telle situation engendre la naissance d'un courant de densité qui se propage sous forme d'un faisceau bien individualisé jusqu'au pied du barrage (fig.1.15 a et fig. 1.15 b) en forme d'un tube de courant d'une suspension boueuse et qui peut parcourir plus de dix kilomètres sans diffuser de particules fines. Si les pertuis de vidange sont ouverts au moment de l'arrivée du courant de densité, il peut continuer son chemin en dehors du barrage et par conséquent on évitera les dépôts de vase au fond du barrage (fig.1.15 c). Le mieux serait de garder un écoulement permanent de la suspension boueuse, c'est-à-dire, la quantité entrante égale à la quantité sortante. Pour maintenir un tel écoulement, la maîtrise des manœuvres des vannettes (ou vannes) devient indispensable. Il faut éviter un freinage du courant de densité par une faible manœuvre des vannes ou une perte d'eau par un excès d'ouverture des vannes. Les manœuvres des pertuis de vidange doivent être opérées avec la stabilité de la masse volumique de la suspension lors d'un

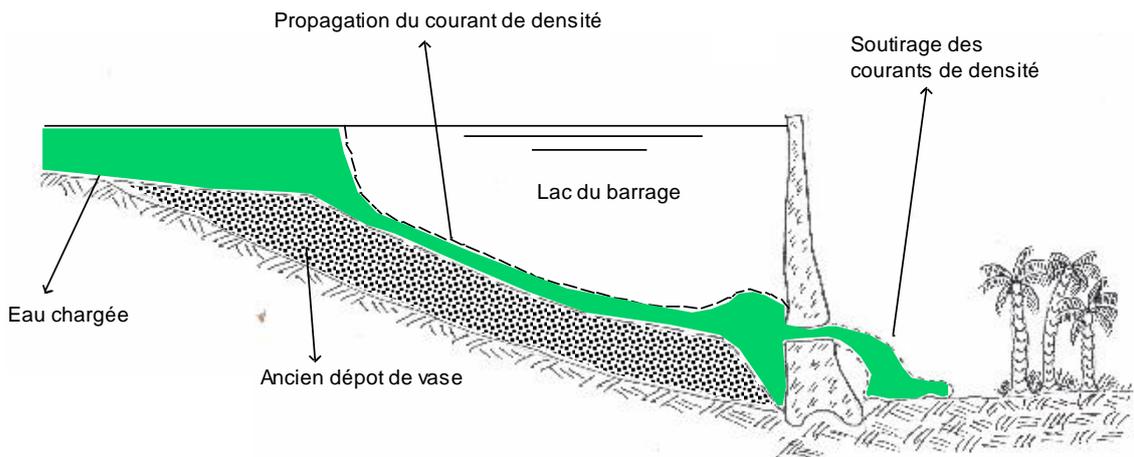
soutirage. Les mesures de densités doivent s'effectuer chaque deux heures (en moyenne) au cours d'une opération de soutirage d'un courant de densité. Par contre en trouvant les vannes fermées, l'onde du courant de densité butte contre le mur du barrage et revient en sens inverse jusqu'à la stabilité de la suspension, les particules se décantent et se tassent (fig.1.15 d et e). L'ouverture tardive des vannes, provoque un dégagement d'un cône de vase. La suspension évacuée est très lourde et prend la forme d'un liquide plastique (Bengham) (fig.1.15 f). La poursuite de ce type de soutirage, entrainera d'autres dépôts successifs jusqu'au blocage totale des vannes de fond (ou vannettes). Il est intéressant de soulever que deux conditions sont nécessaires pour le développement d'un courant de densité dans un barrage. Une valeur de masse volumique (un seuil) non connue des eaux de la crue pour amorcer un courant de densité. La deuxième condition réside dans la forme de la retenue d'un canal qui permet au courant de densité de se propager sur le fond et d'atteindre les pertuis de vidange. C'est pour ces raisons qu'une crue de faible concentration en particules en contact avec les eaux du barrage, ne pourra pas amorcer un courant de densité et par conséquent la quantité de sédiments se diffuse dans le lac du barrage et ensuite ils se décantent grâce à leur propre poids (fig.1.15 g). Même si le courant de densité se forme avec une concentration juste moyenne, il ne pourra pas atteindre le mur du barrage surtout lorsque la retenue est élargie (type lac), le courant de densité s'évanouit et perd ces matériaux au centres de la retenue (fig.1.15 h). Dans les régions arides, les barrages s'ensavent par diffusion des particules fines et par les courants de densité. La concentration en éléments fins des eaux de crue est le seul paramètre qui déterminera le type d'ensablement. Cependant, on peut assister à l'ensablement d'un barrage par des courants de densité successifs (fig.1.15 (i et j)). On peut aussi assister à un ensablement alterné ; une fois par les courants de densité et une fois par la diffusion des particules fines (fig. 1.15 k).



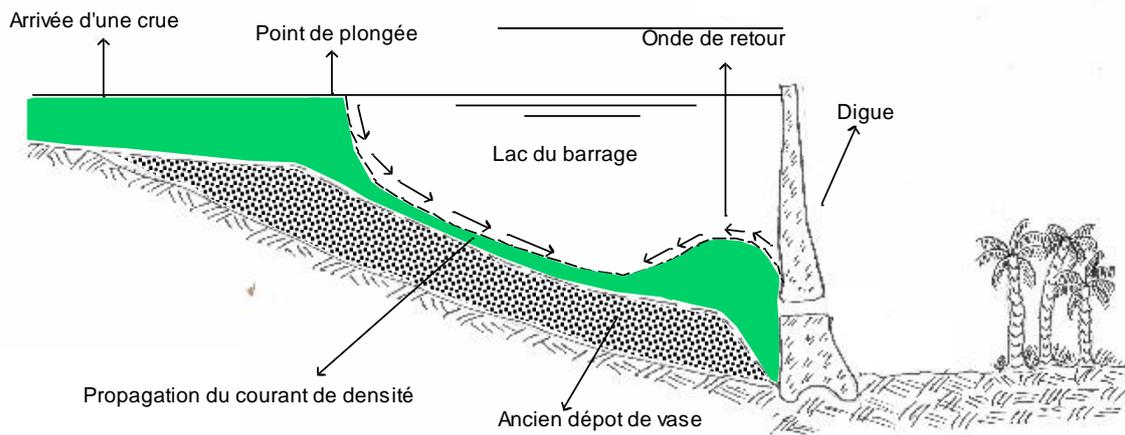
a) Contact eau chargée –eau du barrage



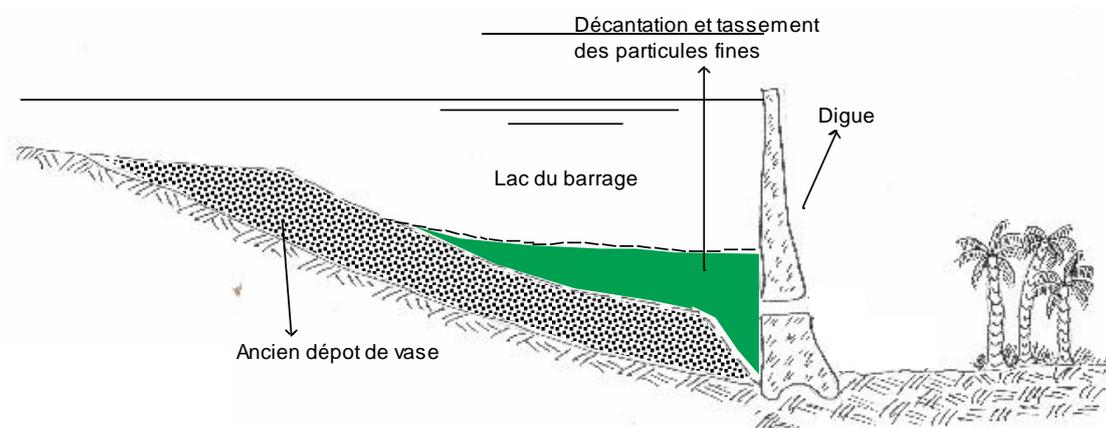
b) Naissance d'un courant de densité



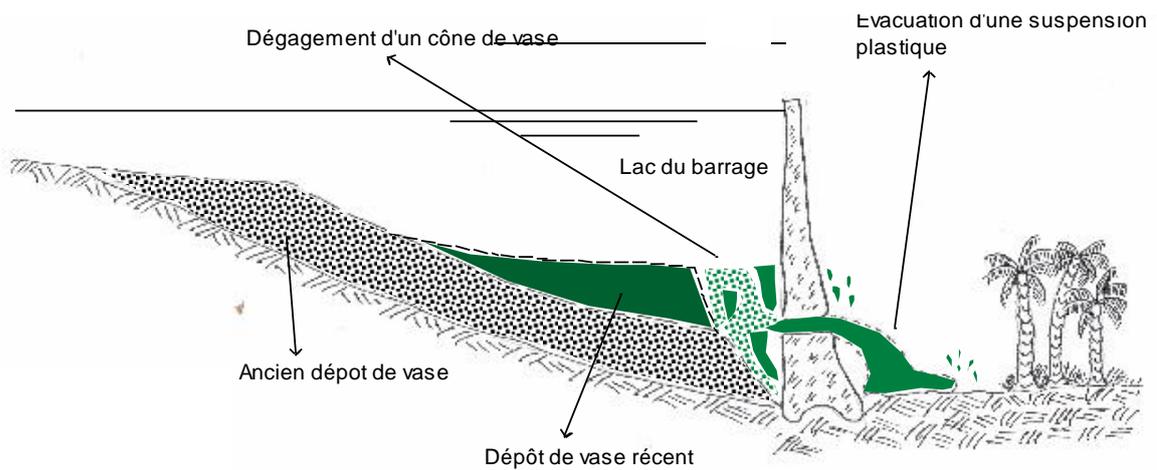
c) Soutirage du courant de densité



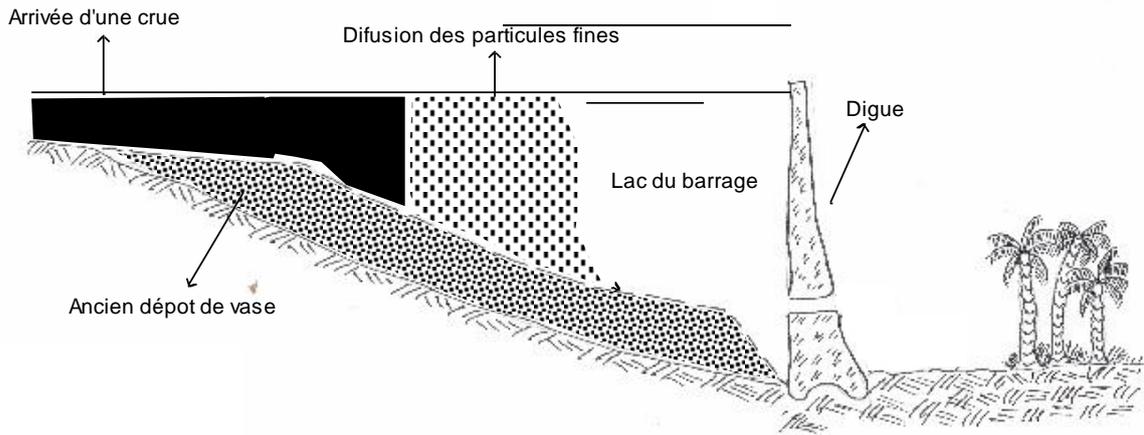
d) Onde de retour d'un courant de densité



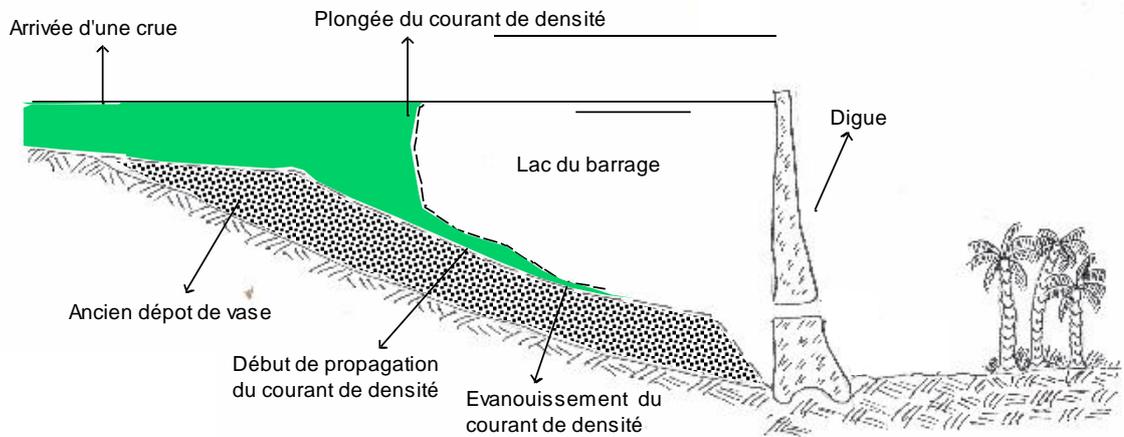
e) Décantation des particules fines



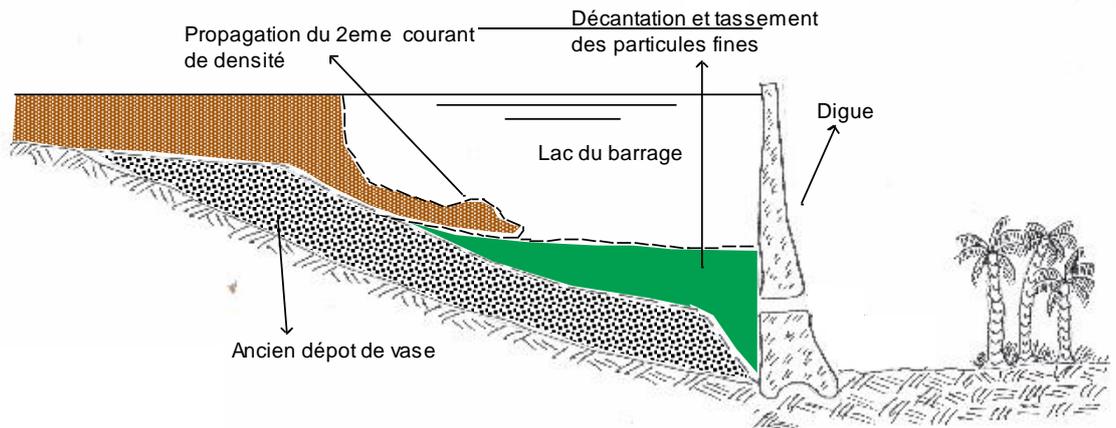
f) Dégagement d'un cône de vase



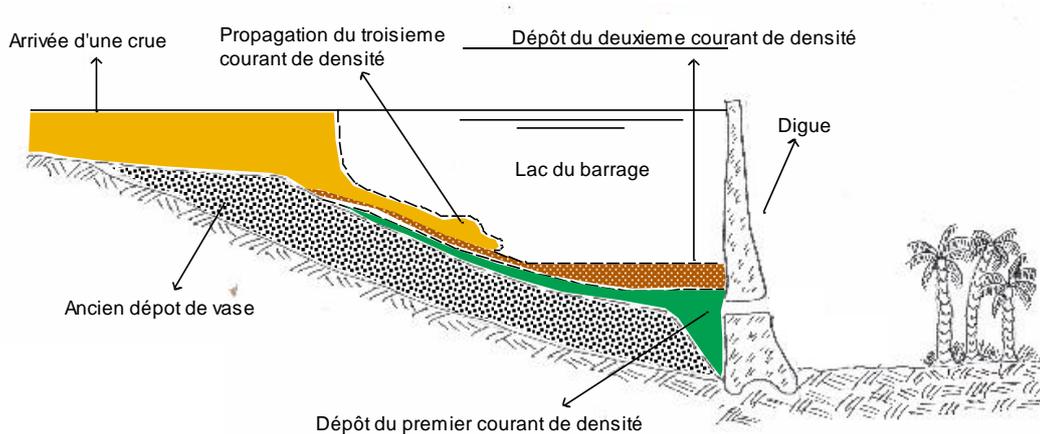
g) Diffusion des particules fines



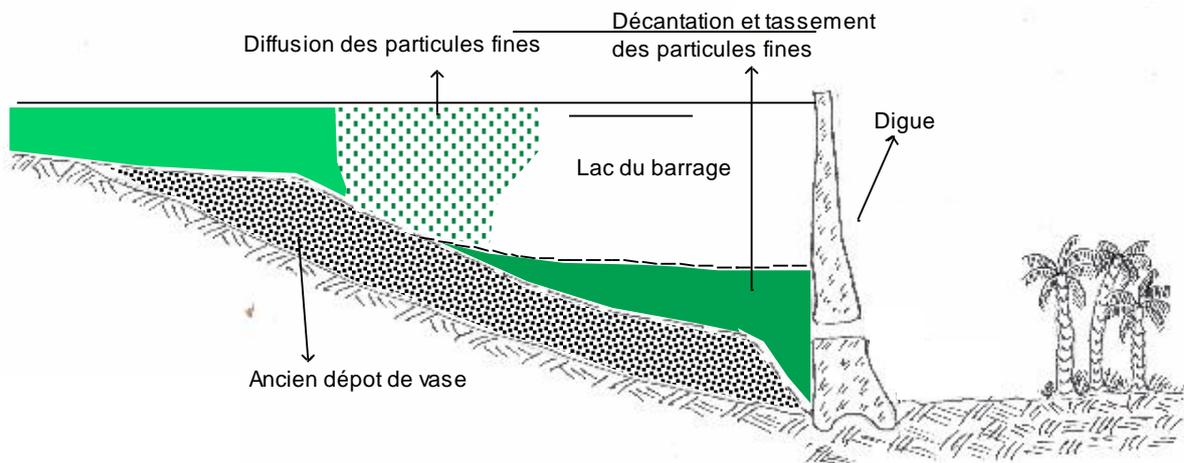
h) Evanouissement des courants de densité



i) Propagation d'un 2^{ème} courant de densité



j) **Propagation du 3^{ème} courant de densité**



k) **Diffusion des particules après le passage d'un courant de densité**

Fig.1.15. Mécanisme d'envasement dans un barrage en zone aride (Remini, 2015)

1.8. Problèmes posés par l'envasement des barrages

L'envasement pose d'énormes problèmes au barrage et à son environnement. C'est ainsi que les dépôts successifs de la boue réduisent la capacité utile des barrages. Le tassement et la consolidation de la boue bloque les pertuis de vidange d'un barrage. Un barrage envasé destiné à l'irrigation, provoque l'envasement des canaux d'irrigation. Un barrage envasé affecte fortement la qualité des eaux et accélère le phénomène d'eutrophisation.

1.8.1. Réduction de la capacité

La vase chasse l'eau du barrage. Avec le temps, le barrage sera complètement occupé par la boue. Le fait de bloquer l'écoulement dans un cours d'eau par un obstacle (barrage) est un acte contre la nature. Le barrage est considéré comme un corps étranger au cours d'eau, il perturbe l'écoulement des eaux et la dynamique sédimentaire. En déposant petit à petit la boue au fond d'un barrage, le cours d'eau tente de retrouver sa pente initiale (fig.1.16).



Fig. 1.16. Envasement du barrage d'Ighil Emda (Remini et Ouaret, 2004)



Fig. 1.17. Comblement total d'un petit barrage sur l'oued Chellif (Hamoudi, 2004)

1.8.2. Blocage des vannes de fond

Les dépôts vaseux durant les premières années, les pertuis de vidange sont épargnées par l'envasement. Mais dès que le volume « mort » est atteint, les vannes seront menacées par les dépôts de vase. Avec les manœuvres de vannes, un cône de vase sera dégagé près des ouvertures. Avec le temps les vannes finiront par se colmater et devient difficile toute manœuvres des vannes. Dans les régions arides, la gestion des vannes d'un barrage est complexe. L'ouverture des vannes en période de crues devient indispensable pour prolonger la durée de vie de l'ouvrage et évitera le disfonctionnement de ces vannes (fig. 1.18). Cependant, la violence et l'agressivité des crues dans les oueds en régions arides drainent divers types de matériaux y compris les troncs d'arbres, de palmiers et même de cadavres d'animaux. Une telle situation peut bloquer la fermeture d'une vanne par un corps solide lors de soutirage des sédiments. L'eau peut s'écouler à l'aval du barrage durant plusieurs jours avant de solutionner le problème. De tels cas ont été observés dans plusieurs barrages. Une autre situation gêne la gestion optimale des vannes de fond. En période de grandes crues ou les courants de densité marquent leurs présences dans la retenue, le gestionnaire de barrage est forcé par les pouvoirs publics de maintenir les vannes fermées pour éviter les inondations des villages situées à l'aval.



Fig.1.18. Blocage des vannes de fond (Remini, 2011)

1.8.3. Envasement des canaux d'irrigation

L'irrigation des terres agricoles par les eaux troubles en provenance de barrages envasés pose d'énormes problèmes pour les agriculteurs. Plusieurs kilomètres de canaux, les bassins et les siphons se trouvent envasés après chaque opération d'irrigation. Ce qui oblige les agriculteurs à effectuer périodiquement des opérations de curage par des moyens mécaniques (fig.1.19 et 1.20).



Fig. 1.19. Curage d'un canal par les moyens mécaniques (OPIM, 2008).



Fig. 1.20. Rejet des boues à la périphérie des canaux (OPIM, 2008).

1.8.4. Impact de l'envasement sur la qualité de l'eau du barrage

Il n'y a pas une relation directe entre la vase et l'eau, mais la présence d'une quantité importante de vase dans un barrage accélère l'eutrophisation des eaux du lac du barrage (fig.1.21).



Fig. 1.21. Couleur verdâtre de l'eau du barrage de SMBA (Remini, 2011)

1.9. Moyens techniques de lutte contre l'envasement

1.9.1. Aménagement des bassins versants

Tous les auteurs s'accordent à dire que le meilleur moyen technique de lutte contre l'envasement est situé au niveau de la source de production, c'est-à-dire au niveau du bassin versant. Diverses méthodes sont appliquées comme le reboisement, la réalisation des banquettes et l'aménagement des ravines par la correction torrentielle (fig.1.22).



Fig. 1.22. Une série de seuils réalisées sur une ravine du bassin versant de Beni Chougrane (Remini, 2011)



Fig. 1.23. Banquettes réalisées au niveau du bassin versant de l'oued Mina (Remini, 2011)

1.9.2. Dévasement des barrages

Pour des solutions préventives, des tentatives de reboisement et des corrections torrentielles ont été appliquées sur plusieurs bassins versants. En parallèle, des opérations de dévasement des barrages se déroulent sur plusieurs barrages. Deux modes de désenvasement ont été opérés au niveau d'un barrage. Il s'agit d'un dévasement périodique et d'un dévasement occasionnel.

a) Dévasement périodique : Soutirage des courants de densité

A l'arrivée des crues, l'ouverture des pertuis de vidange permet de soutirer les courants de densité qui se rapprochent du mur du barrage. Grâce à la forte concentration en particules fines, le courant de densité arrive au pied du barrage après avoir parcouru plusieurs kilomètres. La technique de soutirage des courants de densité a obtenu de très bons résultats au niveau des barrages d'Ighil Emda et d'Erraguene (Remini et al., 1995 ; Remini et al, 1996 ; Remini, 1997 ; Remini et Avenard, 1999). Avec un rendement de 55%, la durée de vie du barrage d'Ighil Emda a triplé.

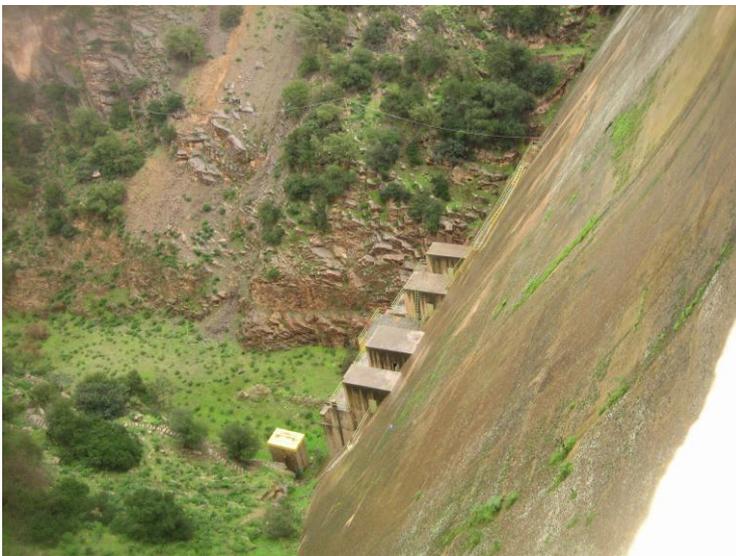


Fig.1.24 : Batterie de 4 vannettes de soutirage installée au Barrage de l'Oued Fodda (Remini, 2007)

b) Dévasement périodique : Evacuation de la vase par la vanne de fond

Pour éviter le blocage des vannes de fond. L'ouverture périodique des pertuis de vidange permet d'extraire les dépôts vaseux situés aux alentours des vannes. Dans ce cas, uniquement la vase située dans la zone basse qui peut être perturbée par les manœuvres des vannes. De telles manœuvres sont extrêmement nécessaires pour alléger l'ouverture des pertuis. Un retard dans l'ouverture pourra avoir des dégâts. A titre d'exemple, la vanne de fond du barrage de l'Oued Fodda est bloquée depuis 1939. Celle du barrage de Zardezas a été bloquée durant les années 90. La vanne droite du barrage de SMBA a été colmatée suite à un fort taux d'envasement depuis une dizaine d'années. La vanne de fond du barrage de Foug El Gherza a permis d'évacuer environ $0,5 \cdot 10^6$

m³ durant l'année 1989/1990 (Remini, 1997). Or du fait de la rapidité de l'envasement, cette vanne a été bloquée au bout de 7 ans (1982-1989) (Remini, 1997). De 1990 jusqu'en 1993, une quantité de 0,1.10⁶ m³ de vase a été évacuée (Remini, 1997).



Fig.I. 25 : Deux vannes de fond du barrage de Boughezoul (Remini, 2011)



Fig.1.26 : Vanne de fond du barrage de Foug El Gherza (ANBT Biskra, 2006)

c) Dévasement occasionnel : Dragage d'un barrage

Dans le cas où l'envasement atteint un niveau d'envasement très élevé dépassant un taux de comblement de 50%, le dragage peut s'avérer comme ultime solution pour sauver le barrage et prolonger un peu sa durée de vie. Le dragage des

retenues de barrages a été pratiqué environs sur huit barrages algériens durant l'histoire d'hydraulique Algérienne. Il s'agit des barrages de Sig, Cheurfas I, Hamiz, Ksob, Zardezas, Merdja Sidi Abed, Fergoug II (Remini et Hallouvhe, 2004). Actuellement, il ya une drague au niveau du barrage de Bouhanifia. Au début des années 2000, le barrage de Foug El Gherza a enregistré un envasement cumulé depuis 1950 dépassant les 50% de sa capacité. Vue le rôle économique joué par le barrage dans l'irrigation des palmeraies, le dragage de la retenue s'est imposé. La première opération de dragage a commencé en 2005 et a duré 24 mois pour évacuer 4 millions de m³. Malgré l'enregistrement de 2 millions de m³ d'apport de vase dans le barrage durant la période de dragage, nous pouvons juger que l'opération a été un succès.



Fig.1.27 : La drague est au centre de la retenue du barrage de Foug El Gherza (ANBT Biskra, 2006)

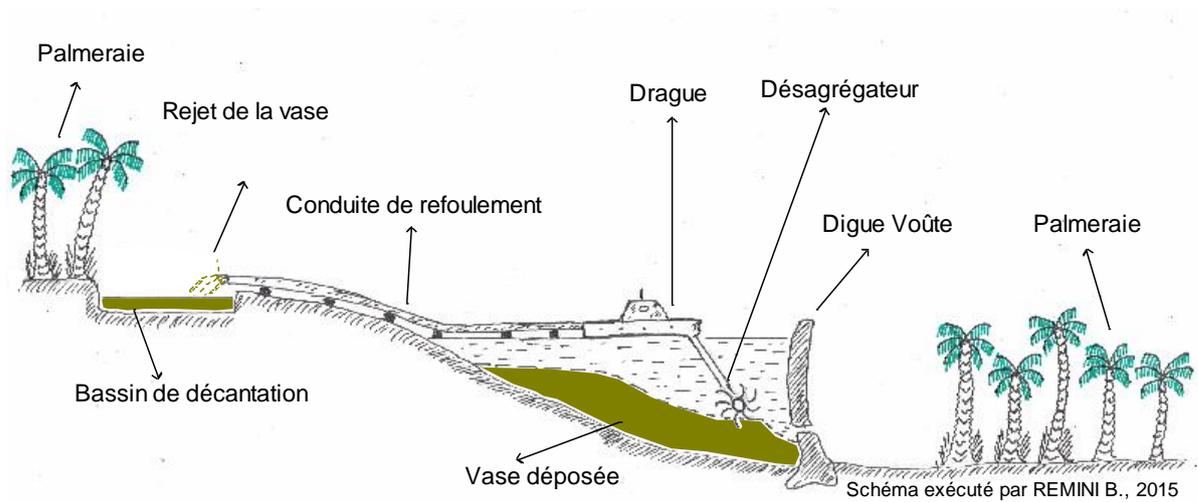


Fig.1.28 : Schéma synoptique d'une opération de dragage dans un barrage (Remini, 2015)



Fig.1.29 : Rejet de la vase lors de l'opération de dragage de 2005-2006 (Remini, Biskra 2006)

1.9.3. Surélévation du barrage de Foug El Gherza

Dans le cas d'un envasement très avancé, la surélévation d'un barrage surtout s'il s'agit d'un grand barrage peut s'avérer une solution efficace. Au lieu d'enlever la vase de la cuvette, on surélève la digue de quelques mètres pour gagner un volume supplémentaire (fig.1.30) (Remini, 2008).

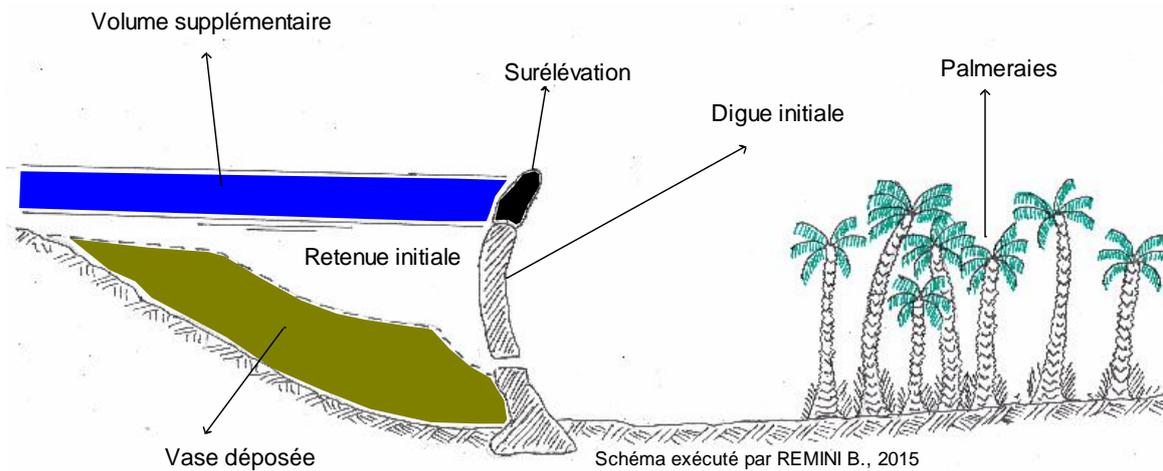


Fig.1.30. Schéma synoptique d'une surélévation d'un barrage (Remini, 2015)

1.10. Conclusion

Compte tenu de ce qui précède, il est retenu que l'envasement des barrages pose de sérieux problèmes tant sur la quantité que sur la qualité des eaux stockées dans la retenue. L'eutrophisation est l'une des conséquences de ces dépôts vaseux dont le phosphore est considéré comme un facteur limitant sur lequel, il faut agir pour limiter l'accélération de ce phénomène et le développement anarchique et excessif des algues dans le lac.

Pour déterminer la relation entre la vase et la dégradation de la qualité des eaux superficielles, une étude expérimentale réalisée au laboratoire fera l'objet du chapitre 2. Il s'agit d'étudier, expérimentalement sur un pilote, l'impact de la présence de la vase sur la qualité des eaux de barrages.

Chapitre 2

RELATION : ENVASEMENT – EUTROPHISATION/

Etude expérimentale

2.1. Introduction

L'objectif de notre étude consiste à tenter de déterminer l'impact de la présence des sédiments des barrages sur la qualité de l'eau, et leur rôle dans la prolifération anarchique des algues et par conséquent sur l'eutrophisation des eaux de barrages.

Pour cela, nous avons installé cinq bacs dans lesquels nous avons introduit un mélange d'eau et des vases issues des deux barrages à différentes concentrations.

Afin de bien situer la responsabilité de la vase dans la détérioration de la qualité de l'eau. Une identification des caractéristiques de la vase et de l'eau utilisés est effectuée.

2.2. Généralités sur le phosphore

Le phosphore est l'un des composants essentiels de la matière vivante, c'est un vecteur métabolique, soit énergétique: les adénosines mono, di et triphosphates (AMP, ADP, ATP), soit catalytique : NAD, TPP, soit génétique ADN. Le phosphore n'existe biologiquement que sous une seule valence (+5) fortement oxydée (PO_4^{3-}) (Lebreton, 1978).

Le phosphore représente 0,71 % dans la cellule végétale (luzerne), 0,63 % dans la cellule animale (homme) et 2 à 3 % de la masse bactérienne (Degrement, Mémento technique de l'eau, 1989 et Soltner, 1985). L'équivalent habitant en phosphore dans les eaux usées domestiques est de 3,5 à 4,9 g de P/hab. dont près de la moitié en provient des déjections humaines et une quantité équivalente provient des lessives et produits de nettoyages (Barroin, 1992-1993, Cann, dec.1990 et Dernaï et al. 1995). Quant aux eaux industrielles, la concentration est variable selon les activités; les eaux des industries agro-alimentaires et des abattoirs sont riches en P. La concentration moyenne en P_{total} dans les eaux

résiduelles urbaines "ERU " est de 5 à 20 mg/l exprimée en PO_4^{3-} (Agences françaises de l'eau, 1994).

Sa teneur dans l'atmosphère est quasi nulle et très faible dans l'hydrosphère si ce n'est des apports anthropogènes (engrais, déchets, additifs de détergents, adoucisseurs d'eau...) (Degrement, Mémento technique de l'eau, 1989 et Lebreton, 1978). En milieu marin, il est probablement inoffensif, voire bénéfique par contre sa présence dans les fleuves et les lacs est fâcheuse voire nuisible (Lebreton, 1978). Le phosphore, l'azote, le carbone, la silice et les oligo-éléments favorisent considérablement le développement excessif d'algues planctoniques et généralement une élévation du pH (Neveu, Août 1989).

2.3. Différentes formes du phosphore

On trouve le phosphore dans les eaux sous différentes formes : dissous et particulaire, organique et minéral (Bandy et col., 1986). La forme la plus courante est le phosphore orthophosphorique PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- (50 à 70 % du P_{total} dans les eaux usées urbaines (Florenz, Janv.fev. 1983).

2.3.1. Composés phosphorés inorganique

2.3.1.1. Orthophosphates

Ce sont les sels de l'acide phosphorique H_3PO_4 correspondant au groupement PO_4^{3-} tétraédrique.

Ils peuvent être monoacides (HPO_4^{2-}), diacides (H_2PO_4^-) ou neutre (H_3PO_4). Les orthophosphates alcalins sont bien solubles notamment les orthophosphates hydrogénés comme Na_2HPO_4 ou NaH_2PO_4 tandis que les orthophosphates alcalino-terreux sont peu solubles ($\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$, $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2$). Les orthophosphates sont fixés facilement par le sol; en effet, c'est sous cette forme d'ions monovalents H_2PO_4^- et un peu divalents HPO_4^{2-} que la plante les absorbe (Tardat-Henry, 1984). L'une ou l'autre forme dépend du pH du milieu aqueux. Leur présence dans les eaux naturelles, est souvent liée à la nature des terrains traversés, à la décomposition de la matière organique, aux engrais phosphatés entraînés par lessivage ou par infiltration. Les orthophosphates peuvent aussi provenir des polyphosphates par hydrolyse (Lesouef et al., juin 1990).

Les orthophosphates représentent l'essentiel du phosphore minéral dissous du milieu aquatique. En milieu oligotrophe, il est présent à de très faibles concentrations (quelques $\mu\text{g/l}$) et il est très assimilé par les bactéries et les végétaux et fixé par les particules minérales (argiles, hydroxydes...). Dans les milieux eutrophes, il atteint des centaines de $\mu\text{g/l}$ (Bandy et col., 1986). Dans la plupart des milieux aquatiques, il y a beaucoup plus de phosphore particulaire (retenu par le filtre $0,45 \mu\text{m}$) que de phosphore dissous.

$\text{P-PO}_4 + \text{particules} \longleftrightarrow \text{Phosphore particulaire}$ [2.1]

2.3.1.2. Polyphosphates

La structure ortho. tend à se polymériser avec formation de polyphosphates à structure linéaires ou cycliques (Ramade, 1998) de formule générale $\text{P}_n\text{O}_{(3n+1)} \text{M}_{n+2}$.

a. Polyphosphates à structure linéaire :

Ces polymères sont obtenus par condensation (élimination d'une molécule d'eau entre deux molécules d'acide phosphorique).

Les polyphosphates sont utilisés dans les eaux de chaudières comme adoucisseurs et comme agents inhibiteurs de corrosion et de précipitation, de peptisation, d'émulcification, de dispersion et comme agents de complexation.

Les polyphosphates peuvent être toxiques pour l'homme (Capdeville, 1989) et sont considérés comme responsables des accidents neurovasculaires, cardiaques et vasculaires.

La liaison P-O-P est très instable, c'est la raison pour laquelle les polyphosphates et les métaphosphates s'hydrolysent en orthophosphates et participeront ainsi au phénomène d'eutrophisation des eaux (Capdeville, 1989)

b. Polyphosphates à structures cycliques

Ils sont appelés encore métaphosphates, de formule générale $(\text{PO}_3^-)_n$ les plus importants sont les tri. et les hexamétaphosphates.

Ce sont des agents séquestrants les ions Ca^{2+} , Mg^{2+} et autres cations bi ou trivalents. Ils sont très solubles et fortement alcalins.

Les métaphosphates sont utilisés dans les détergents comme adjuvants des agents tensioactifs pour lutter contre la dureté de l'eau.

2.3.2. Phosphates organiques

Ce sont des phosphates insolubles (matériel cellulaire, débris végétaux et animaux capables de fournir des P-PO₄ après minéralisation) ou dissous qui passent à travers un filtre de 0,45 µm, il s'agit des molécules phosphorées organiques (ADN, ARN...) ainsi que des colloïdes organiques de grand poids moléculaire. Les os contiennent aussi du phosphore en grande partie de Ca₃(PO₄)₂. Comme indiqué précédemment, il intervient dans les mécanismes de stockage ou de libération d'énergie (Degement, Mémento technique de l'eau, 1989).



Les composés de type phosphoprotéines, phospholipides, nucléoprotéines... présents dans la matière organique et qui après minéralisation par les micro-organismes sont transformés en orthophosphates assimilables par les plantes.

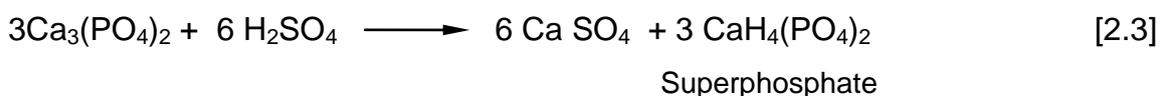
On trouve aussi commercialisés, les insecticides organophosphorés, dont la plupart d'entre eux sont facilement biodégradables.

2.4. Origines des rejets de phosphore dans les eaux

Le phosphore présent dans les eaux peut avoir trois origines:

a. Les apports diffus d'origine agricole dus aux élevages intensifs, à la fertilisation agricole (fumier ou engrais commerciaux) ou aux pratiques culturales (Agences françaises de l'eau, 1994). Les engrais phosphatés sont préparés par traitement de ces minerais à l'acide sulfurique et conversion en orthophosphates acides, solubles, comme KH₂PO₄.

Le phosphate de calcium Ca₃(PO₄)₂ est un minerai naturel, traité à H₂SO₄ donne un mélange très utilisé en agriculture comme fertilisant appelé le superphosphate (Fellrath et tarradellas, 1977).



b. Le phosphore peut provenir aussi de l'altération de la roche mère sous forme d'apatite (phosphate de calcium) comme l'hydroxyapatite ($\text{Ca}(\text{OH})_2 \cdot 3\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$), la fluoroapatite ($\text{CaF}_2 \cdot 3\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$). On trouve aussi des orthophosphates de fer et d'aluminium (Fe PO_4 , AlPO_4).

- Les apports industriels à savoir les usines de fabrication de détergents, d'engrais, agro-alimentaire, des abattoirs et de pâte à papier ...

c. Les apports domestiques (métabolisme et détergents):

En France, la concentration en P- PO_4 dans les ERU est de 15 à 25 mg/l et on estime que le phosphore d'origine humaine représente 30 à 50 % du phosphore total, alors que les rejets des détergents en représentent 50 à 70 % (Agences françaises de l'eau, 1994)

Le tableau 2.1 présente les concentrations approximatives en nutriments dans les eaux résiduaires urbaines en admettant un volume de 300 à 400 l/hab.j (OMS, 1981) et 450 l/hab.j (Hammer, 1986).

Tableau 2.1. Concentrations approximatives en phosphore et ses différentes formes dans les eaux communales (Hammer, 1986 et OMS, 1981).

Paramètres	Type d'eau					
	Eau brute		Après décantation		Après épuration biologique	
Solides en suspension (mg/l)	240		120		30	
DCO (mg/l)	200		130		30	
Azote inorganique (mg/l)	15		15		24	
Azote organique (mg/l)	20		15		2	
Azote total (mg/l)	35		30		26	
	Hammer 1986	OMS 1981	Hammer 1986	OMS 1981	Hammer 1986	OMS, 1981
Phosphore inorganique (mg/l)	7	/	7	2-4	7	2,5-6
Phosphore organique (mg/l)	3	/	2	4-6	1	≅ 1,5
Phosphore total (mg/l)	10	/	9	6-10	8	4-7

On admet, en première approximation, que le rapport DBO/N/P = 100 à 150 / 5 / 1 (Barroin, campagne 1992-1993) assurent une alimentation adéquate dans les processus d'épuration biologiques des eaux usées. Les quantités de P dans les ERU sont excédentaires par rapport aux besoins stricts de la cellule bactérienne.

2.5. Effets de la présence du phosphore dans les eaux de surface

Le principal inconvénient de la présence du phosphore dans les eaux est de favoriser, dans certaines conditions, l'eutrophisation des cours d'eau lents, lacs et des eaux côtières; ce qui se traduit par un développement excessif d'algues

planctoniques et, généralement, une élévation du pH. La figure 2.1 illustre les effets de la pollution par les phosphates.

L'enlèvement des composés phosphorés et azotés des eaux usées est plus que nécessaire car leur présence dans les milieux aqueux est une des causes principales de la prolifération anarchique des organismes photo-autotrophes qui utilisent le carbone inorganique (CO₂ libre) pour la synthèse de la matière organique nécessaire à la respiration et à l'édification des cellules; l'énergie de biosynthèse est fournie par la lumière (figure 2.1)

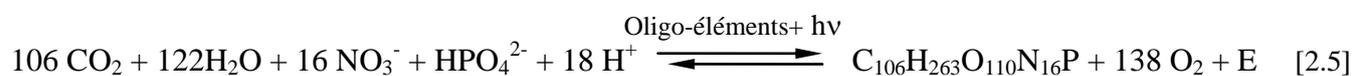
Lors de la photosynthèse, il y a dégagement d'oxygène et consommation du CO₂:



La présence d'un certain nombre d'éléments nutritifs minéraux sont essentiels. Ce sont surtout les nitrates et les phosphates, le carbone minéral et les oligo-éléments comme le Fer et le Magnésium qui stimulent la productivité végétale (Joussin et col., 1987 et l'OMS, 1981).

La littérature confirme que le phosphore est le facteur limitant sur lequel on peut agir car il est moins disponible que l'azote dans la biosphère et ses origines sont limitées; par contre, l'atmosphère constitue un réservoir interminable d'azote qui pourra être une source naturelle en milieu aquatique.

Par ailleurs, l'équation de Redfield de la réaction globale de la synthèse algale montre clairement qu'un faible apport de phosphore (Barroin, 1986, Menanteau, Mars 1990 et Neveu, Août 1989) est suffisant pour provoquer le développement de la biomasse algale :



C₁₀₆H₂₆₃O₁₁₀N₁₆P : composition globale des algues (protoplasme des algues).

L'assimilation de 1 mg de P conduit à la synthèse de 115 mg de matière organique sèche, 140 mg d'O₂ et 5 fois plus de la matière organique humide.

La concentration seuil en P_{total} dans le milieu aqueux pour que le développement algal se produit est extrêmement faible (10 µg/l selon Riley et Chester, 1971).

2.5.1. Eutrophisation

L'eutrophisation est définie comme une amplification d'un phénomène naturel, à croissance végétale, qui se manifeste lorsque plusieurs conditions sont réunies (Oudin, 1990):

- Eclairage important qui fournit l'énergie pour la photosynthèse ;
- Température élevée qui influe sur la vitesse de croissance des végétaux ;
- Ecoulement lent de l'eau qui donne aux algues plus de temps pour absorber les matières nutritives ;
- La transparence de l'eau permet la transmission de la lumière ;
- Présence de nutriments (azote et phosphore) mais aussi le carbone, silice et les oligo-éléments.

L'eutrophisation se caractérise par des effets, dont la plupart sont gênants :

- Effets directs dus à la présence physique de végétation excédentaire (colmatage de filtres ou prises d'eau, turbidité de l'eau etc.) et des coûts de potabilisation des eaux plus élevés.
- Effets indirects liés aux métabolismes (vie-mort) de cette végétation (variation nuit/jour du pH et de la concentration en oxygène dissous) et à ses conséquences (toxicité de l'ammoniaque à pH élevé, anoxie des fonds de retenues : le milieu alors devient réducteur et les oxydes de fer et de manganèse se dissolvent..., formation des produits précurseurs de trihalométhane en cas de production de l'eau potable avec chloration etc.).

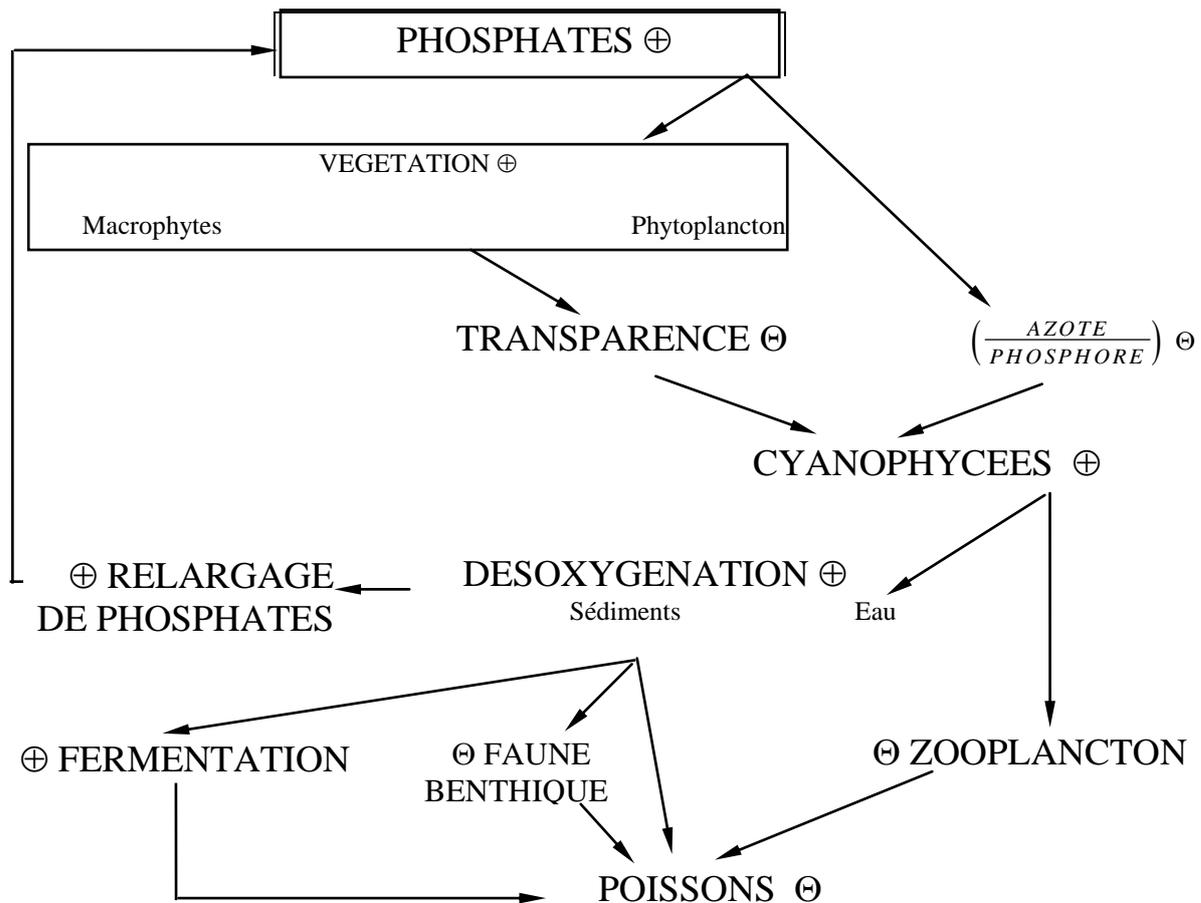


Fig.2.1. Effets de la pollution par le phosphore (Barroin,1992-1993)

⊖ Diminution
 ⊕ Augmentation

2.5.2. Différentes étapes de l'Eutrophisation

Il existe quatre étapes (Ramade, 1982):

- A. Le plan d'eau exposé à une pollution croissante, accumule dans ces eaux d'importantes quantités de nutriments (azote, phosphore, carbone, oligo-éléments...) amenés par les effluents d'origines diverses.
- B. L'emmagasinement de ces éléments va déclencher la croissance anarchique de la matière verte (phytoplankton).
- C. La vie ou la mort de cette masse considérable d'algues va appauvrir le milieu en oxygène dissous, ce qui favorisera la disparition de certaines espèces animales et végétales au détriment d'autres : il y a appauvrissement biologique du milieu.

D. Après disparition totale de l'oxygène dissous dans les couches profondes, il y a apparition de fermentation et dégagement d'odeurs nauséabondes et certains gaz comme SH₂, CH₄ et NH₃.

2.6. Critères d'évaluation de l'état trophique d'un plan d'eau

L'utilisation de critères bidimensionnels peut contribuer à améliorer la classification de l'état trophique d'un milieu en fonction de sa productivité algale et de la transparence du milieu comme le montre le tableau 2.2 :

Tableau 2.2. Comparaison entre les états trophiques, la teneur en phosphore totale et la transparence du milieu d'après différents auteurs (Landner, Wahlgren, 1986 et Loehr , Johansson)

Auteurs	P _{total} (mg/m ³)			Transparence (m)		
	Oligotrophe	Mésotrophe	Eutrophe	Oligo.	Meso	Eutro
USEPA 1974	< 10	10,0-20	> 20	> 3,7	2,0-3,7	< 2,0
CARLSON 1977	< 12	12,0-24	> 24	> 4	2,0-4,0	< 2,0
AHL et col. 1977	< 12,5	12,5-25	> 25	/	/	/
RAST et col. 1978	< 10	10,0-20	> 20	> 4,6	2,7-4,6	< 2,7
FORSBERG e col. 1980	< 15	15,0-25	> 25	> 4,0	2,5-4,0	< 2,5
LANDNER et col. 1986	≤ 10	10,0-35	35-100	≥ 6,0	6,0-3	1,5-3

En conclusion, nous pouvons affirmer que l'eutrophisation des eaux est considérée comme une dégradation de l'équilibre écologique qui aboutit à une détérioration de la qualité de l'eau et interfère avec la plupart de ses utilisations en provoquant, dans bien des cas, d'importantes pertes économiques.

Une étude réalisée par la société Organisation et Environnement pour le compte des agences de l'eau françaises, a évalué le coût des dommages causés par l'eutrophisation (Agence de l'eau Adour Garonne, Avril 1993):

- Surcoût pour la production d'eau potable : 200 à 220 millions d'euros;
- Dommages causés au tourisme (surtout en zone littorale) : 50 à 80 millions d'euros.;
- Autres, industries, conchyliculture : 20 à 30 millions d'euros.;

Au total 250 à 350 millions d'euros/an, sans compter la détérioration de la qualité écologique des milieux aquatiques qu'il est difficile d'évaluer en terme financier.

La même étude présente un exemple du coût d'investissement (dispositif de stockage, de dosage et transport de réactifs) d'un traitement physico-chimique illustré dans le tableau 2.3:

Tableau 2.3. Coût d'investissement d'un traitement physico-chimique en hors taxes (Ag.Ad Gar, 1993).

	9000 eq.h	100 000 eq.h
Traitement sans déphosphatation	1 M.d'euros.	6,5 M.d'euros
Traitement avec déphosphatation	0,01 M.d'euros	0,08 M.d'euros
Surcoût	2 % soit 2 euro/eq.h	1,5 % soit 1 euro/eq.h

Le coût de fonctionnement est de l'ordre de 1,5 à 3 euros/eq.h pour 12 mois de fonctionnement /an, selon le type de réactif, de performances et tailles de la station, soit une augmentation du coût d'exploitation de la station de l'ordre de 10 à 15 % incluant le coût de traitement des boues supplémentaires.

2.7. Lutte contre l'eutrophisation

La réduction des apports phosphorés des eaux usées est, en général, considérée comme facteur clé de la lutte contre l'eutrophisation des rivières et des lacs.

En effet, l'élimination de l'azote est insuffisante et ne constitue pas un facteur limitant puisque certaines algues sont capables de fixer l'azote atmosphérique. Comme il n'est pas possible aussi d'intervenir sur les conditions climatiques (température, ensoleillement, ...) et hydrodynamique du milieu (écoulement), le seul moyen de maîtriser le phénomène est d'éliminer au moins l'un des nutriments qui lui sont indispensables pour se développer de telle sorte qu'il devienne facteur limitant.

On pouvait penser comme indiquer plus haut, que le choix devrait se porter préférentiellement sur l'azote, d'autant que les composés azotés, sont indésirables ou gênant à plus d'un titre, contrairement au phosphore. En effet, on s'aperçoit que la lutte contre l'eutrophisation basée sur l'élimination des composés azotés ne serait guère efficace pour les raisons suivantes :

- Certaines cyanophycées sont capables de fixer l'azote atmosphérique qui leur constitue un réservoir inépuisable.

- Les composés azotés sont très mal retenus par les sols et les apports d'origine diffuse difficilement maîtrisables sont de ce fait très importants ; par contre, le phosphore est facilement fixé par le complexe argilo-humique du sol.

Les apports d'origine diffuse proviennent de l'érosion des sols qui se produit essentiellement en période hivernale lors des fortes précipitations, c'est-à-dire à une période où le débit des cours d'eau est élevé et où les autres conditions nécessaires à l'eutrophisation ne sont pas réunies.

Il en résulte que durant la période favorable à l'eutrophisation, le phosphore déversé dans les cours d'eau a pour origine les rejets ponctuels bien identifiés qu'il est possible de maîtriser ou limiter.

Toutes ces raisons font que le phosphore est considéré comme le facteur limitant sur lequel il est possible d'agir efficacement pour combattre l'eutrophisation des eaux de surface (Agences françaises de l'eau, 1994 et Ramade, 1982)

En conclusion de ce chapitre, on peut affirmer que la présence du phosphore dans les eaux est génératrice de la détérioration de leur qualité en particulier :

- Développement anarchique du phytoplancton.
- Variation du pH et de la concentration en oxygène dissous.
- Apparition de zones anoxie et anaérobie au fond des retenues.
- Appauvrissement biologique du milieu et surtout risque de compromettre le patrimoine écologique du milieu aquatique.
- Surcoût pour la potabilisation des eaux.

Cette détérioration est difficile à évaluer en terme financier.

L'élimination du phosphore des eaux est devenue une des priorités des spécialistes de traitement et d'épuration des eaux et aussi des pouvoirs publics.

Comme stipulé au premier chapitre, le phosphore se fixe aux particules solides qui se décantent au fond du lac du barrage, il est remis en suspension (relargage) dans certaines conditions d'anaérobiose. Le prochain chapitre s'inscrit dans cette optique pour étudier expérimentalement l'effet de la présence de la vase sur la qualité des eaux de barrage notamment l'eutrophisation.

2.8. Partie expérimentale

2.8.1 Matériels utilisés

Durant notre expérience, nous avons utilisé :

Cinq bacs en plexiglas de dimension (15x50x20) cm³ ;

Un Turbidimètre de type HACH mode 2100 A ;

Un Spectrophotomètre (Turner OSI modèle 340) ;

Un pH mètre (HANNA HI. 9146) ;

Un Agitateur magnétique ;

Une Balance électronique de type (YP.402N) ;

Du matériel courant du laboratoire.

2.8.2. Réactifs utilisés

De même un ensemble de réactifs chimiques est nécessaire tels que :

Acide sulfurique (H₂SO₄) à 15%.

Hydroxyde de sodium (NaOH).

Acide ascorbique (C₆H₈O₆).

Molybdate d'ammonium (NH₄)₆Mo₇. 4H₂O).

Dihydrogénophosphate (KH₂PO₄) de potassium.

Tartrate double d'antimoine et de potassium (K(SbO)C₄H₄O₆.4H₂O).

Acide chlorhydrique (HCl) 1/50.

2.8.3. Mode opératoire

Le mode opératoire peut être divisé en deux parties :

2.8.3.1. Préparation de la vase

La préparation de la vase se déroule en trois étapes :

2.8.3.1.1. Prélèvement de la vase

-Vase de barrage de Boukourdane : deux prélèvements de la vase ont été effectués à l'entrée des deux principaux Oueds qui alimentent le barrage de Boukourdane, l'un au niveau de l'Oued El-Hachem et l'autre au niveau de l'Oued Fedjana. La vase que nous avons utilisée durant notre expérience est le mélange des deux vases prélevées.

-Vase du barrage de Foug El -Gherza :

Les prélèvements ont été effectués dans la vase chassées par la vanne de fond.

2.8.3.1.2 Etuvage de la vase

Les deux échantillons de la vase du barrage de Boukourdane et de Foug El-Gherza sont séchés à l'étuve à une température de 105°C pendant 24h (fig.2.2 ci-dessous).



Fig.2.2. Vase séchée à 105°C (Bensafia, 2009)

2.8.3. 1.3 Broyage de la vase

Après le séchage, les vases sont broyées et tamisées sur un tamis de 0,5 mm (Fig.2.3 (a et b)).



a)



b)

Fig.2.3. Broyage et tamisage de la vase (Bensafia, 2009)

2.8.3.1.4 Préparation du mélange eau-vase

Un nettoyage des cinq bacs est nécessaire avant de commencer à mélanger l'eau avec la vase.

La quantité de la vase choisie est mélangée avec deux litres d'eau. On étale la vase uniformément sur le fond de chaque bac puis on rajoute 10 litres d'eau. Le contenu est agité et laissé décanter (fig. 2.4 (a,b,c et d)).

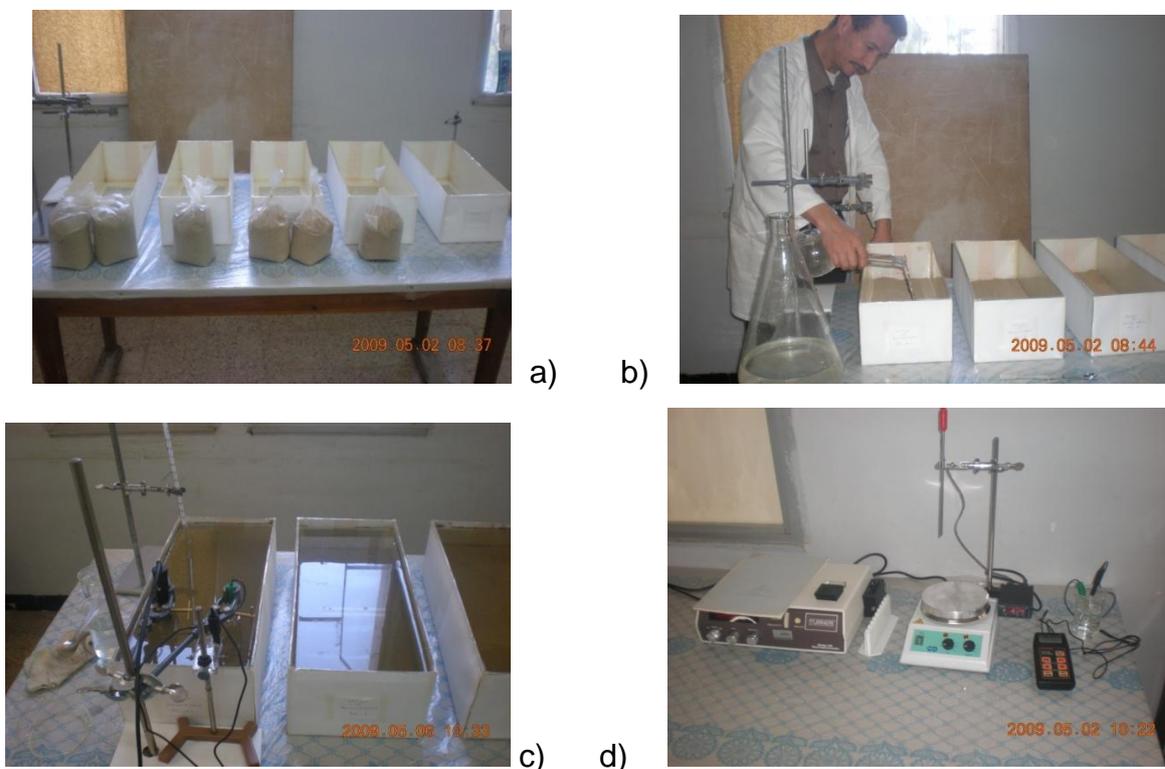


Fig. 2.4. Préparation du mélange eau –vase (Bensafia, 2009)

Le tableau 2.4 regroupe les différentes caractéristiques des cinq bacs.

Tableau 2.4. Caractéristiques des différents bacs installés.

Numéro du bac	Origine de la vase (barrage)	Concentration en vase (g/l)
1	Boukourdane	250
2	Boukourdane	125
3	Foum El-Gherza	250
4	Foum El-Gherza	125
5	/	0

Le bac n°5 constitue le témoin, il nous permettra de suivre l'évolution de la qualité de l'eau en absence de la vase.

2.8.4. Paramètres à analyser

2.8.4.1 Paramètres physico-chimiques

2.8.4.1.1 Température

La température de l'eau est l'un des paramètres de confort pour les usagers, elle joue un rôle important dans la solubilité des sels et surtout les gaz, dans la dissociation des sels dissous et donc sur la conductivité électrique, dans la détermination de pH et pour la connaissance de l'origine de l'eau et des mélanges éventuels.

D'une façon générale, la température des eaux superficielles est influencé par la température de l'air et ceci d'autant plus que leur origine est moins profonde (Rodier, 2003).

2.8.4.1.2. Le potentiel hydrogène (pH)

Le pH est par définition, mesure l'activité des ions H^+ contenus dans une eau, le pH joue un rôle primordial à la fois :

Dans les propriétés physico-chimiques (acidité, agressivité).

Dans les processus biologiques.

Dans l'efficacité de certains traitements (coagulation, adoucissement, contrôle de la corrosion, chloration).

La détermination du pH est donc l'une des mesures que l'on doit effectuer le plus fréquemment (Hissel, 2001).

2.8.4.1.3. Turbidité

La turbidité d'une eau est due à la présence des matières en suspension finement divisées : argiles, limons, grains de silice, matières organique, etc.

Elle est défini aussi comme l'inverse de la limpidité ou de la transparence, une eau turbide est donc plus ou moins trouble. La turbidité résulte de la diffusion de la lumière qui est déviée dans toutes les directions (Rodier, 2003 et Hissel, 2001).

2.8.4.1.4. Oxygène dissous

La teneur en oxygène dissous en milieu aquatique peut provenir :

- De la dissolution de l'oxygène de l'aire par diffusion à travers la surface.
- De l'apport d'un affluent plus oxygène, surtout dans le cas de rivières et parfois même d'une aération artificielle.
- De la biosynthèse par les plantes vertes aquatiques (photosynthèse).

La solubilité de l'oxygène dépend de la pression, de la température et de la salinité du milieu.

Les mesures de ces paramètres physico-chimiques ont été effectuées au niveau du laboratoire (Rodier, 2003).

2.8.4.1.5. Evaporation

L'évaporation est un paramètre climatique qui a une grande influence sur la variation des niveaux des eaux, plusieurs facteurs climatiques conditionnent l'évaporation notamment la température, l'humidité de l'air, le vent et le rayonnement solaire.

Les mesures de l'évaporation ont été réalisées à l'aide d'un papier millimétré placé sur les parois des différents bacs.

2.8.4.1.6 Orthophosphates

Ce sont les sels de l'acide orthophosphorique constituant les minéraux nutritifs essentiels pour les végétaux autotrophes (Ramade, 1998)

2.8.4.2 Analyses microbiologiques

Ces analyses concernent le dénombrement des espèces algales. Elles ont été effectuées au niveau du laboratoire de l'ANRH de Blida.

2.9. Caractéristiques de la vase

Pour identifier la nature de la vase et leur effet sur la qualité des eaux, nous avons procédé aux:

Analyses chimiques effectuées au niveau de laboratoire de l'ANRH (agence nationale des ressources hydrauliques) de Bir -Mourad Rais (Alger).

Analyses granulométriques faites au niveau du laboratoire central des travaux publics (LCTP) de Hussein Dey (Alger).

2.9.1 Analyse chimique

Les caractéristiques chimiques réalisées ont relevé les résultats portés dans le tableau 2.5:

Tableau 2.5. Caractéristiques chimiques des différentes vases

Elément	Vase B.B %	Vase B.F %	Elément	Vase B.B %	Vase B.F %
SiO ₂	17	20	P ₂ O ₅	0,078	0,077
AlO ₃	13.135	12.19	Cr ₂ O ₃	0.021	0,013
Fe ₂ O ₃	5.517	3,986	PbO	0.002	0,004
Mon	0.054	0,040	ZnO	0,016	0,009
K ₂ O	0.0103	0,163	CuO	0,004	0,002
PAF	24.04	19.08	CaCO ₃	38.14	23.73
CO ₂	16.77	10.44	Eau de constitution	7.27	8.64

B.B : barrage de Boukourdane

B.F : barrage de Fom El- Gherza

2.9.2 Granulométrie :

La granulométrie est déterminée par tamisage pour les grains >80µm et par sédimentométrie pour les grains < 80 µm et ceci pour déterminer la répartition des grains suivant leurs dimensions qui permet l'identification et la classification des vases.

Les résultats des analyses granulométriques sont portés dans les figures 2.5 et 2.6

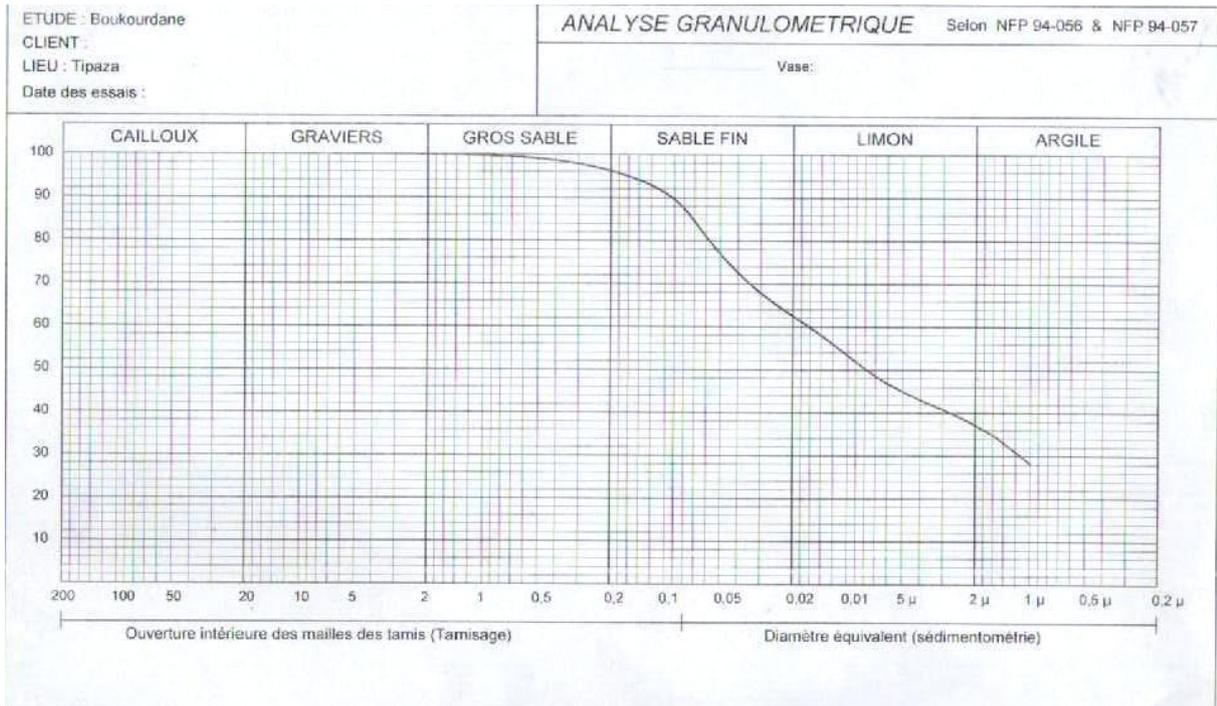


Fig. 2.5. Caractéristiques de la vase du barrage de Boukourdane

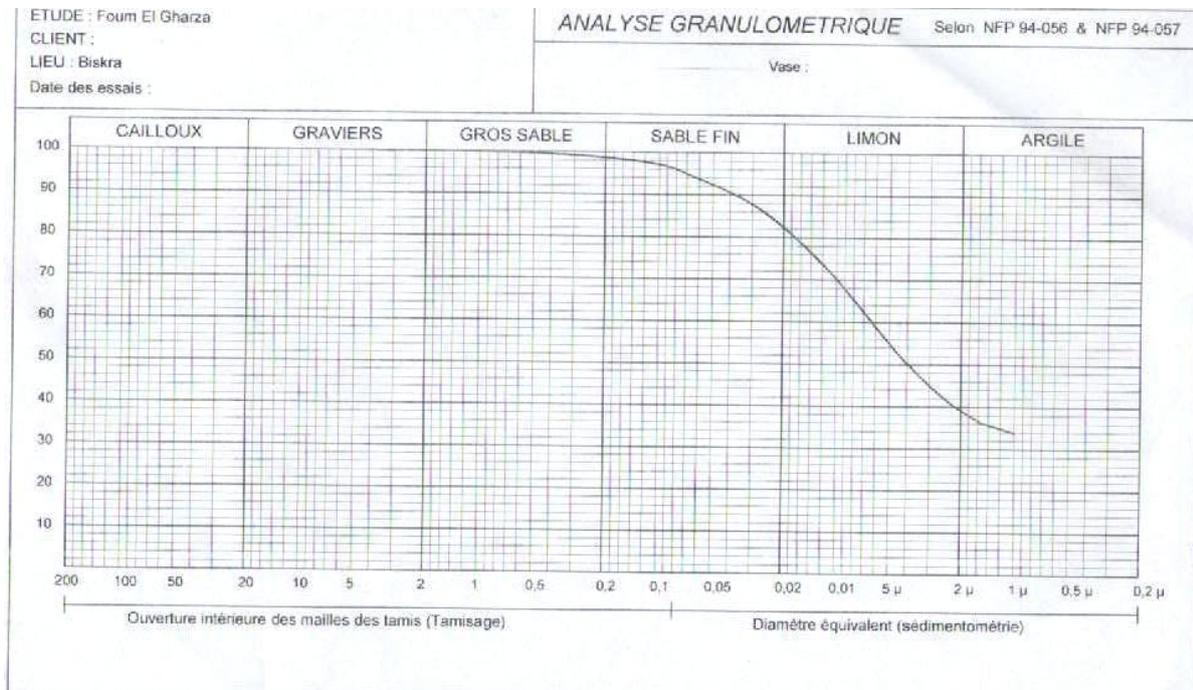


Fig. 2.6. Caractéristiques de la vase du barrage Fom El Gherza

On remarque sur la courbe granulométrique figure 2.5, que la vase de Boukourdane a un pourcentage de 39% d'argile, de 25 % de limon et de 36 % du sable. Les argiles sont des particules dont la taille est $<2\mu\text{m}$, de la famille des silicates. Ce minéral possède des propriétés très particulières concerne la fixation et l'échange d'ions, donc les argiles est la fraction granulométrique la plus active. Les limons constituent l'ensemble des particules de diamètre compris entre 2 et 50 μm ou 2 et 20 μm . Les sables sont des particules de diamètre compris entre 50 et 2000 μm .

La figure 2.6 montre que la vase de Foum El -Gherza a un pourcentage de 39% d'argile, 43% de limon et 18% de sable. La vase de Boukourdane a un pourcentage de sable élevé que celle de Foum El- Gherza qui donne à la vase un aspect moins humide.

D'après le diagramme de la texture, on classe les vases comme suit :

Vase de Boukourdane : argileuse.

Vase de Foum El -Gherza : argilo- limoneuse.

2.10. Caractéristiques physico-chimiques de l'eau :

Afin de bien différencier la responsabilité de la vase de celle de l'eau sur la dégradation de la qualité de l'eau, nous avons effectué des analyses physico-chimiques de l'eau utilisée (de robinet) durant la durée de notre expérience , les résultats obtenus sont regroupés dans le tableau 2.6 .

Tableau 2 .6. Caractéristiques physico-chimiques de l'eau de robinet utilisée.

Elément	Concentration [mg/l]	Elément	Concentration [mg/l]
Ca ²⁺	10	NO ₃	0.024
Mg ²⁺	10	NO ₂	0
Na ⁺	1.9	NH ₄ ⁺	0.0013
K ⁺	15	PO ₄ ³⁻	0.12
MO	3.4	SiO ₂	0

2.11. Discussion et interprétation des résultats physico-chimiques :

2.11.1.Température :

La variation de la température de l'eau est étroitement liée à celle de la température de l'air. La figure 2.7 représente l'évolution de la température de l'eau et de l'air en fonction du temps ;

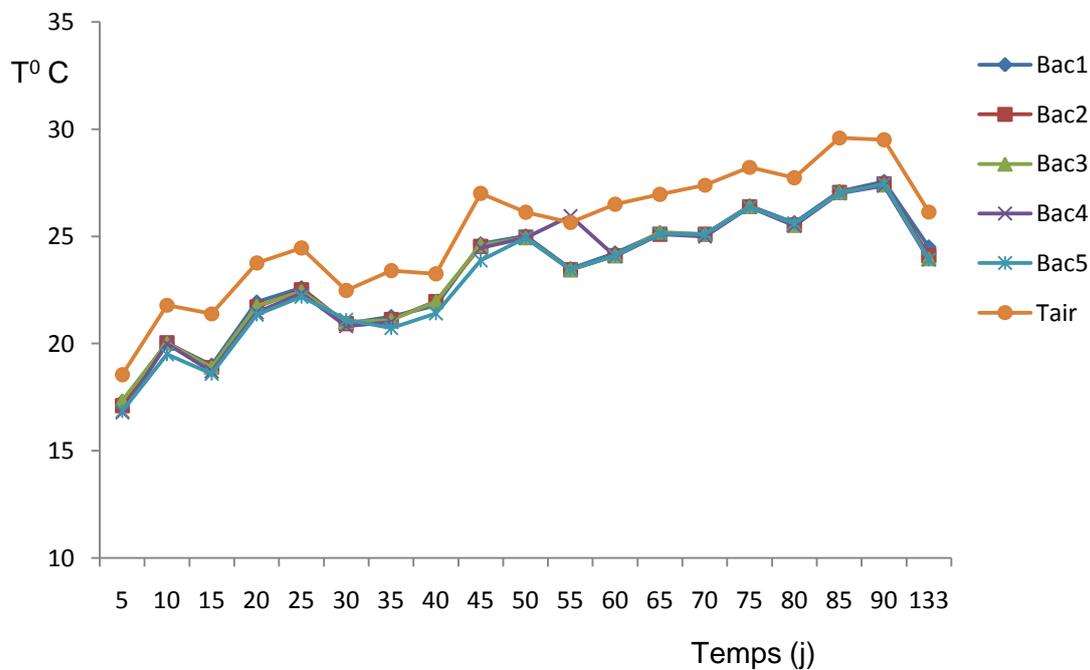


Fig. 2.7. Evolution de la température de l'air et de l'eau en fonction du temps.

La courbe représentant la température de l'air montre que la chaleur était saisonnière. En passant de 18°C au mois de mai à 29.6 °C au mois de juillet, celle-ci représente la valeur maximale qui a été enregistrée pendant ce mois et durant toute l'expérience. Puis une diminution à 26.15°C au mois de septembre.

On a remarqué un équilibre thermique de la température de l'eau avec un léger écart entre les différents bacs. Le développement des premières cellules végétales étant observé à partir du 20^{ème} jour soit à une température de 21°C dans les différents bacs.

2.11.2. Potentiel d'Hydrogène :

Le figure 2.8 représente l'évolution du pH dans les différents bacs, on a observé une variation de pH dans les différentes bacs, mais reste toujours basique ; ceci est le résultat d'une production végétale

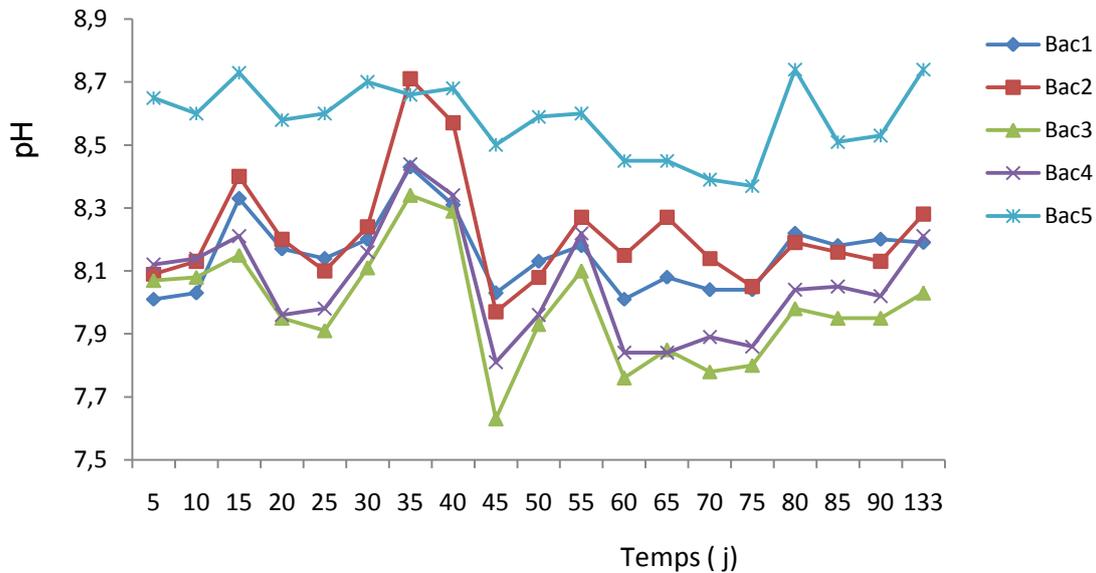


Fig.2.8. Evolution de pH en fonction de temps.

L'absorption du gaz carbonique par les végétaux est proportionnelle à l'augmentation de la photosynthèse qui entraîne une élévation du pH.

On remarque durant l'expérience que le bac témoin présente une valeur légèrement basique pH=8.8 que les autres bacs, cela revient éventuellement à la qualité de l'eau utilisée, et d'autre par à la présence de la vase dans les bacs (1,2, 3 et 4).

Le pH des différents bacs (1,2,3 et 4) varie entre 8.3 et 8.7, ceci est due à la production végétale du 15^{ème} jour à 25^{ème} jour et une diminution du pH de 8 à 7.6 au 45^{ème} jour qui est due à la diminution de la production primaire. Après le 55^{ème} jour, le pH est stabilisé à des valeurs ne dépassant pas 8.4 pour les bacs (1,2,3 et 4) et de 8.8 dans le bac témoin.

2.11.3. Turbidité :

Les courbes représentées dans la figure 2.9 traduisent les différents résultats de la turbidité en fonction du temps dans les cinq bacs au cours de la période expérimentale.

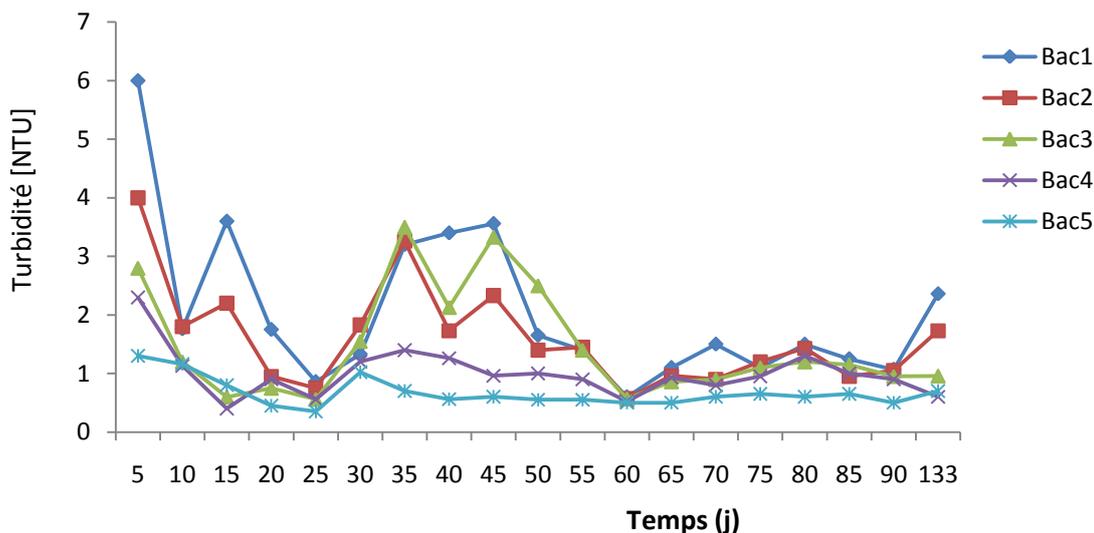


Fig. 2.9. Evolution de la turbidité en fonction du temps

On observe au début de l'expérience une forte turbidité enregistrée au niveau des différents bacs, elle varie de 2.3 à 6 NTU dans les bacs (1, 2, 3 et 4). Cette variation est due certainement à l'agitation du mélange eau-vase.

Une augmentation de la turbidité après le 35^{ème} jour jusqu'au 45^{ème} jour est due à une flottation de la couche superficielle de la vase.

2.11.4. Evaporation :

Les principaux facteurs qui conditionnent le taux d'évaporation des plans d'eau sont : la température de l'air, la vitesse du vent et humidité de l'air. Nous avons représenté sur la figure 2.10 la variation de l'évaporation d'eau cumulée dans les cinq bacs pendant toute la durée de l'expérience.

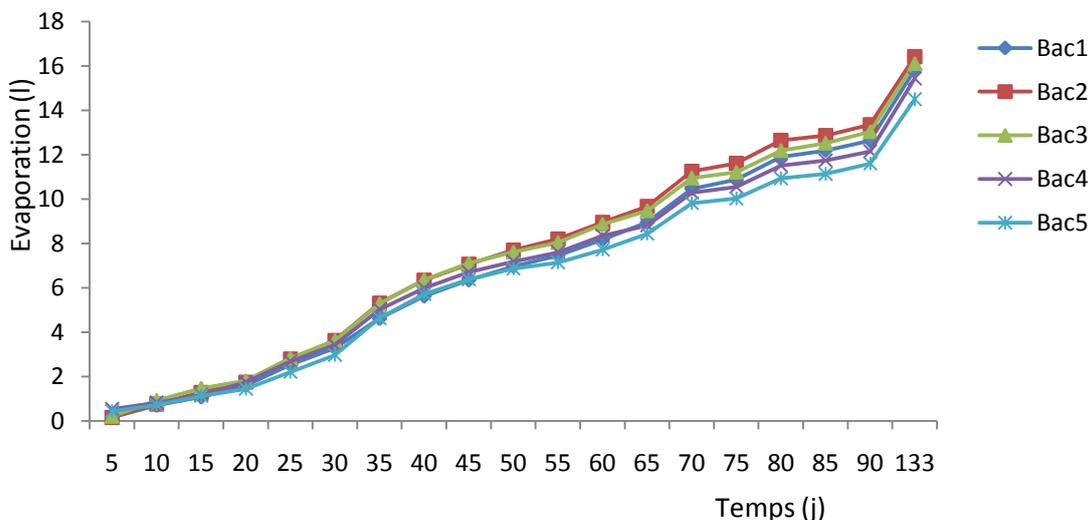


Fig.2.10. Evolution d'évaporation en fonction de temps.

Les résultats obtenus, montre que l'évolution de l'évaporation dans les bacs (1, 2, 3 et 4) est quasiment la même, elle est plus grande par rapport à celle enregistrée dans le bac N° 5 par conséquent, nous pouvons dire que la présence de la vase augmente l'évaporation. Ceci peut être dû à la production primaire du milieu.

2.11.5. Orthophosphates :

La figure 2.11 montre l'évolution des orthophosphates en fonction du temps.

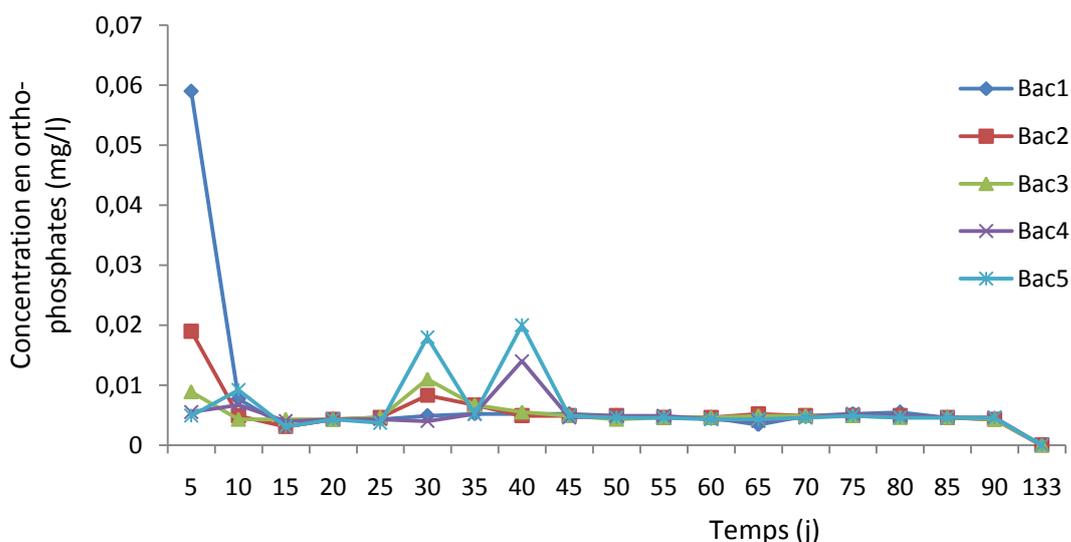


Fig.2.11. Evolution de la concentration des orthophosphates en fonction de temps.

On observe des fortes valeurs relatives de concentration des orthophosphates dans les bacs (1, 2, 3 et 4), elles varient de 0.06 à 0.005 mg/l, cette forte relative concentration est due à la minéralisation de la matière organique qui est présente dans la vase. La concentration de 0.005mg/l est enregistrée dans le bac N° 5 au début de l'expérience, ceci est dû à la qualité de l'eau de robinet que nous avons utilisé.

Après le 10^{ème} jour on a remarqué une diminution de la concentration des orthophosphates de 0.01 à 0.0037 mg/l, ces faibles teneurs peuvent être expliquées par l'assimilation de cet élément par les phytoplanctons car le phosphore joue un rôle important dans le développement des algues (production primaire) et dans la multiplication bactériennes. Une augmentation des orthophosphates est enregistrée à partir du 35^{ème} jour, ceci peut être expliqué par le phénomène de relargage du phosphore à partir de la vase.

Par la suite, une décroissance de la concentration jusqu'à zéro est enregistrée, ceci s'explique par l'assimilation du phosphore par les microorganismes vivant dans le milieu (phytoplancton, zooplancton).

2.11.6. Oxygène dissous :

L'oxygène dissous joue un rôle très important dans la plupart des métabolismes, il peut être considéré comme étant un indice de l'état biologique de l'eau.

La figure 2.12 montre la variation de l'oxygène dissous en fonction du temps.

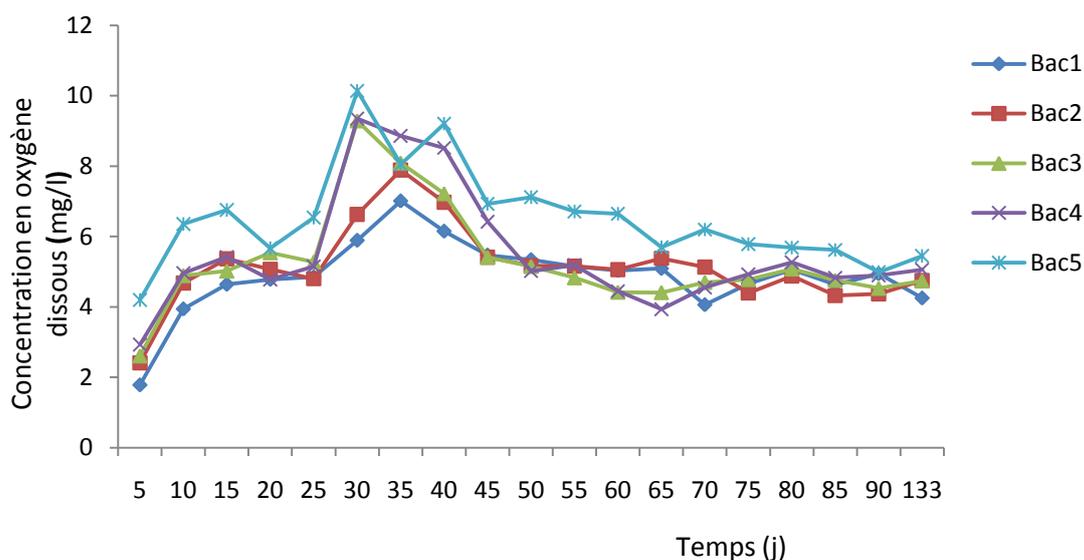


Fig.2.12. Evolution de la concentration en oxygène dissous en fonction de

On remarque une faible teneur en oxygène dissous jusqu'au 10^{ème} jour, car il est consommé par les bactéries pour dégrader la matière organique. Ensuite, la concentration en oxygène augmente, elle est due à la présence du phytoplancton qui libère l'O₂ pendant la photosynthèse et aussi peut être due au mouvement de l'eau (correspondant à l'ajout de l'eau) qui peut entraîner une faible variation de la température suivie par une augmentation de la solubilité de l'oxygène dans l'eau. A la fin de l'expérience, nous avons enregistré une faible teneur de l'oxygène dissous, ceci peut être dû à l'élévation de la température et à sa consommation accrue par les êtres vivants.

2.11.7 Discussion et interprétation des résultats microbiologiques :

Le dénombrement des algues a été effectué selon la méthode d'Utermöhl (1958). Les résultats du comptage sont ensuite transformés en biovolume (nombre de cellules par litre) à l'aide des formules empiriques. Les résultats des analyses nous renseignent que pour le premier prélèvement, aucune cellule de phytoplancton dans l'échantillon d'eau n'est observée dans les différents bacs, ceci est liée à la nature de l'eau que nous avons utilisé (eau du robinet). D'après les résultats obtenus, la répartition des algues n'est pas uniforme dans les différents bacs. La présence ou l'absence du phytoplancton est liée au premier degré à la richesse du milieu en nutriments, ce qui permet l'abondance d'un type par rapport à l'autre. La totalité des cellules observées sont des diatomées et des cyanophycées dans les différents prélèvements. Nous pouvons expliquer l'absence de phytoplancton dans les bacs par le phénomène du broutage, car les zooplanctons consomment les phytoplanctons.

En complément à cette partie effectuée au laboratoire où l'effet de la présence de la vase dans les bacs a été mis en évidence et pour appuyer nos conclusions, une étude d'un cas réelle in situ fera l'objet du chapitre IV suivant, il s'agit de l'impact de la vase sur la qualité des eaux de barrage Sidi M'Hamed Ben Aouda dans la wilaya de Relizane.

2.12. Conclusion

En conclusion de ce présent chapitre, nous pouvons affirmer que la présence de la vase (accumulateur des composés phosphorés, azotés etc.) dans la retenue d'un barrage n'est pas la cause principale mais constitue un facteur potentiel de l'accélération du phénomène d'eutrophisation.

Chapitre 3

RELATION : ENVASEMENT –EUTROPHISATION Etude du cas du barrage de SMBA

3.1. Introduction

Dans ce chapitre, considéré comme maillon central de notre étude, nous allons étudier l'évolution du dépôt vaseux dans le barrage Sidi M'hamed Ben Aouda et tirer une conclusion sur l'effet de la présence de la boue dans la retenue sur l'eutrophisation des eaux de ce barrage.

3.2. Evolution de l'envasement du barrage de SMBA

3.2.1. Présentation et caractéristiques du barrage

Le barrage de SMBA est situé en aval du bassin versant d'oued Mina à 20 km au Chef lieu de la wilaya de Relizane et à 300 km à l'ouest d'Alger (fig.3.1). Fort d'une capacité de 235 millions de m³, le barrage de SMBA a été mis en exploitation en 1978 (fig.3.2 et fig.3 ;3). Le barrage en enrochement de SMBA retient les eaux d'oued Mina qui coule du sud vers le nord. Le barrage de SMBA est d'une grande importance pour la région, il est destiné à l'irrigation du périmètre de la Mina et à l'alimentation en eau potable de la ville de Relizane.

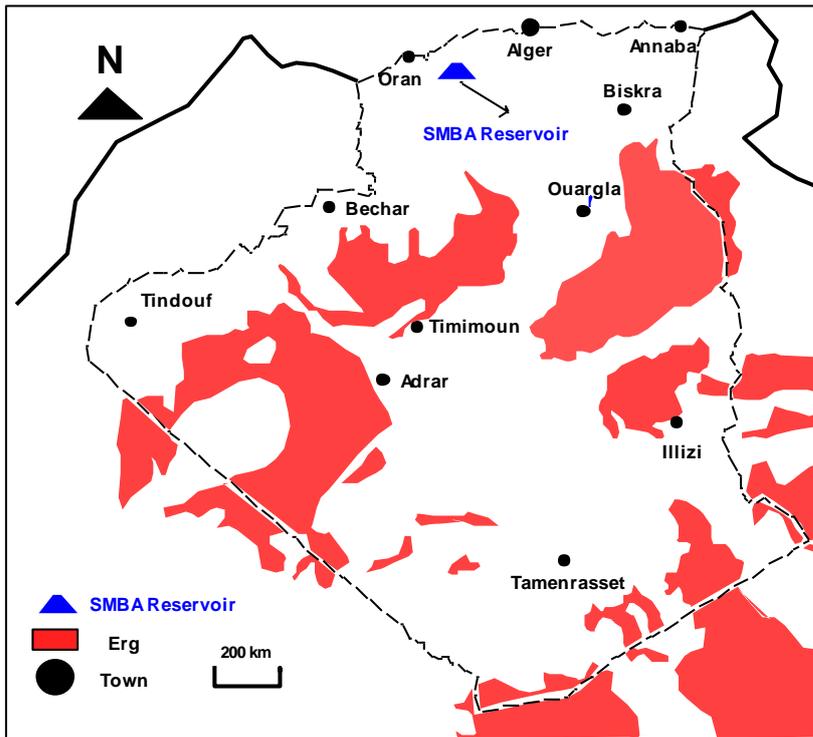


Fig.3.1. Situation géographique du barrage de SMBA (Remini, 2016)



Fig.3. 2. Vue générale de la digue en enrochement (Remini, 2013)



Fig.3.3. Retenue du barrage de SMBA (Remini, 2015)

3.2.2. Les courants de densité dans le barrage de SMBA

Le bassin versant du barrage de Sidi Mhamed Ben Aouda occupe une superficie de 6200 km² (fig.3.4). Dans le cadre du projet GTZ piloté par les allemands, le bassin versant a subi des aménagements durant les années quatre vingt. Mais au début des années quatre vingt dix, le bassin versant s'est dégradé et l'érosion a fortement augmenté. Le bassin versant d'oued Mina est située dans le bassin hydrographique de Chellif Zahrez, classé parmi les bassins hydrographiques les plus érosifs de nord Algérien. En plus du taux d'érosion très élevé du bassin versant de SMBA, l'oued Mina participe à l'envasement du barrage de SMBA par le sapement des berges (fig. 3.5 et fig.3.6). Ceci a engendré des concentrations très élevées en particules solides dans l'oued Mina qui ont atteint la valeur de 478 g/l (Ghernaout et Remini, 2014). Plus de 95% des sédiments arrachées aux versants sont piégées dans la retenue comme le montre la représentation graphique de Brune sur la figure 3.7 (Remini et Hallouche, 2007). Les apports solides en suspension très élevées dans l'oued Mina drainés par les crues surtout en période d'automne et la forme géométrique de la retenue du type canal favorisent la propagation des courants de densité au fond de la retenue jusqu'au barrage (fig. 3.8 et 3.9).

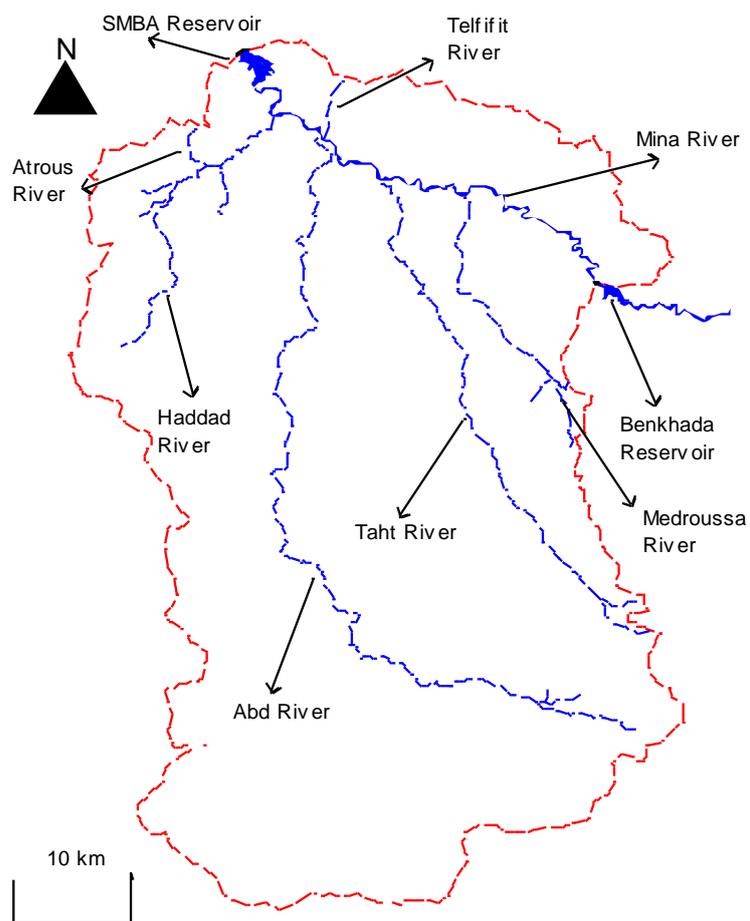


Fig.3.4. Limitations du bassin versant d'Oued Mina (ANBT)



Fig.3.5. Une partie du bassin versant d'oued Mina très dégradé (Remini, 2011)



Fig.3.6. Sapement des berges dans l'oued Mina (Remini, 2011)

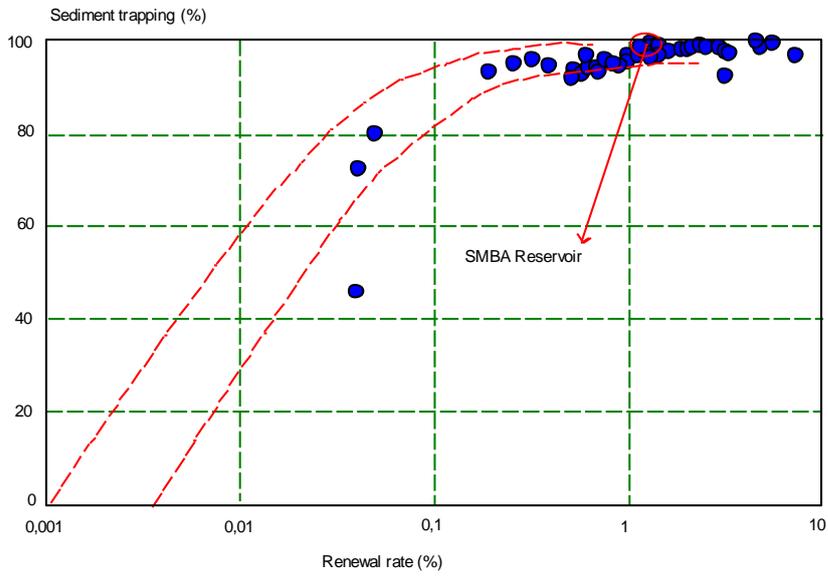


Fig.3.7. Piégeage des sédiments dans le lac du barrage de SMBA (Brune, 1953)

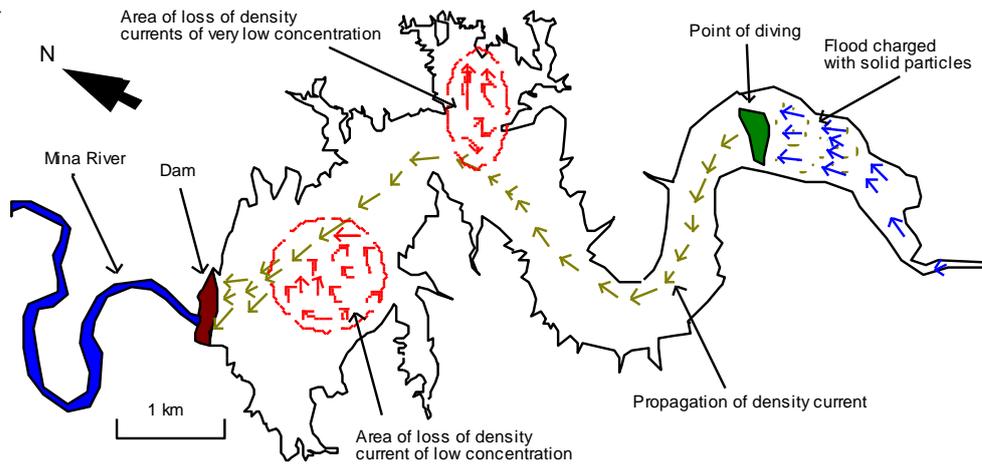


Fig.3.8. Propagation des courants de densité dans le lac du barrage de SMBA (Remini, 2011)

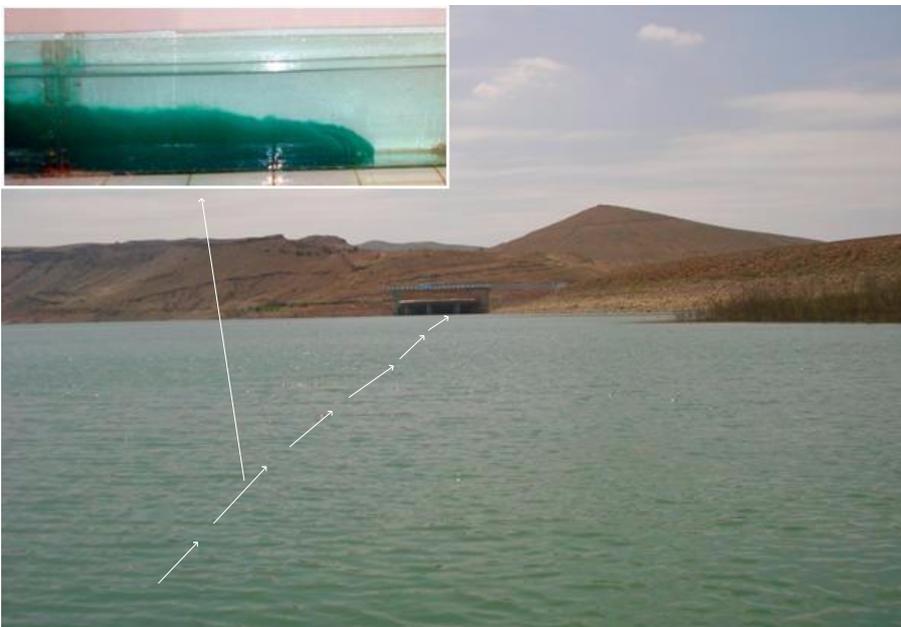


Fig.3.9. Parcours des courants de densité dans la retenue du barrage de SMBA (Remini, 2014)

3.3. Evolution de la sédimentation dans le barrage de SMBA

3.3.1. Evolution temporelle

C'est la vitesse de comblement qui peut nous déterminer son classement. Sur la base des levés bathymétriques, nous avons tracé sur la figure 3.10 l'évolution de l'envasement dans le temps dans le barrage de SMBA. Il est intéressant de constater que le barrage est passé de deux périodes :

- Période 1 : Durant la période 1978-1986, l'évolution des dépôts successifs de vase est linéaire en fonction du temps. Environ 20 millions de m³ de vase ont été déposés durant cette période, soit 17 ans d'exploitation. Le

barrage a été classé parmi les barrages les moins envasés. La vitesse de comblement est de 0.5%/an. Elle est largement inférieure à 1%/an (Remini et Hallouche, 2005). L'érosion étant réduite à cause des aménagements opérés par le groupe GTZ durant les années 80.

- Période 2 : Durant la période 1995-2011, l'évolution des dépôts de vase suit une loi parabolique en fonction du temps ; l'envasement est très élevé. Environ 70 millions de m³ de vase ont été déposées durant cette période, soit 16 ans d'exploitation. La vitesse de comblement a atteint 2%/an qui est supérieur à 1%/an, ce qui classe la barrage de SMBA parmi les barrages les plus envasés. Cette augmentation rapide de la vitesse de comblement est liée à l'absence de l'entretien et la dégradation de l'ensemble du bassin versant d'oued Mina durant les années 90 connues par l'insécurité à cause du terrorisme.

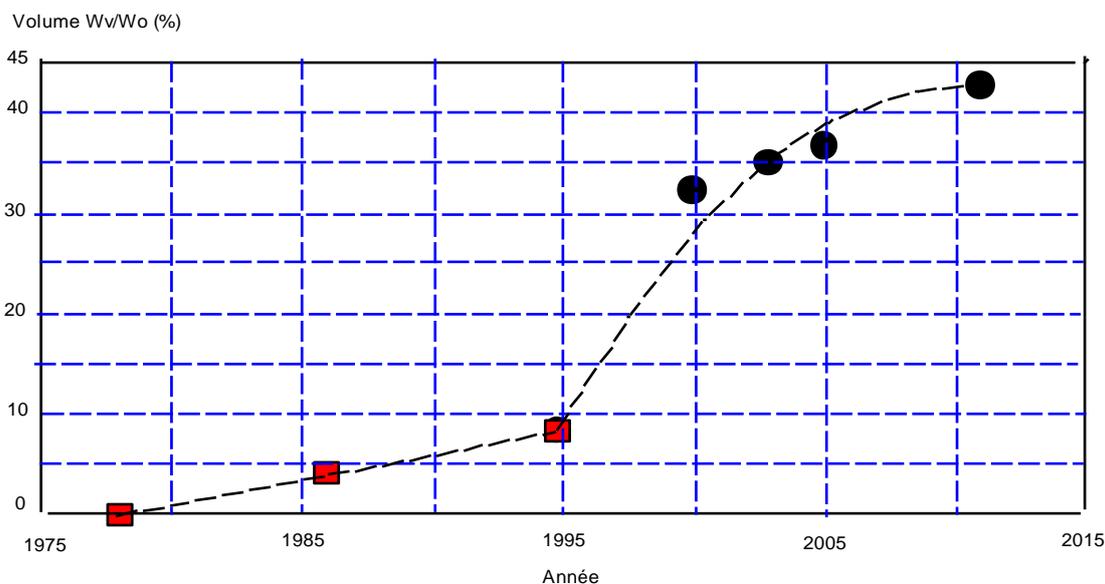


Fig.3.10. Evolution temporelle du comblement du barrage de SMBA (Données ANBT)

En 2011, le taux de comblement a atteint de 42.5%, ce qui a réduit fortement la capacité du barrage depuis l'année de sa mise en eau (fig.3.10). Si on tient compte uniquement des deux levés bathymétriques 2000 et 2011, le calcul nous donne un taux de comblement de 45% en 2014. Le diagramme des capacités (figures 3.11 ; 3.12 et 3.13) montre clairement l'accroissement de la capacité de la boue au détriment de la capacité de l'eau du barrage durant les périodes : 1978-1986, 1978-2000, 1978 -2003, et 1978-2011.

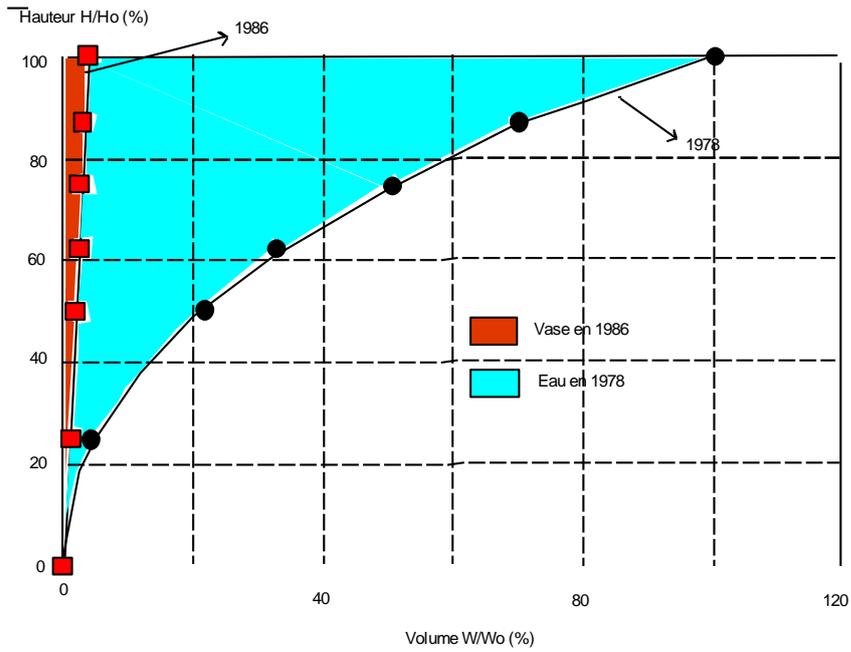


Fig.3.11. Diagramme des capacités d'eau (1978) et de boues (1986) du barrage de SMBA (Données ANBT)

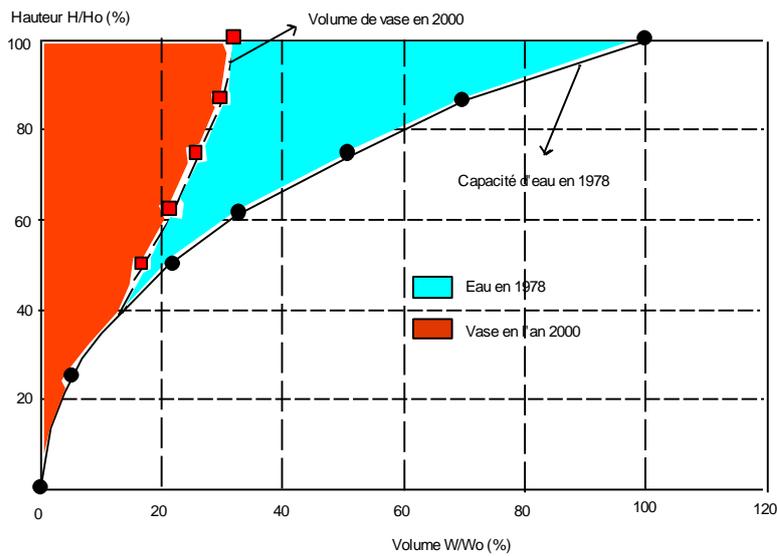


Fig.3.12. Diagramme des capacités d'eau (1978) et de boues (2000) du barrage de SMBA (Données ANBT)

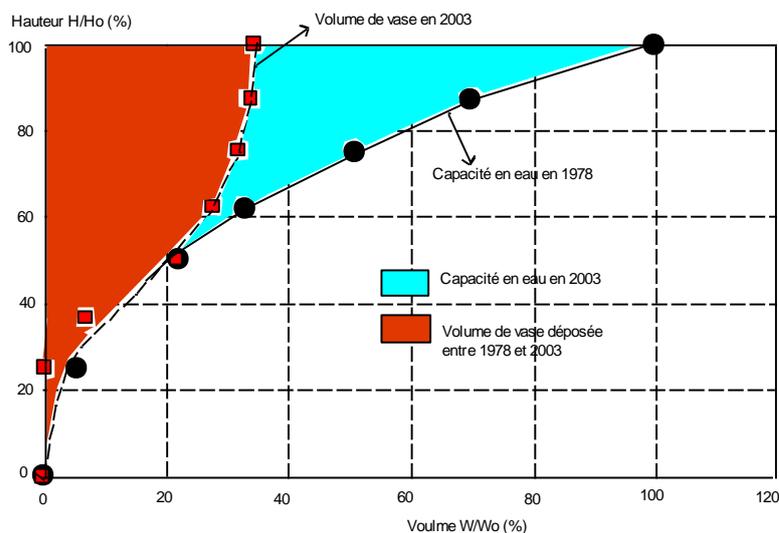


Fig.3.13. Diagramme des capacités d'eau (2003) et de boues (1978 et 2003) du barrage de SMBA (Données ANBT).

3.3.2. Evolution spatiale

Les dépôts successifs de la boue évoluent dans le lac du barrage de SMBA selon deux étapes. Au début de l'exploitation du barrage, la répartition des sédiments est uniforme, puisque les dépôts qui ont une faible hauteur ne seront pas perturbés ni par la gestion des vannes ni par les variations de la surface libre de l'eau. La figure représentant l'évolution des dépôts vaseux en fonction de la hauteur d'eau durant la période : 1978-1986, montre que l'envasement croît linéairement en fonction de la hauteur, ce qui signifie que la vase se répartit uniformément sur la totalité de la surface du fond de la retenue. Dans ce cas le toit de vase croît parallèlement au fond du réservoir (fig.3.14a). La deuxième étape qui débute à partir d'un seuil (volume de vase plus au moins important), l'évolution des dépôts de vase ne suit plus une loi linéaire, mais plutôt une loi polynomiale de troisième degré en fonction de la hauteur du barrage comme le montre l'évolution de l'envasement dans le barrage de SMBA durant les périodes d'exploitation : 1978-2000 et 1978-2003 (fig.3.14 (b et c)). Ceci prouve qu'effectivement les dépôts de vase sont cette fois ci perturbés. L'accélération de l'envasement et le mode d'exploitation des vannes de fond durant la période 1986-2003 sont les causes de la modification de la loi d'évolution.

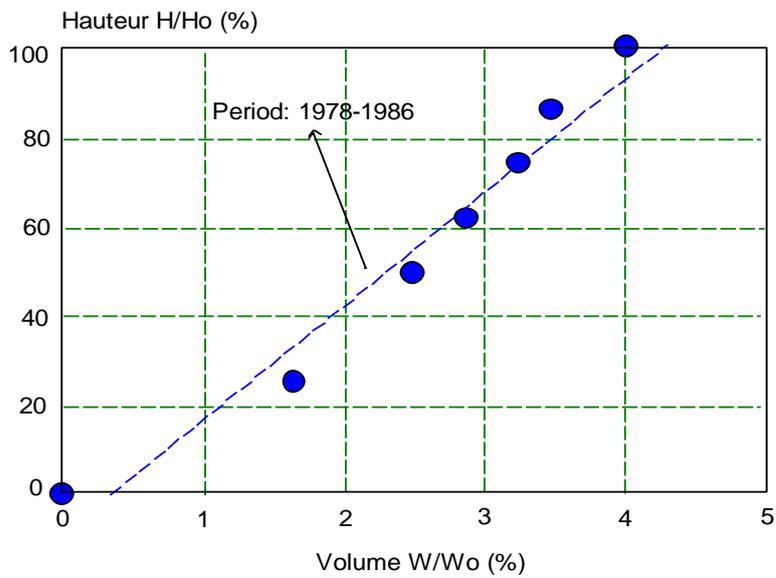


Fig.3.14a . Evolution des dépôts vaseux en fonction de la hauteur d'eau durant la période : 1978-1986 (Données ANBT)

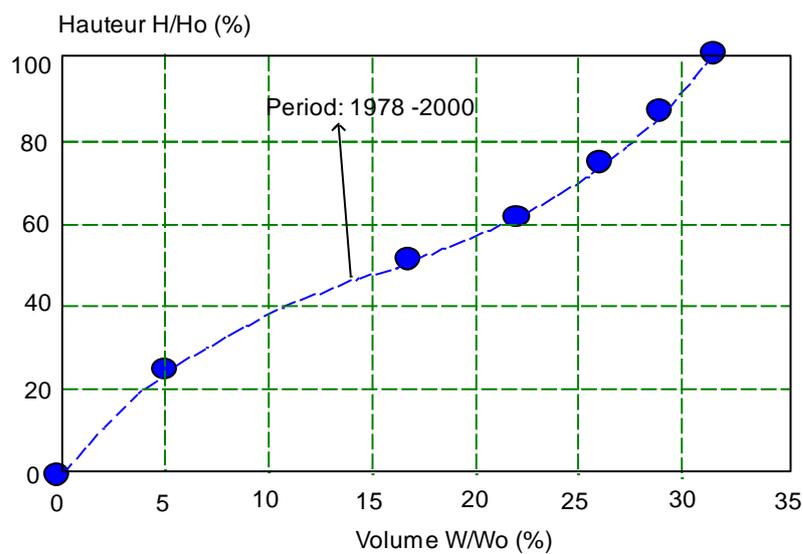
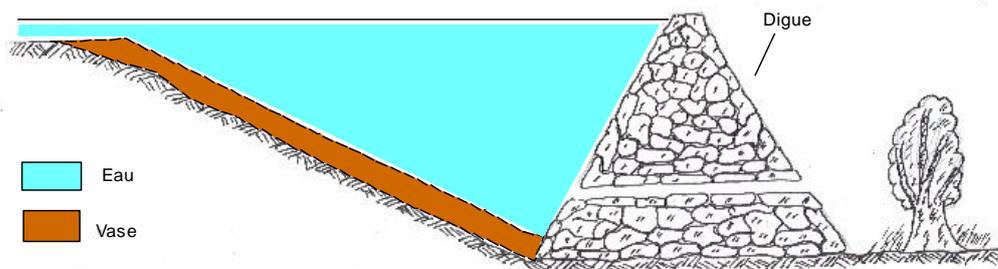


Fig.3.14b. Evolution de l'envasement dans le barrage de SMBA durant les périodes d'exploitation : 1978-2000 (Données ANBT)

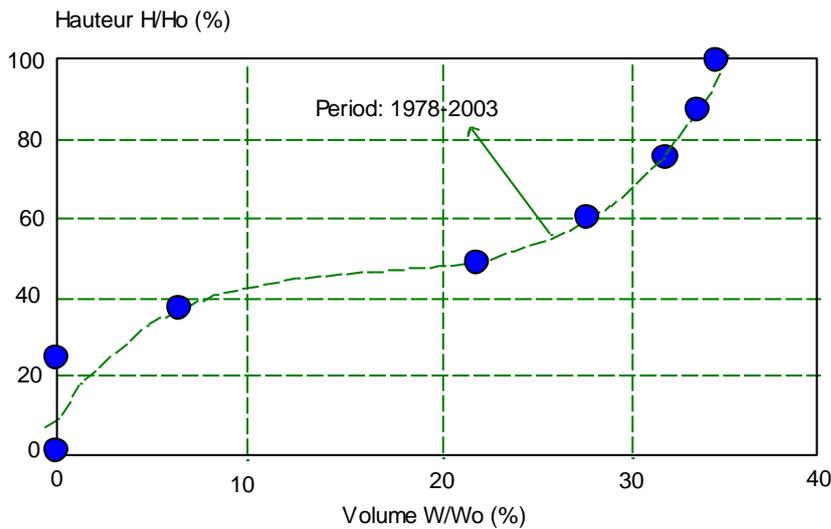
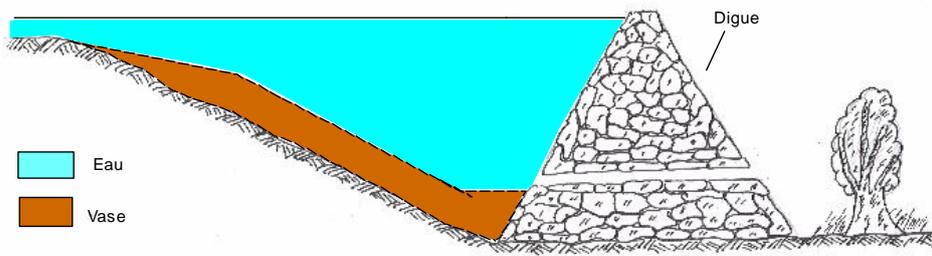


Fig. 3.14c. Evolution de l'envasement dans le barrage de SMBA durant les périodes d'exploitation 1978-2003 (Données ANBT)

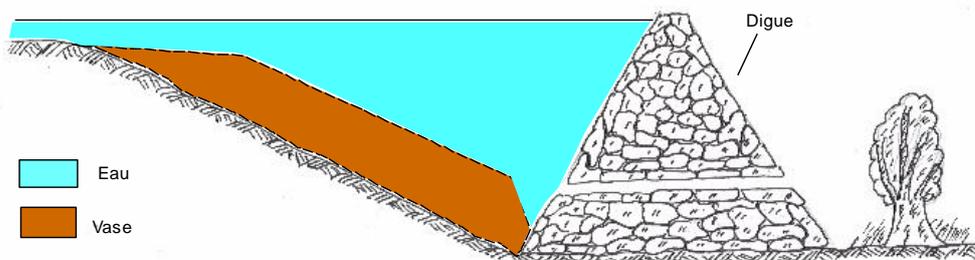


Fig.3.15. Schéma synoptique de l'évolution du toit de vase (Remini, 1997)

3.3.3. Evolution de l'envasement selon les zones

Suite à l'étude précédente qui a montré pour un barrage fortement envasé, la loi d'envasement n'est plus linéaire mais plutôt parabolique. En partant de cette idée, la répartition uniforme des sédiments se localise au centre de la retenue quelque soit le type d'évolution. Les sédiments déposés dans la partie basse de la retenue sont remaniés par les manœuvres des vannes de fond et d'autre part ceux de la

partie haute de la retenue sont saisonnièrement modifiés par l'arrivée de nouveaux apports solides en périodes de crues. Dans ce cas, trois zones de dépôts vaseux se délimitent (fig.3.16). Il s'agit de la zone I qui correspond à la partie basse de la retenue. Elle est située à une hauteur relative ne dépassant pas les 40% de la hauteur normale de la retenue. La zone II qui correspond à la partie centrale de la retenue. Elle est située entre 40 et 80% du niveau normale de la retenue. Cette partie est généralement large, ce qui favorise le dépôt des sédiments, lesquelles se répartissent dans cette zone. La zone III qui correspond à la partie haute de la retenue qui est située à 80% de la hauteur normale de la retenue. Dans cette zone, les variations du plan d'eau provoquent des remaniements et des mouvements des sédiments.

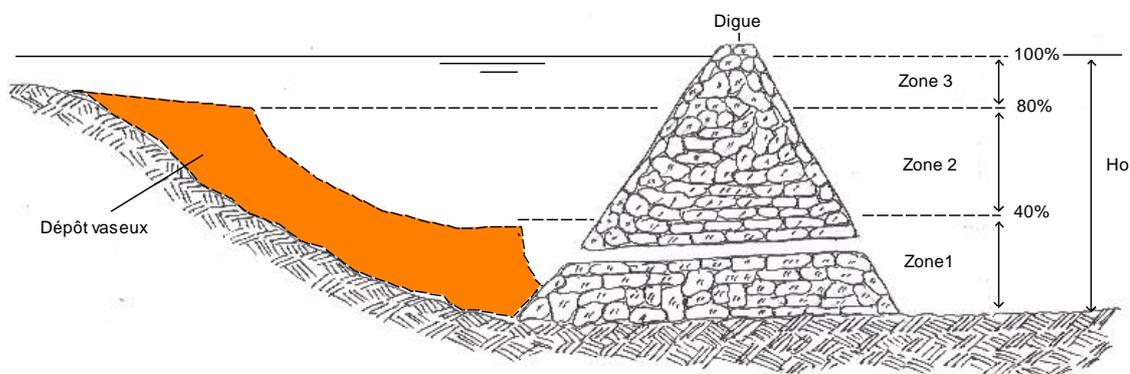


Fig.3.16. Délimitation d'une retenue d'un barrage en trois zones (Remini, 1997)

La figure 3.17 ci-dessous représente l'évolution des dépôts de vase dans la zone II de la retenue du barrage de SMBA. On constate que la progression des dépôts des sédiments en fonction de la hauteur d'eau dans la zone II est linéaire durant les périodes : 1978-1986, 1978-2000, 1978-2003. La répartition des sédiments est uniforme avec un envasement intense entre les années 2000 et 2003 atteignant un taux de comblement de 6,5%, soit un volume de 15 millions de m³ de vase déposés uniquement dans la zone II. Cette situation a un effet direct sur le dépôt des sédiments dans la zone I.

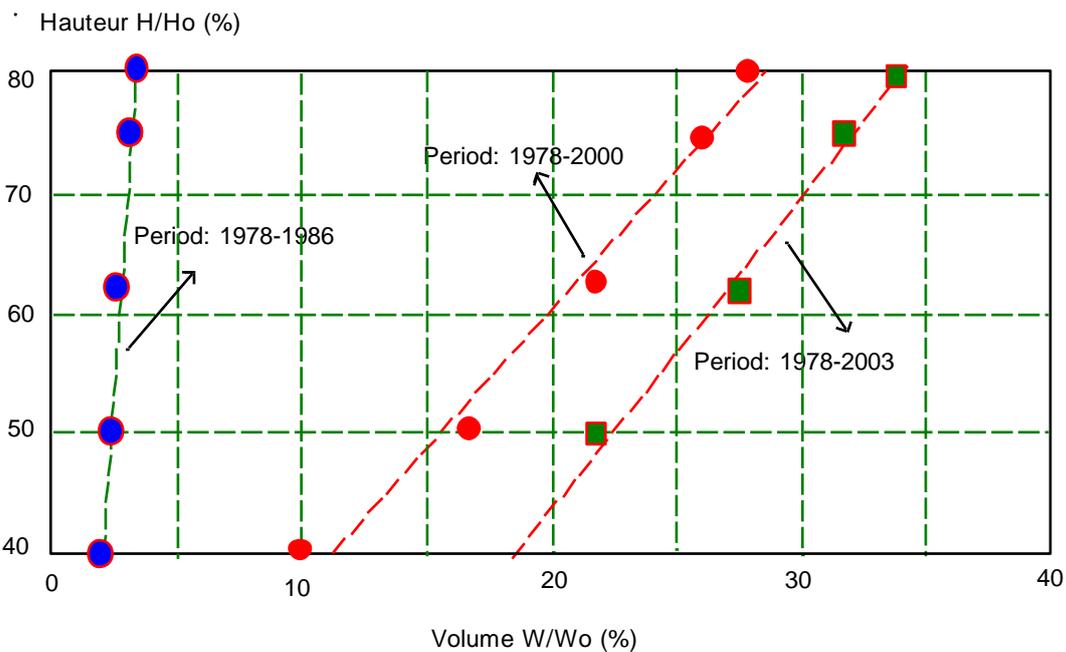


Fig.3.17. Evolution de l'envasement dans la partie centrale de la retenue du barrage de SMBA (Données ANBT)

Pour illustrer cette situation, nous avons représenté sur la figure 3.18, l'évolution des dépôts de vase dans la partie basse de la retenue de SMBA. Trois périodes d'envasement : 1978-1986, 1978-2000, 1978-2003 se dégagent. On peut constater que le point de rencontre des courbes a progressé d'une hauteur de 20% durant la période 1986-2003, soit un accroissement de la vase évalué à 28 millions de m³ déposés uniquement dans la zone I. Ce volume n'a pas pu être soutiré par les vannes de fond.

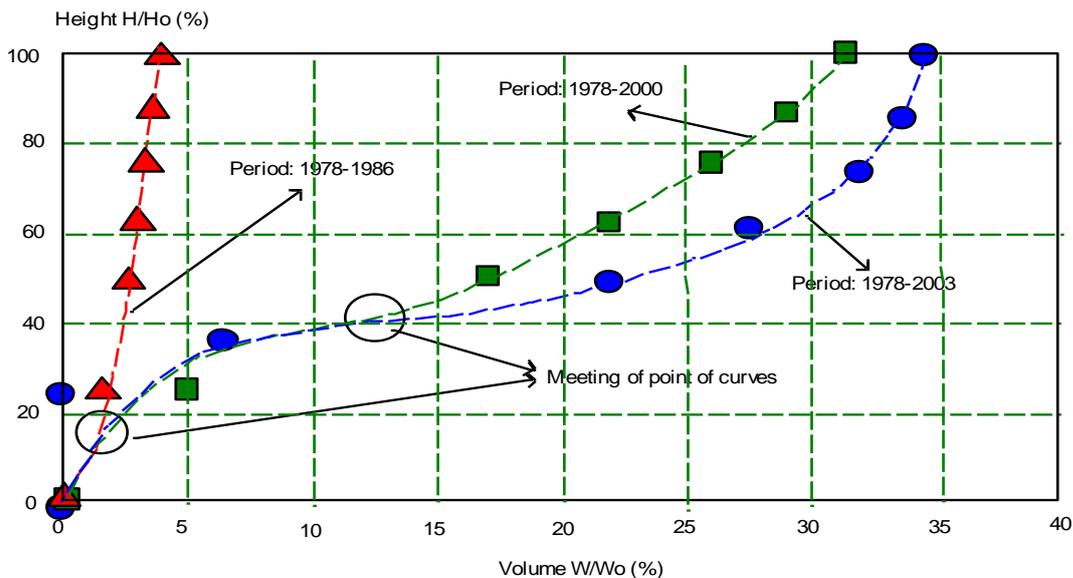


Fig.3.18. Evolution de l'envasement dans la partie basse de la retenue du barrage de SMBA (Données ANBT)

3.4. Qualité des eaux du barrage SMBA

Pour caractériser au mieux l'état trophique des lacs, on évalue le degré d'eutrophisation en se basant sur différents paramètres telles que les concentrations en phosphore total, chlorophylle (a) et la transparence des eaux de la retenue à l'aide du disque dit de Secchi. Puisque les données de la chlorophylle (a) et la transparence des eaux de barrage de Sidi M'hamed Ben Aouda ne sont pas disponibles au niveau de l'ANRH, cette étude s'axe sur l'évaluation de la concentration du phosphore dans les eaux de barrage et d'autres paramètres physico-chimiques qui sont susceptibles de se rapporter au phénomène d'eutrophisation à savoir le phosphore, le pH et l'oxygène dissous.

3.4.1. Phosphore

Le phosphore étant une molécule indispensable à la vie des organismes, plus il y a de phosphore dans l'eau, plus les organismes aquatiques peuvent se développer et se multiplier. De plus, les études ont montré que dans les cours d'eau, c'est le phosphore biodisponible qui est l'élément nutritif limitant. Il est donc indispensable de surveiller les concentrations de phosphore dans l'eau car leur maîtrise a un rôle important dans la lutte contre l'eutrophisation.

Les figures 3.19 ; 3.20 et 3.21 représentent respectivement l'évolution annuelle, mensuelle et saisonnière de la concentration du phosphore dans les eaux de barrage SMBA.

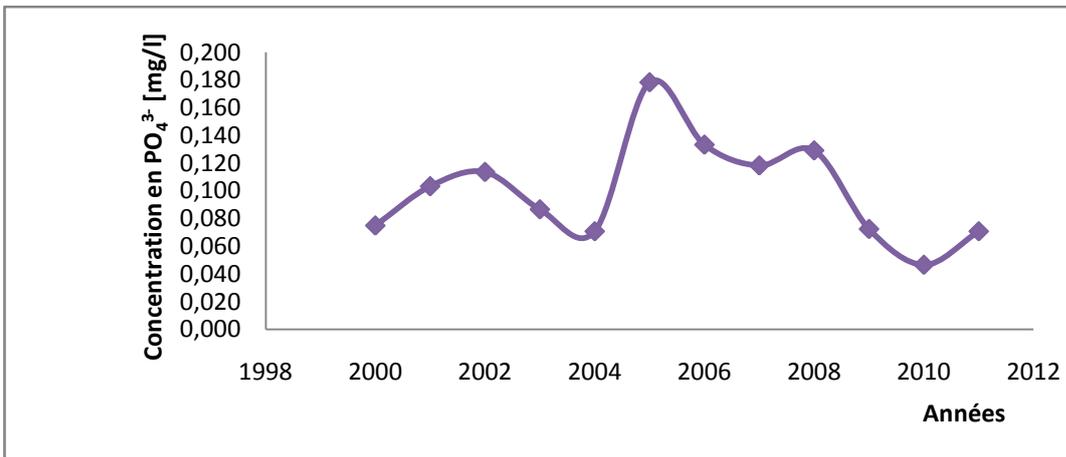


Fig.3.19: Evolution annuelle de la concentration du phosphore PO₄³⁻ (période:2000-2011).

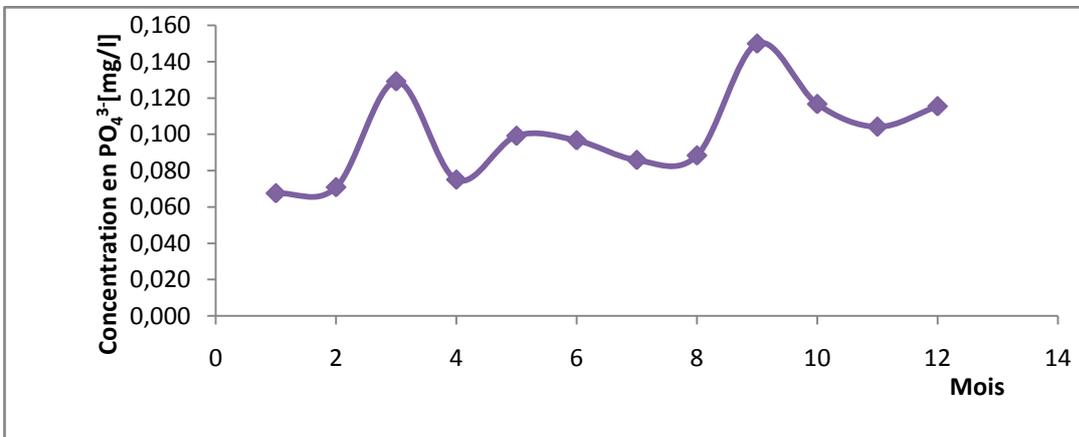


Fig.3.20: Evolution mensuelle de la concentration du phosphore PO₄³⁻ (période:2000-2011).

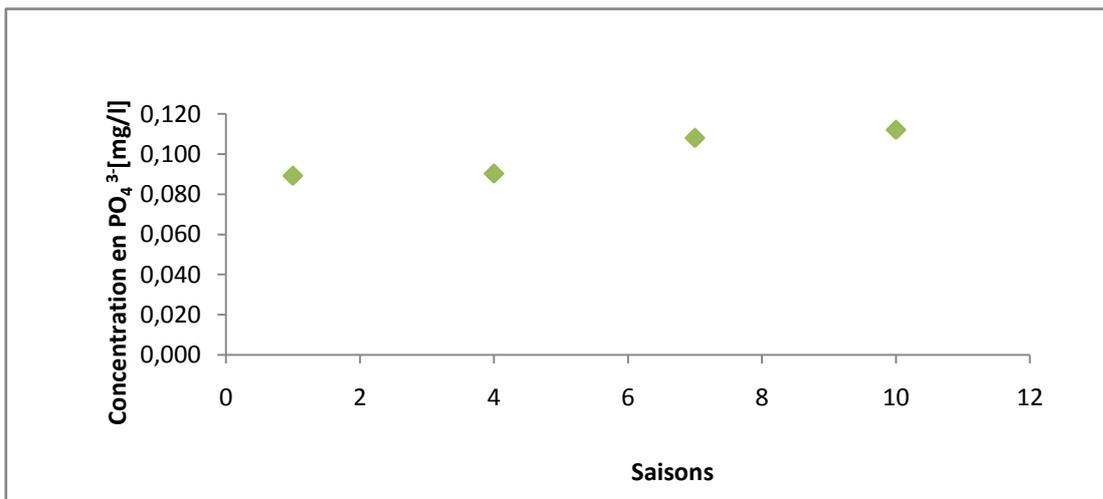


Fig.3.21. Variation saisonnière de la concentration du phosphore PO₄³⁻ (période:2000-2011).

Sur l'échelle annuelle, on constate des concentrations de phosphore relativement élevées. Elles varient de 0,047 mg/l à 0,178 mg/l, avec une moyenne annuelle de 99.9 µg/l. Cette dernière valeur correspond à la classe « eutrophe » sur l'échelle trophique [35-100 µg/l].

Sur l'échelle mensuelle, on observe que les mois de mars et septembre représentent les périodes de plus fortes concentrations en phosphore et qui atteignent 129 µg/l.

Durant les saisons d'été et d'automne, on observe une teneur excessive en phosphore. Ce qui corrobore l'apparition de la couleur verte à la surface des eaux du barrage SMBA (voir photo de la figure 3.22 prise en juin 2013)

Sur les trois différentes échelles, l'évolution de la concentration du phosphore dans les eaux de barrage SMBA représente des teneurs qui signifient le niveau eutrophe des eaux du barrage.



Fig.3.22: Couleur verdâtre des eaux de Barrage Sidi M'hamed Ben Aouda. (juin 2013).

3.4.2 pH

On s'intéresse au pH dans cette étude car sa valeur peut varier fortement dans une journée par effet d'une production végétale intense. En effet, lors de la photosynthèse, les végétaux captent des protons nécessaires à leur métabolisme rendant le milieu plus basique.

Les figures 3.23 et 3.24 illustrent les résultats de la variation mensuelle et saisonnière du pH.

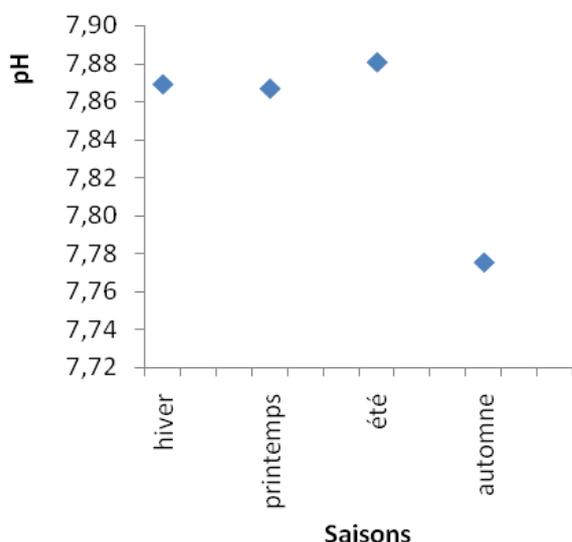


Fig.3.23: Variation mensuelle du pH (période: 2000-2011).

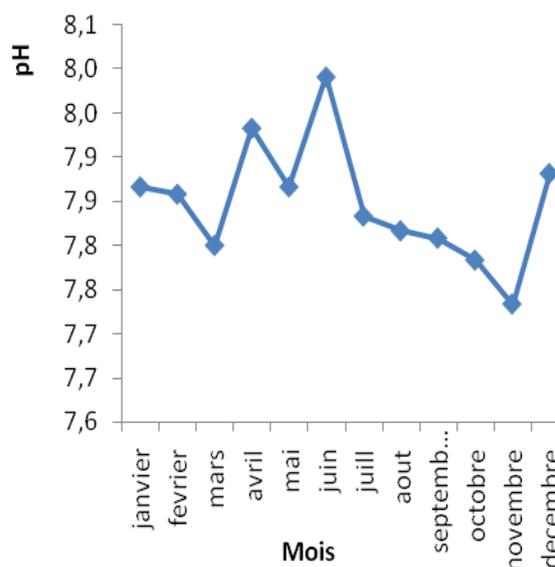


Fig.3.24: Variation saisonnière du pH (période: 2000-2011).

On constate que les valeurs mensuelles et saisonnières du pH restent légèrement basiques. Ce qui indique la présence d'une production algale au niveau de la retenue.

A partir des résultats de la figure 3.24, on observe que les valeurs du pH, pendant la saison d'été, atteignent le maximum (pH=7.9).

3.4.3 Oxygène dissous

La photosynthèse effectuée la journée par les organismes chlorophylliens (algues ou macrophytes) produit de l'oxygène. La nuit, la respiration de l'ensemble des organismes et la dégradation de matières organiques par les bactéries consomment de l'oxygène. En présence du phénomène d'eutrophisation, la grande quantité d'organismes provoque de fortes variations de la quantité d'oxygène dans l'eau.

Les graphes correspondant aux figures 3.25 et 3.26 montrent la variation de la saturation en oxygène dissous dans la retenue de SMBA.

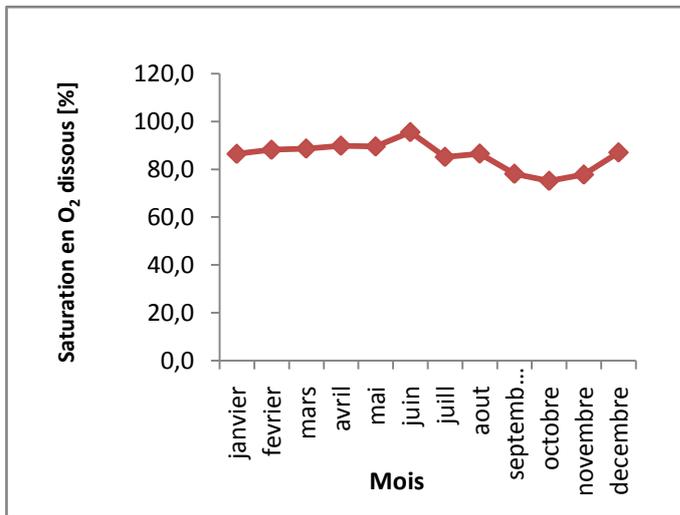


Fig.3.25.Variation mensuelle de la concentration de l'oxygène dissous (période: 2000-2011).

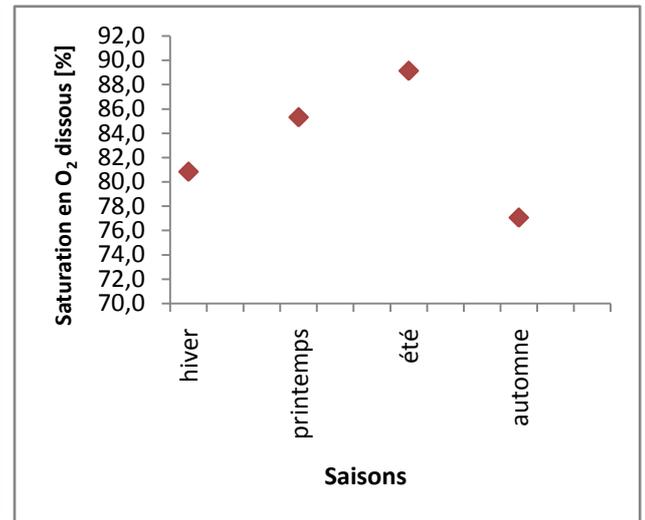


Fig.3.26.Variation saisonnière de la concentration de l'oxygène dissous (période: 2000-2011).

Le taux de saturation en oxygène des eaux dans le barrage représente des pourcentages élevés, varie de 75 à 95% par mois. Ce qui reflète un milieu pratiquement riche en oxygène.

Nous constatons que pendant les saisons d'été et d'automne, le milieu aquatique devient plus riche en oxygène dissous. Ce qui confirme un développement algal important produisant une quantité élevée d'oxygène.

3.5. Relation entre le volume de la vase chassée et la concentration résiduelle du phosphore dans les eaux de barrage SMBA :

La figure 3.27 représente le volume de la vase chassée par les vannes de fond du barrage SMBA en fonction du temps.

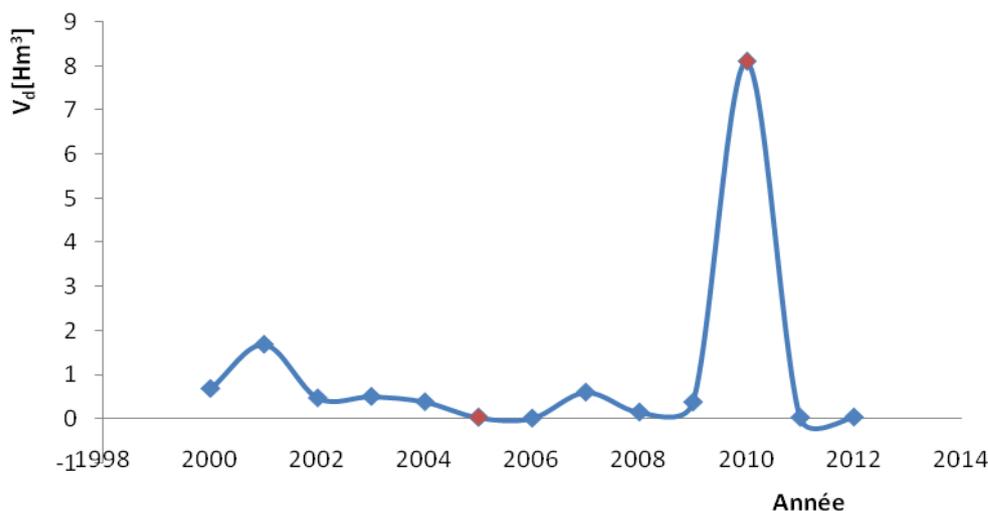


Fig.3.27.Variation annuelle du volume de dévasement pendant le vidange de fond du barrage SMBA en fonction du temps (période: 2000-2012).

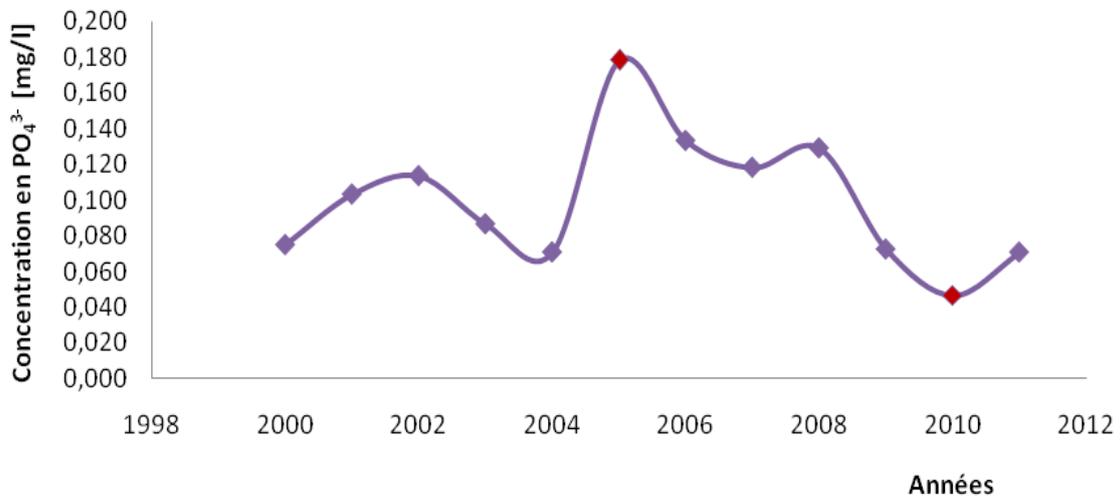


Fig.3.28. Evolution annuelle de la concentration du phosphore PO_4^{3-} (période:2000-2011).

A partir de la figure 3.27 et la figure 3.28 qui illustre la variation annuelle de la concentration du phosphore dans les eaux de barrage SMBA, on constate que :

- En 2005 : l'absence de la vidange de fond a été traduit par une teneur excessive en phosphore dans la retenue (concentration de $PO_4^{3-} = 178\mu\text{g/l}$).
- En 2010 : un volume exceptionnel de vase a été chassé [$V_F=8 \text{ Hm}^3$] et qui a été accompagné par une concentration très faible en phosphore (concentration de $PO_4^{3-} = 47\mu\text{g/l}$), durant les années d'exploitation du barrage.

On constate qu'il existe une relation entre la concentration de phosphore dans les eaux du barrage et le volume de la vase déposé au fond du barrage. Le volume de la vase éliminé par la chasse de fond a permis de réduire le taux de phosphore particulaire qui se trouve sous une forme précipitée dans la vase. L'élimination du volume de phosphore précipité limite la concentration de phosphore dissous dans la retenue de barrage SMBA. Ceci nous laisse conclure que la présence de la vase dans la retenue de barrage augmente la teneur en phosphore dans les eaux. En effet, tous les auteurs s'accordent à affirmer que le phosphore est considéré comme facteur limitant du phénomène d'eutrophisation. Par conséquent, le barrage SMBA est exposé à ce phénomène, les photos prise in situ appuie fortement notre conclusion. Les photos qui ont été prises sur le site du barrage montrent clairement que celui-ci est affecté par cette pollution (voir les figures 3.29 ; 3.30).



Fig.3.29. Apparition de l'eutrophisation dans le barrage SMBA (juin 2013).



Fig.3.30. Apparition de l'eutrophisation dans le barrage SMBA (juin 2013).

3.6. Conclusion

Toutes les études antérieures sur le phénomène d'eutrophisation s'accordent à affirmer que le phosphore est considéré comme élément clé (sous certaines conditions) dans le développement anarchique et excessive du plancton dans les plans d'eau. Les barrages ne sont pas épargnés de ce phénomène et la présence de la vase qui constitue la mémoire de ceux-ci aggrave et accélère son développement en raison de relargage du phosphore particulaire déposé au fond et qui induit l'élévation de la concentration du phosphore dans l'eau.

Les quantités énormes de boues chasées du barrage par les différentes techniques de dévasement constituent une préoccupation majeure et un inconvénient de plus aux gestionnaires des barrages, raison pour laquelle, une modeste contribution à sa valorisation agricole et/ou en construction fera l'objet du chapitre suivant.

Chapitre 4

VALORISATION DE LA VASE : UNE SOLUTION POUR LES BARRAGES ENVASES

4.1. Introduction

Une série d'analyses physicochimiques et minéralogiques a été effectuée sur la vase prélevée au niveau de la retenue du barrage de SMBA, situé sur l'Oued Mina.

Trois prélèvements ont été effectués à trois endroits différents de la retenue (aval, centre et rive droite). La vase prélevée a été transportée vers les différents laboratoires pour sa caractérisation.

4.2. Situation et caractérisation du barrage

Le barrage SMBA est situé au nord de l'Algérie dans le domaine de l'Atlas Tallien. Encore appelé barrage Essaada. Ce barrage est érigé à l'aval des stations hydrométriques de l'Oued el Abtal sur l'Oued Mina et de Sidi Abdelkader Djillali sur l'Oued el Haddad, à une vingtaine de kilomètres au sud de la ville de Relizane. La retenue de l'ouvrage avait depuis sa mise en eau en 1978 un volume de 241.10^6m^3 . Selon les derniers Levés, la capacité du réservoir ne dépasse plus les 153.10^6m^3 à la cote normale. De ce fait, le taux d'envasement est de l'ordre de $4.10^6\text{m}^3/\text{an}$ d'environ. Soit un envasement estimé à $10^6\text{m}^3/\text{an}$.

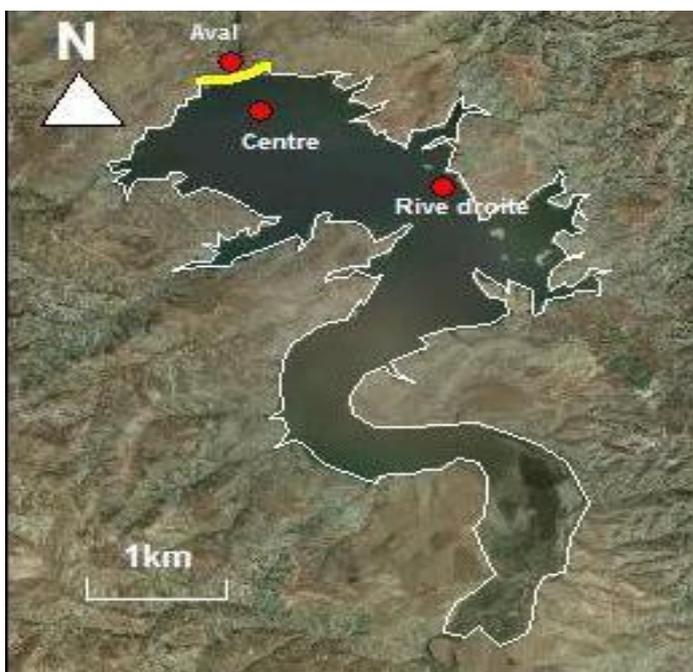


Fig.4. 1. Lieux de prélèvement des échantillons (Google Earth)

La vase prélevée au niveau des trois endroits différents (fig.4.1) a subi à une série d'analyses : physicochimiques et minéralogiques. La vase prélevée des trois endroits a été acheminée vers différents laboratoires pour l'analysée. Chaque analyse à un intérêt spécial. Les résultats de chaque analyse sont reproduits dans ce qui suit.

4.2.1. Analyses granulométriques et limites d'Atterberg

L'analyse granulométrique et les limites d'Atterberg constituent des paramètres essentiels de la classification des sédiments. Les résultats des analyses sont résumés dans les figures 4.2 à 4.7 et les valeurs sont exprimées en pourcentages.

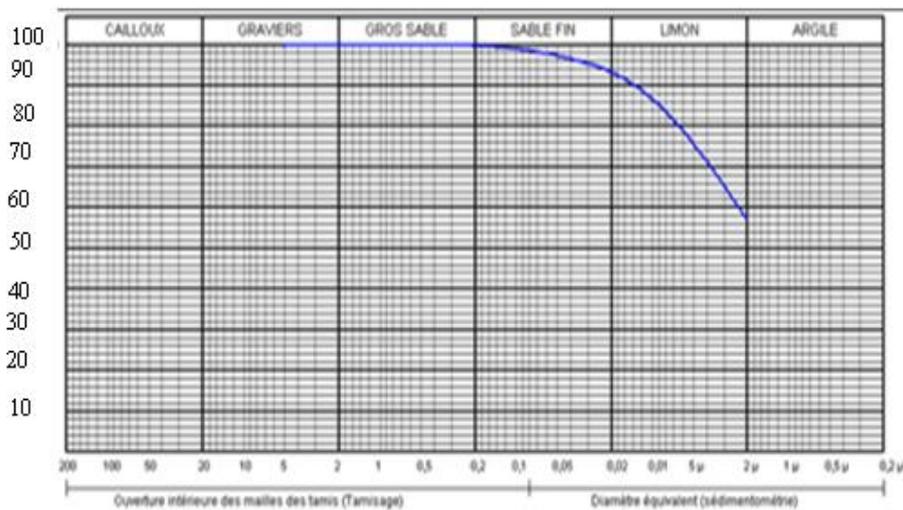


Fig.4.2. Analyses granulométriques de la vase de la rive droite (RD)

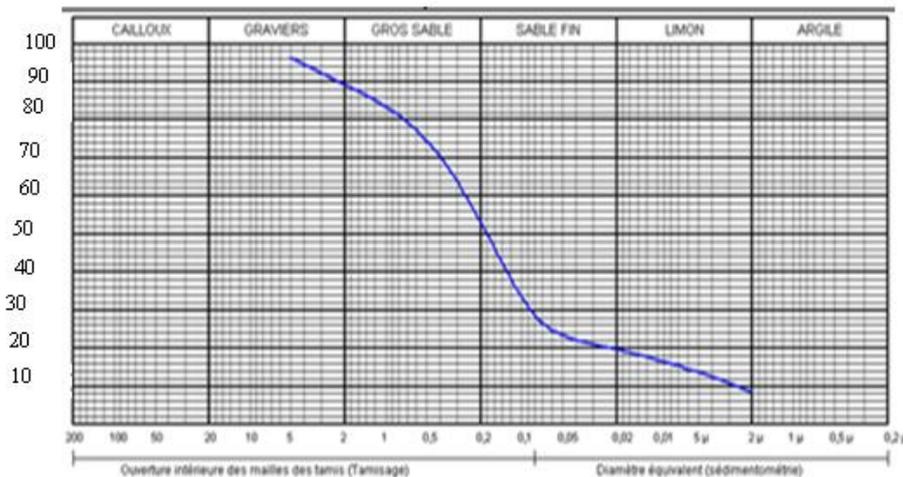


Fig.4.3. Analyses granulométriques des sédiments du centre de la retenue

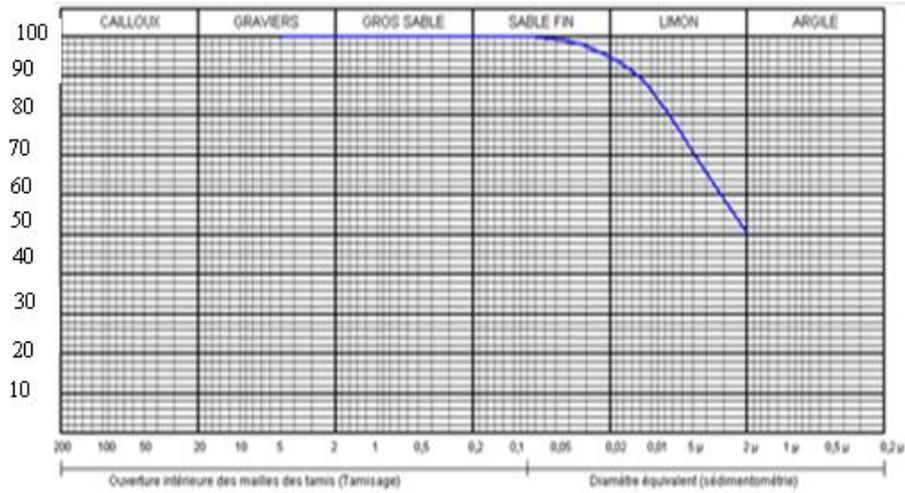


Fig.4.4. Analyses granulométriques de la vase extraite à l'aval du barrage



Fig.4.5.Limites d'Atterberg de la vase de la rive droite (RD) .



Fig.4.6. Limites d'Atterberg des sédiments du centre de la retenue

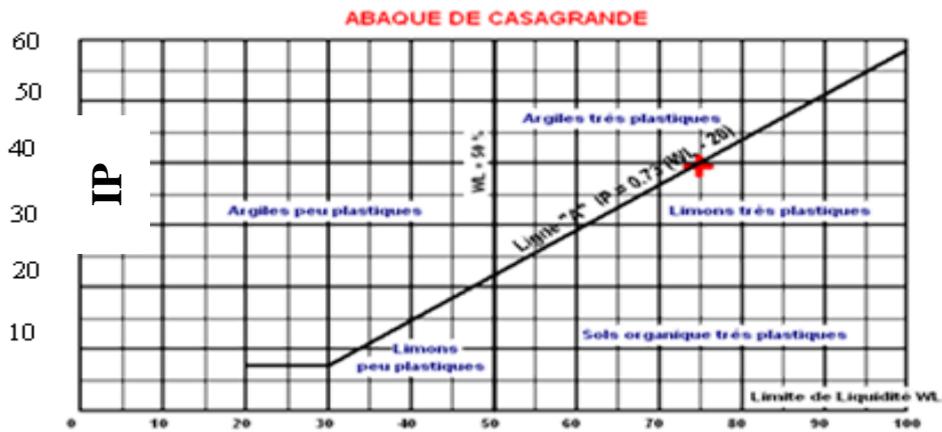


Fig.4.7. Limites d'Atterberg de la vase extraite à l'aval du barrage

Les trois courbes granulométriques que nous avons obtenues montrent que la distribution en poids des particules de sédiments revêt une caractérisation d'un sol à granulométrie fine. Puisque la vase étudiée se compose majoritairement de l'argile, le coefficient d'uniformité ($C_u > 2$) et de courbure ($C_c < 1$) porté sur les trois sites et particulièrement le site 1 (qui représente réellement l'envasement et que le dragage s'effectuera à ce niveau) montrent que ladite vase présente une granulométrie étalée et mal graduée. D'après le positionnement du couple sur l'abaque de Casagrande pour le même échantillon, le matériau est une argile très plastique. On constate les mêmes résultats pour l'échantillon du centre. Par ailleurs, la vase qui a été prélevé au niveau de la Rive Droite est une argile peu plastique.

4.2.1.1. Masse volumique

La masse volumique de la vase dans notre cas est effectuée seulement pour l'échantillon de l'aval et nous avons trouvé une valeur de 1860 kg/m^3 .

4.2.1.2. Humidité

Les teneurs en eau de notre vase sont dressées dans le tableau 4.1 :

Tableau 4.1. Teneur en eau de la vase du barrage de SMBA.

Echantillon	Dénomination	Humidité
1	Aval	7,84
2	Centre	34,43
3	R.D	50,51

La teneur en eau des trois échantillons est pratiquement variée et décroît en fonction de la profondeur, mais elle demeure une caractéristique habituelle.

4.2.2. Analyses chimiques et minéralogiques

4.2.2.1. Analyses chimiques

Les résultats des analyses chimiques des trois échantillons qui ont été réalisés par spectrométrie de fluorescence des rayons X sont regroupés dans le tableau 4.2.

Tableau 4.2. Résultats des analyses chimiques des trois échantillons prélevés.

Teneur (%)												
Ech.	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	SO ₃	K ₂ O	Na ₂ O	PF	TiO ₂	P ₂ O ₅	ZrO ₂
Aval	52,4	—	4,09	19,26	2,87	0,28	1,22	—	19	0,43	0,12	0,32
Centr	44,62	15,43	6,18	11,33	2,66	0,18	2,63	0,31	15,8	0,68	0,16	—
RD	44,44	15,48	5,86	11,82	2,59	0,16	2,45	0,28	16	0,73	0,18	—

L'examen des résultats consignés dans le tableau ci-dessus nous conduit à constater la présence d'alumino-silicates avec des quantités importantes dans les échantillons prélevés au centre et au niveau de la rive droite de la retenue, ce qui confirme la présence des constituants argileux. Donc les résultats chimiques confirment nos résultats des limites d'Atterberg.

4.2.2.2. Analyses minéralogiques

Les analyses minéralogiques ont été réalisées par la diffraction aux rayons X. Les résultats sont présentés dans les diagrammes 4.8 ; 4.9 et 4.10.

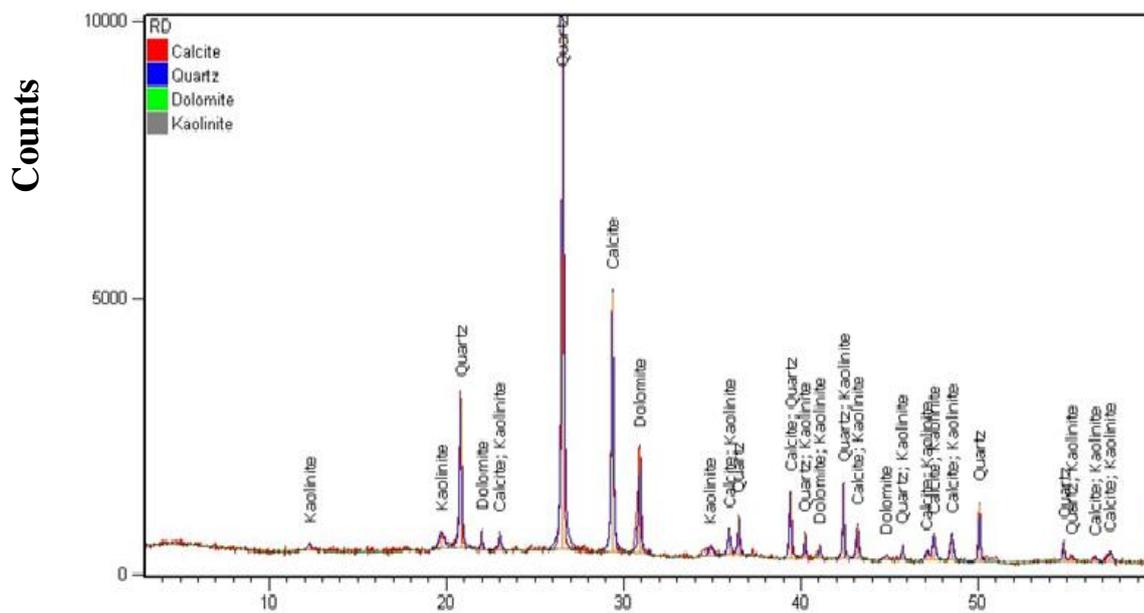


Fig.4.8. Courbe DRX de la vase prélevée dans la rive droite du barrage

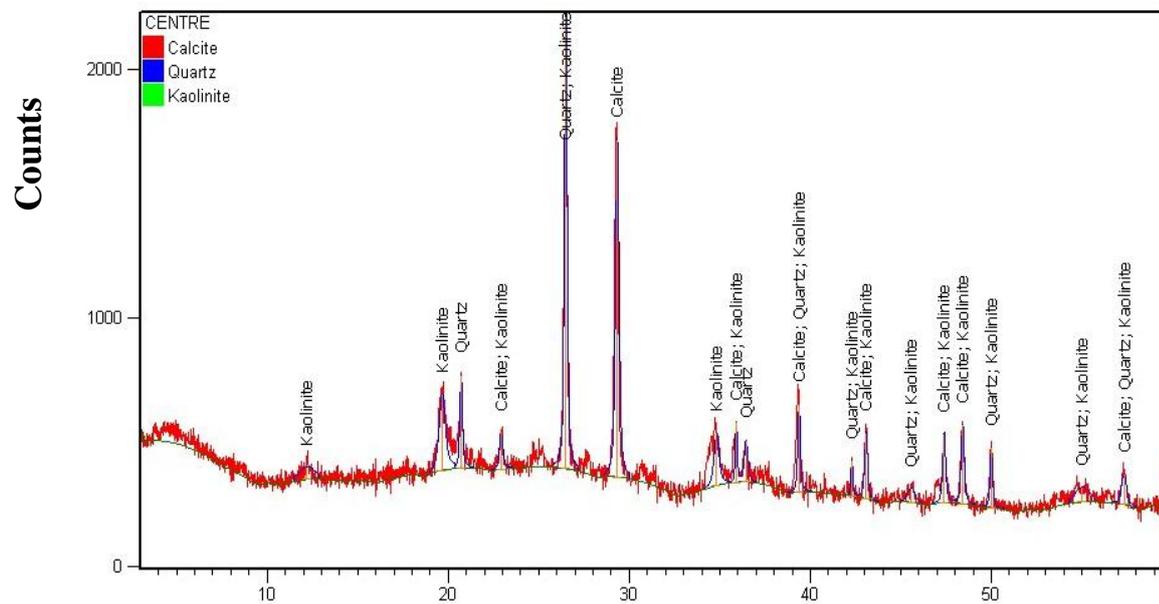


Fig.4.9. Courbe DRX de la vase extraite du centre du barrage

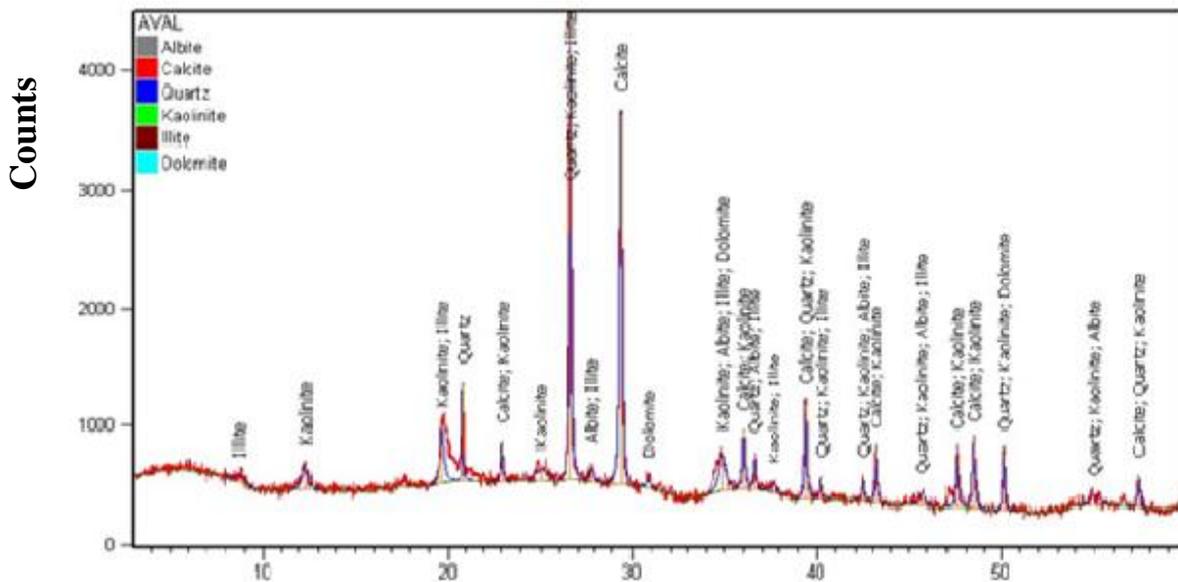


Fig.4.10. Courbe DRX de la vase prélevée en aval du barrage

À partir de ces diagrammes et vue la composition chimique de la vase, nous avons déterminé les constituants minéraux des échantillons (tableau 4.3).

Tableau 4.3. Résultats des analyses semi quantitatives

Minéraux présents	Composition minéralogique en %	
	Centre	Aval
Quartz	28	27
Albite	3	2
Calcite	14	15
Dolomite	12	12
Kaolinite	16	18
Illite	22	21
Minéraux ferrugineux+autres	5	5

Les compositions chimique et minéralogique des deux derniers échantillons sont très voisines et presque identiques ce qui nous permet de dire que les sédiments ont conservé les mêmes propriétés vu qu'ils proviennent du même bassin versant (l'Oued Mina).

Sur la base des résultats des analyses minéralogiques des mêmes échantillons, les pics ont mis en évidence la détection des trois principaux éléments avec pondération, il s'agit du quartz, de l'illite et de la kaolinite, ces résultats sont regroupés dans le tableau 4.3.

Par contre, le premier échantillon comporte des propriétés chimiques différentes que celles des deux autres échantillons, qui ne permettent pas d'estimer sa composition minéralogique.

4.2.3. Conclusion

Les caractéristiques physiques, chimiques et minéralogiques que présente la vase du barrage de SMBA, ont affirmé d'une part une voie de valorisation dans le domaine de construction en raison de la présence des éléments minéraux argileux, et d'autre part, la possibilité de l'utiliser en agriculture comme additif aux fertilisants.

4.3. Valorisation de la vase en construction

Pour étudier la possibilité de valoriser la vase du barrage SMBA dans le domaine de la construction, nous avons effectué un essai à l'échelle réduite

4.3.1. Préparation de l'échantillon d'analyse

L'échantillon prélevé à l'aval du barrage a été choisit pour être tester à l'échelle réduite.

Le matériau a été séché à l'air libre, il est broyé puis tamisé sur un tamis de 1mm. Ensuite, nous avons préparé des pates céramiques qui ne collent pas à la main. Les pates préparées ont été soumises à une série d'essais (façonnage, séchage et cuisson).

4.3.2. Résultats des analyses

Les essais qui ont été établis sont résumés dans les tableaux 4.4 et 4.5.

Tableau 4.4. Propriétés de façonnage et de séchage

Caractéristiques de séchage				
Régime de séchage	H de façonnage (%)	Retrait sur sec (%)	Rm (Kg/cm ³)	Coloration
Lent	22,3	7,6	75	Jaune

Tableau 5.5. Propriétés de cuisson à 900° C

PF (%)	Retrait sur cuit (%)	Absorption d'eau (%)	Pv (g/cm ³)	Coloration	Rm (Kg/cm ³)
16,4	1,2	13,7	1720	Rouge	178,2



Fig. 4.11. Echantillons de brique et de tuile fabriqués avec la vase de SMBA.

D'après le tableau 4.4, le régime de séchages est lent. Ceci traduit par la plasticité du matériau de la vase. D'autre part et selon le tableau 4.5, les propriétés de cuisson sont très variables. Ces propriétés sont liées étroitement avec les propriétés de la vase (composition chimique à titre d'exemple).

4.4. Conclusion

Compte tenu de ce qui précède, les valeurs obtenues sont des paramètres importants et semblent conformes aux normes. Par ailleurs, pour corriger le retrait ou bien la porosité en particulier, il est recommandé de substituer un adjuvant.

Sur la base des résultats des analyses précédentes, cette vase pourrait-elle améliorer la fertilité des terres agricoles ?

4.5. Valorisation de la vase en agriculture

4.5.1. Introduction

Vu la présence de la matière organique et vue la dégradation des sols de la région de l'oued Mina, nous avons pensé utiliser ce matériau comme amendement agricole.

A cet effet, des analyses chimiques complémentaires ont été menées au niveau des laboratoires.

4.5.2. Analyses chimique supplémentaires

4.5.2.1. pH

Les résultats de mesure du potentiel hydrogène sont présentées dans le tableau 4.6.suivant :

Tableau 4.6. pH des différents échantillons de vase du barrage SMBA prélevés.

Echantillons	Lieu	pH
1	Aval	8.25
2	Centre	8.04
3	Rive Droite	8.17

La mesure du pH des échantillons étudiés indique que la vase du barrage SMBA présente un caractère alcalin avec une valeur moyenne égale à 8.15.

4.5.2.2. Conductivité électrique (C.E)

La C.E des 03 échantillons sont effectués à l'aide d'un conductimètre, les résultats obtenus (en mmhos/cm) sont reportés dans le tableau 4.7.

Tableau 4.7. C.E de la vase du barrage de SMBA

Échantillons	Lieu	C.E
1	Aval	0.62
2	Centre	0.69
3	R.D	0.62

D'après le tableau 4.7 ci-dessus, on constate que la CE de nos échantillons est inférieure à 2 mmhos/cm (pate saturée), donc elle n'est pas en quantité importante, ce qui permet de dire que la vase du barrage de SMBA est non salée.

4.5.2.3. Teneur en matière organique

Puisqu'elle est la source importante d'éléments nutritifs pour les plantes, il s'agit de déterminer leur teneur d'abord dans la vase de SMBA, qui a été effectué dans notre cas par la méthode chimique (tableau 4.8).

Tableau 4.8. Teneur en MO de la vase du barrage de SMBA.

Échantillons	Dénomination	MO (%)
1	Aval	5.29
2	Centre	5.71
3	R.D	5.55

Les trois échantillons ont une teneur en MO moyenne égale à 5,52%, ce qui permet de les classer en classe III (sol riche en MO).

4.5.2.4. Calcaire total

D'une manière générale, le calcaire représente la source la plus fréquente de calcium et favorisant la solubilité et la perméabilité des colloïdes argileux, alors que la méthode de calcimètre qui a été pris dans notre analyse, à pour but de déterminer la présence du calcaire total des trois échantillons. Les résultats sont résumés dans le tableau 4.9.

Tableau 4.9.Teneur du C_T de la vase du barrage de SMBA.

Échantillons	Dénomination	C_T (%)
1	Aval	22.72
2	Centre	27.27
3	R.D	18.18

Nous constatons que le taux moyen du C_T des trois sites varie entre 16 et 30%, alors que ces sédiments étudiés se sont des sols calcaires.

4.5.2.5. Calcaire actif

Dès que la méthode dite Drouineau-Galet 1956 les analyses effectués sur ladite vase ont fourni les résultats du tableau 4.10.

Tableau 4.10.Teneur du C_A de la vase du barrage de SMBA

Échantillons	Dénomination	C_A (%)
1	Aval	15
2	Centre	15
3	R.D	3.5

Le taux du C_A de la vase étudiée tableau 4.10 est de 15% pour les 2 premiers échantillons, ceci indique qu'ils sont contiens un caractère chloroses, et est de 3.5% pour la RD, ce qui lui présente un caractère peu chlorose.

4.5.2.6. Eléments majeurs, les éléments secondaires et les oligo-éléments

L'ensemble des résultats de ce type d'analyse est mentionné dans le tableau 4.11.

Tableau 4.11. Résultats des analyses chimiques

Echantillon (ppm)	RD	Centre	Aval
K ₂ O	0,19	0,13	1,12
Na	1,98	0,77	0,48
P ₂ O ₅	114,5	22,9	87,02
Zn	51	37,5	24,5
Pb	20	19	73,5
Cu	5	12	7,5
Co	12	13,5	10,5
Cr	0	0	0
Fe	2400	6025	2625

Les résultats des analyses chimiques supplémentaires concernant le calcaire total, le calcaire actif, les éléments majeurs, secondaires et oligo-éléments nous a permet d'orienter l'exploitation de cette vase vers les terres agricoles.

4.6. Conclusion

Le manque de sites favorables à la réalisation des barrages exige des responsables du domaine de recourir et de veiller à l'entretien rigoureux de ces ouvrages stratégiques du pays. Le rejet de la vase à l'aval du barrage, lors des opérations de dévasement, génère des problèmes environnementaux. Le recours à la valorisation de ces rejets devient plus que nécessaire et constitue une solution prometteuse. Les résultats des analyses physiques, chimiques et minéralogiques effectués sur les échantillons prélevés et l'essai sur un modèle réduit semble un meilleur exemple qui pourrait justifier la réutilisation de la vase de la retenue du barrage de SMBA dans le domaine de la construction.

Dans le cadre de la lutte contre le développement anarchique des algues, favorisé par la présence du phosphore dans l'eau, un ensemble de procédés d'élimination du phosphore est développé dans le chapitre qui suit.

Chapitre 5

DEPHOSPHATATION : UNE SOLUTION POUR LES BARRAGES EUTROPHISES

5.1. Introduction

Pour lutter contre l'eutrophisation des eaux de surface par l'élimination de l'élément limitant ce phénomène, un ensemble synthétique de différents procédés physicochimiques, biologiques et spécifiques d'élimination du phosphore sera présenté d'une manière succincte dans ce présent chapitre.

5.2. Procédés physicochimiques

Ils sont basés sur l'ajout de sels métalliques aux eaux à traiter causant ainsi la formation des sels de phosphates insolubles et leur précipitation.

Les sels métalliques, généralement employés, sont ceux de fer et d'aluminium (FeCl_3 , FeSO_4 , Al_2SO_4). La chaux peut être employée comme source de calcium pour leur précipitation sous forme de phosphate de calcium.

La précipitation au polyaluminium Chlorure (PAC) a été aussi étudiée. Les polymères anioniques sont utilisés en plus d'un sel minéral pour la séparation liquide -solide. Des résultats satisfaisants ont été obtenus avec des coûts bas et des concentrations en phosphore très faibles. Ces procédés permettront aussi l'élimination de la matière organique, des métaux lourds et des virus .

Les divers mécanismes réactionnels, au cours des précipitations du fer, Al ou Ca, sont difficiles à séparer les uns des autres et les réactions sont complexes.

La cinétique d'élimination du phosphore peut être décrite à l'aide d'équations d'adsorption. Il est généralement, supposé que le mécanisme primaire d'enlèvement de phosphore est l'interaction du cation métallique avec les ions orthophosphates pour former un précipité insoluble (Brett et al., 1997).

5.2.1. Précipitation par les sels d'aluminium

La réaction de l'aluminium avec le phosphore soluble en milieu aqueux s'écrit :



La réaction est équimolaire et le rapport pondéral Al/P est de : $\frac{27 \text{ Al}}{31 \text{ P}} = \frac{0,87}{1}$

Le cation Al^{3+} est apporté par le sulfate d'aluminium ; le plus usuellement utilisé qui est $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14 \text{ H}_2\text{O}$, appelé aussi Alun qui contient 9,1 % sous forme d'aluminium soluble et 17 % d' Al_2O_3 .

Exemple:



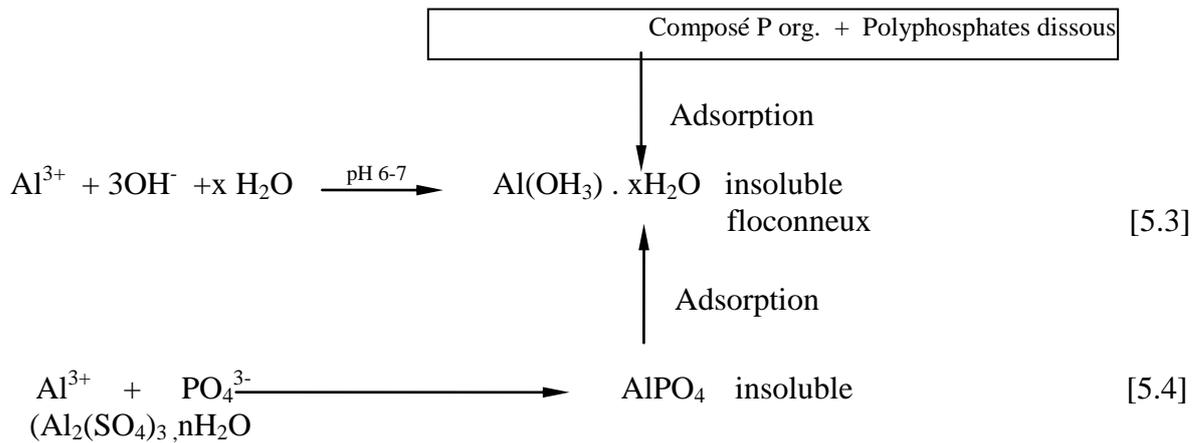
1 mole d'Alun (594 g) réagit avec deux moles de PO_4^{3-} (190 g) ou (62 g en P) pour former 2 moles (244 g) de AlPO_4 ; le rapport massique Alun/Phosphore est ainsi de 9,6/1.

A cause des réactions compétitives pour différents types d'eau, la dose d'aluminium nécessaire à la précipitation du phosphore est toujours plus élevée que celle donnée par la stoechiométrie.

Les facteurs qui déterminent la quantité réelle d'aluminium à injecter pour atteindre une concentration souhaitée en phosphore résiduel, sont : l'alcalinité, le pH_{final} de l'eau traitée, les ions disponibles (tels que Na^+ , F^- , SO_4^{2-} etc...), les concentration et nature des matières en suspension, l'intensité d'agitation et des techniques séparatives appliquées.

La gamme de pH optimale pour la précipitation de l'hydroxyde d'aluminium $\text{Al}(\text{OH})_3$ est de 5,5 à 7 (Lebretton, 1978, Lesouef et al., 13-15 juin 1990 et OMS, 1981).

Les réactions de précipitation et d'adsorption se déroulent assez lentement.



L'aluminate de sodium (Alton) [56] est parfois utilisé pour l'élimination du phosphore :



Les rapports molaire et pondéral Al / P sont respectivement 1/1 et 0,87/1.

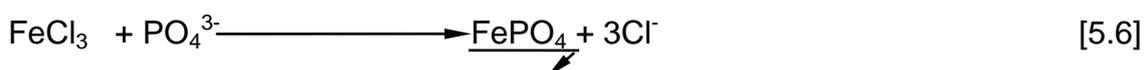
En Aluminate de sodium, le rapport pondéral est de 3,6/1.

Le NaOH produit tend à élever le pH; pour cela, l'aluminate de sodium est utilisé de préférence pour des eaux de basse alcalinité.

Bowker et Stensel (1990) ont étudié l'effet de chlorhydrate d'aluminium et du PAC en jar-test pour différents types d'eaux usées et, ont observé que le PAC est plus efficace que le sulfate d'aluminium alors que le chlorhydrate d'Aluminium était inférieur aux deux.

5.2.2. Précipitation par les sels de Fer

Les sels de fer sont aussi utilisés dans la précipitation des phosphates sous forme de sulfate ou de chlorure (ions Fe^{2+} ou Fe^{3+}).

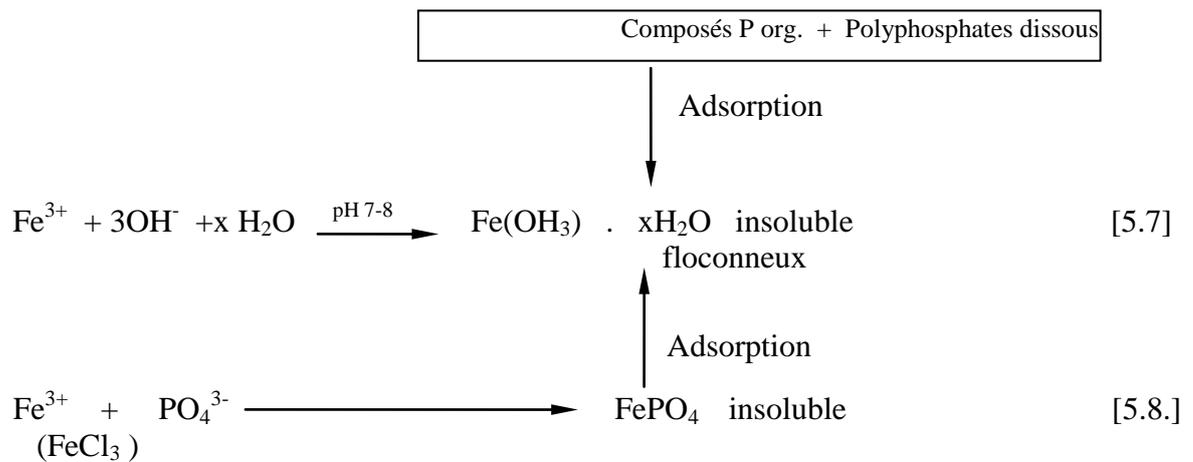


La proportion molaire de Fe/P est 1/1 soit 163 g de $FeCl_3$ réagissent avec 95 g de PO_4^{3-} pour former 150,8 g de $FePO_4$. Le rapport pondéral Fe/P est de 1,8/1 ou 5,2 /1 en $FeCl_3$.

Le pH optimal de précipitation des sels de phosphates de fer ferrique varie entre 4,5 et 9. Pour l'ion ferreux, la gamme optimale est plus réduite (7-8) (Agences françaises de l'eau, 1994, BOISVERT, 1997, Degrement, 1989, Desjardins, 1988, Lesouef et al.13-15 juin 1990, OMS, 1981).

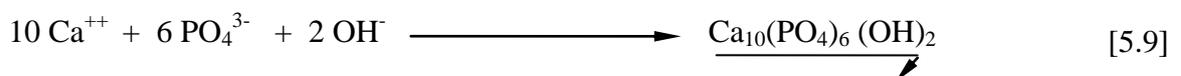
A l'instar de l'aluminium, ces rapports théoriques ne correspondent pas à la réalité et la quantité de fer à injecter est souvent supérieure à celle calculée à partir de la réaction chimique de précipitation.

Les mécanismes de précipitation et d'adsorption sont aussi prépondérants dans le cas de fer comme le montre les équations 5.7 et 5.8.

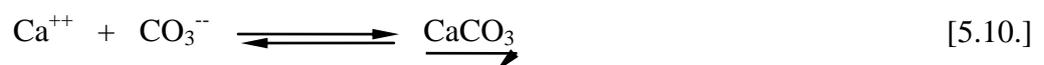


5.2.3. Précipitation par les sels de Calcium

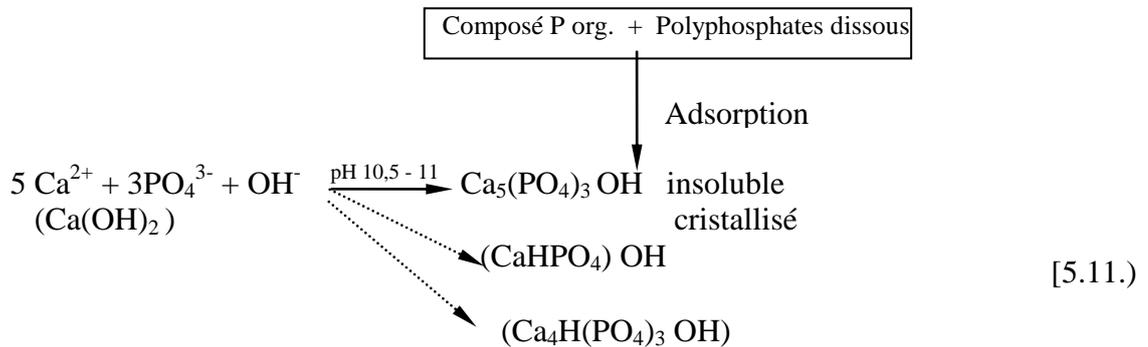
La précipitation survient généralement, dans la gamme de pH entre 8 et 11 (Agences françaises de l'eau, 1994, Bowker et Stensel., 1990 et Yeoman et Col., 1988). M. Yeoman et Col., 1988 suggèrent des pH entre 7,5 et 8,5 et plus de 11.



L'avantage de l'utilisation de la chaux est son coût faible et le non enrichissement du milieu en sulfates et en chlorures; en revanche, la production de boues chimiques est plus élevée à cause de la formation de carbonate de calcium.



La dose de la chaux est indépendante de la teneur initiale en phosphates, elle est fonction de la dureté, de l'alcalinité et de la teneur résiduelle de phosphore souhaitée (OMS, 1981).



Indépendamment, de la nature du réactif de précipitation, le point d'injection de ce dernier dans la filière biologique influence le rendement de rétention du phosphore.

5.3. Point d'injection du réactif dans la filière de traitement biologique

Trois possibilités sont utilisées:

5.3. .1. Précipitation primaire (pré-précipitation)

Le réactif est injecté avant la décantation primaire et le phosphore est ainsi éliminé dans les boues fraîches. La DBO et les MES sont éliminées à 70 - 90 % par rapport à la décantation toute seule. Ce mode permet un bon mélange du réactif mais nécessite un dosage chimique important, ce qui aboutira à la production d'une grande quantité de boues. Cette méthode élimine seulement les orthophosphates (Bowker et Stensel, 1990) et les autres formes de phosphore ne sont pas précipitées.

La figure 5.1 montre une application typique pour un procédé biologique par boues activées (Agences françaises de l'eau, 1994, Bowker., Stensel, 1990 et OMS, 1981).

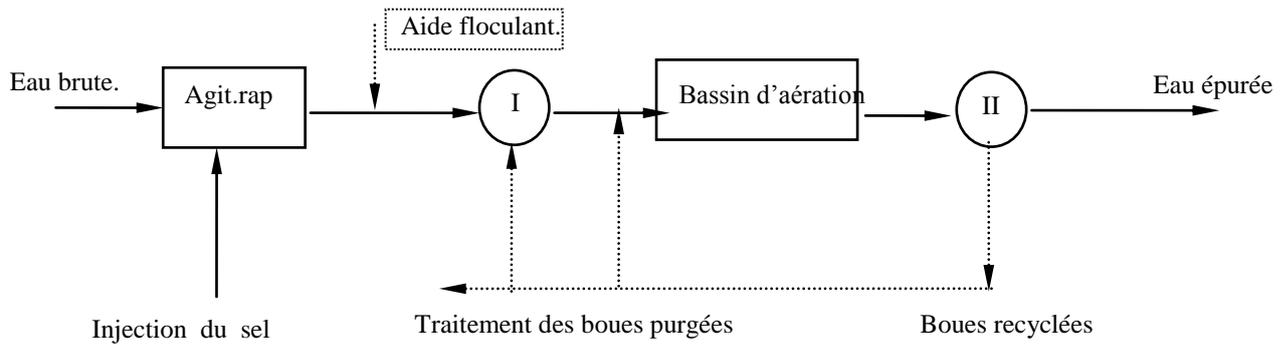


Fig.5.1. Application de la précipitation primaire (OMS, 1981)

Le réactif est injecté directement dans le bassin d'aération (fig.5.2). Les polyphosphates et le phosphore organique sont convertis en orthophosphates pendant l'aération. L'attention est attirée quant aux choix du réactif, car il a été montré par exemple que le sulfate ferrique inhibe l'hydrolyse des polyphosphates et réduit ainsi l'élimination biologique du phosphore (Bowker et Stensel, 1990). Des teneurs résiduelles du phosphore inférieures à 1,5 mg/l peuvent être obtenues avec des conditions de fonctionnement satisfaisantes (OCDE, 1974).

5.3.2. Précipitation secondaire (précipitation simultanée)

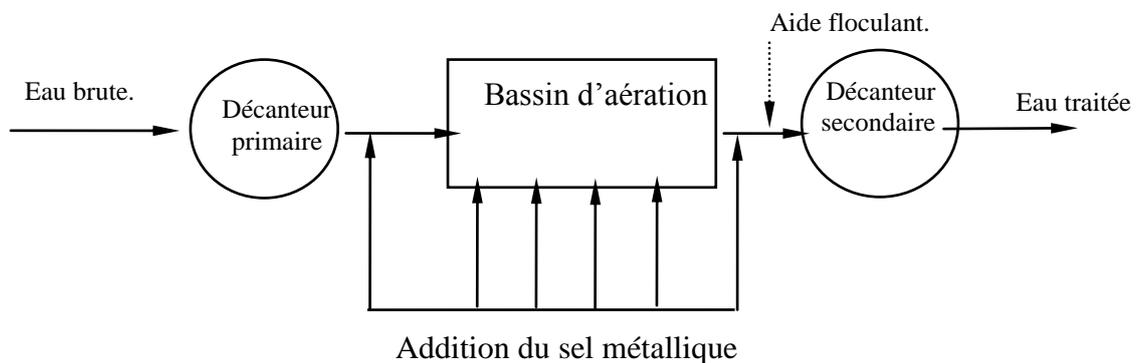


Fig.5.2. Schéma d'une station d'épuration par boues activées opérant par la précipitation secondaire (Bowler, 1990)

Les résiduelles en phosphore à la sortie du décanteur secondaire sont de l'ordre de 0,5 à 1,5 mg/l (.Bowker and Stensel, 1990)

5.3.3. Précipitation tertiaire (Post-précipitation)

Dans cette technique, le réactif est dosé après le traitement secondaire, ceci demande, une installation spécifique du type physico-chimique. C'est une technique onéreuse mais cela permet l'obtention d'une très bonne qualité de l'eau.

En effet, les concentrations en phosphore de l'ordre de 0,1 à 0,5 mg/l peuvent être obtenues (OCDE, 1974).

Le tableau 5.1 ci-après résume les avantages et les inconvénients de ces différentes techniques appliquées au procédé par boues activées.

Tableau 5.1 : Avantages et inconvénients des différentes techniques de précipitation du phosphore dans la chaîne de traitement par boues activées (OMS, 1981)

Déphosphatation par :	Avantages	Inconvénients
Précipitation Primaire	<ul style="list-style-type: none"> - mise en œuvre demandant des transformations minimales sur une station déjà existante, - obtention de bons rendements, - facilite le traitement biologique. 	<ul style="list-style-type: none"> - Réglage délicat, le phosphore résiduel doit être suffisant pour autoriser l'épuration biologique, - nécessite un surdosage de réactif du fait de la compétition colloïdale, - augmentation de la production de boues primaires
Précipitation simultanée	<ul style="list-style-type: none"> - mise en œuvre facile et ne nécessite pas de modification d'une STEP existante, - procédé présentant une grande souplesse dont les performances sont peu influencées par les fluctuations de composition des eaux, - faible coût d'exploitation, la recirculation des boues permet de faire des économies de réactifs. 	<ul style="list-style-type: none"> - Difficulté d'avoir 1mgP/l résiduel, - augmentation de la production de boues, - en cas d'emploi de sels ferreux, augmentation des besoins en oxygène dissous du bassin d'aération.
Précipitation Tertiaire	<ul style="list-style-type: none"> - possibilité d'élimination très poussée du phosphore, - obtention de boues minérales dont la déphosphatation est aisée. 	<ul style="list-style-type: none"> - Investissement très important, - production élevée de boues.

Les inconvénients dus à la précipitation du phosphore par des réactifs chimiques dans la filière conventionnelle d'épuration des eaux, en particulier, l'augmentation du volume des boues, les difficultés d'obtenir des efficacités inférieures à 1 mg/l et le coût des réactifs ont incité les chercheurs à explorer des procédés biologiques adaptés qui reposent tous sur le même principe : alternance de la même biomasse épuratrice à des conditions anaérobie et aérobie.

5.4. Procédés biologiques

5.4.1. Inefficacité des stations biologiques classiques à la déphosphatation

Avant de présenter les différents procédés spécifiques d'élimination du phosphore dans les eaux, il nous apparaît intéressant de connaître les performances des installations d'épuration biologique classiques qui traitent actuellement les eaux résiduaires des collectivités locales et des industries.

En général, il est admis que les stations d'épuration classiques utilisant le procédé boues activées conventionnel; qui est et de loin le plus répandu, n'éliminent qu'une faible partie du phosphore contenu dans les eaux usées.

Yeoman et al. 1988 citent des rendements de 20 à 50 % ; ce qui représente une concentration résiduelle du P à la sortie de la station de 4 à 10 mg/l si l'on admet que la concentration initiale P_0 de 20 mgP/l. Seul le lagunage permet d'atteindre des efficacités de l'ordre de 80 %.

Kerlan, 1985 et Hammer, 1986 affirment que le rendement d'élimination de P_t (organique + inorganique) est 20 % pour les "STEP" biologiques pour un effluent urbain type: 60g DBO, 15 g N et 3 gP/hab.j (Hascoet et Florentz, 1985).

- Pour les petites stations à boues activées, sans décanteur et généralement de type aération prolongée, le taux d'élimination moyen est de l'ordre de 40 % (Agences françaises de l'eau, 1994) ;

- Pour les stations d'épuration biologiques importantes, avec décanteur primaire, le rendement d'élimination du phosphore est encore plus faible et ne dépasse pas les 20 %.

- Quant aux stations à faible charge, traitant des effluents d'abattoirs, le pourcentage d'élimination peut atteindre 70 à 80 %, ce taux s'explique par la teneur élevée en phosphore dans ce type d'eau.

Des teneurs de 1,5 à 3 % en phosphore sont obtenues dans les boues dans les conditions normales de fonctionnement de la station d'épuration des eaux usées urbaines. Dans le cas des eaux résiduaires industrielles, ces teneurs varient de 5 à 6 % (Agences françaises de l'eau, 1994, Hammer, 1986, Lesouef et al., 13-15 juin 1990).

Ces faibles rendements de rétention du phosphore par les STEP classiques sont tout à fait explicables : leur objectif essentiel est l'élimination de la matière organique carbonée responsable de la DBO et non l'élimination poussée du phosphore.

Donc, pour les effluents domestiques, les stations d'épuration biologiques actuelles qui équipent la quasi-totalité des collectivités ne permettent pas d'obtenir, à la sortie de la station, une concentration en phosphore suffisamment faible pour que l'effet de dilution dans le milieu aquatique diminue celle-ci en dessous de sa valeur critique de déclenchement de l'eutrophisation.

Face aux nuisances causées par l'eutrophisation, les spécialistes de l'épuration des eaux ont été amenés à s'intéresser à d'autres procédés de déphosphatation physico-chimique ou à la modification de la filière biologique classique d'épuration pour assurer l'élimination simultanée du carbone, de l'azote et du phosphore mais sans trop de succès à cause de la spécificité des souches bactériennes pour chaque élément.

Toutefois, l'introduction d'une zone anaérobie en amont du bassin d'activation améliore d'une façon significative la déphosphatation des eaux usées ; ce qui a ouvert la voie au développement de plusieurs procédés biologiques spécifiques de déphosphatation.

5.4 .2. Mécanismes de l'élimination du phosphore par voie biologiques

5.4.2.1.Rappels: métabolisme du phosphore par les micro-organismes

Deux théories ont été développées dans la littérature afin d'expliquer l'assimilation du phosphore par les micro-organismes des boues activées. Pour la première, il s'agit d'un phénomène purement biologique, tandis que pour la seconde, le mécanisme dominant est une précipitation des différents composés phosphorés. Il semble que bien souvent les deux phénomènes coexistent.

(Agences françaises de l'eau, 1994, Hammer, 1986, Hascoet, Florentz, mars 1985, Lesouef et al., 13-15 juin 1990, Yeoman et Stephenson et al., 1988).

* La théorie biologique développée par Barnard en 1975 ; Nichols (1979) et d'autres auteurs fait appels aux mécanismes suivants :

- Assimilation due au métabolisme des micro-organismes.
- Accumulation intracellulaire et stockage sous forme de polyphosphates par les acinéto-bacters qui conduit à la formation de granules de phosphates appelés grains de volutine qu'on pourra éliminer par soutirage de boues.

Les deux mécanismes sont décrits dans la figure 5.3 citée par Roques (Roques, 1979).

* La théorie physico-chimique, développée par Fergusson (1971), Arvin (1983) et d'autres auteurs, met en œuvre différents types de précipitations :

- Précipitation naturelle des phosphates dans la phase liquide favorisée par un pH élevé (supérieur à 7,5), des fortes concentrations en calcium, une concentration en magnésium et une alcalinité faible.

- Précipitation accélérée dans la phase liquide provoquée par une concentration en phosphore élevée due au relargage du phosphore stocké dans les cellules bactériennes en conditions anaérobies.

- Précipitation dans le floc biologique : la dénitrification élève le pH au sein du floc, ce qui favorise alors la précipitation des phosphates.

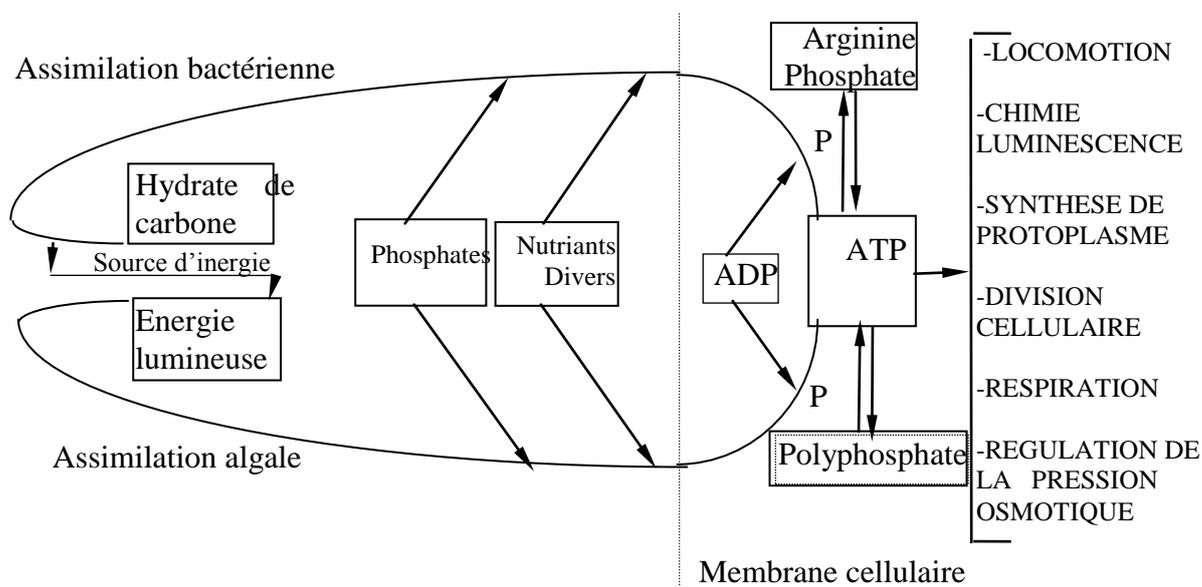


Fig.5.3. Voies métaboliques du phosphore (Roques, 1979)

5.4.2.2. Alternance des conditions anaérobie et aérobie

La condition essentielle d'une élimination accrue du phosphore est le passage des boues activées (biomasse bactérienne hétérogène) dans une zone non aérée en amont du bassin d'activation où quelques souches bactériennes (notamment les acinéto-bacters) sont capables de stocker de manière intracellulaire les métabolites de fermentation des bactéries anaérobies dont la molécule type est l'acide acétique.. L'adsorption métabolique consomme beaucoup d'énergie et s'accompagne d'un relargage des phosphates dans le milieu extracellulaire (excrétion de phosphate inorganique résultant de l'hydrolyse des polyphosphates intracellulaires). La seconde condition qui permet d'optimiser l'efficacité de la déphosphatation biologique, est d'opérer dans un bassin anaérobie de façon à y minimiser l'ajout de nitrates et d'oxygène (Comeau, 1990).

Le phénomène s'explique par l'accumulation en phase aérobie du poly-P intracellulaire par les acinéto-bacters dont le développement est favorisé par l'alternance de phases anaérobie et aérobie. Le complément d'élimination provient

de la précipitation chimique extracellulaire du phosphore en phase anaérobie lors de l'excrétion du phosphore inorganique qui dépend de la teneur en calcium et en magnésium de l'eau à traiter.

Les recherches réalisées par Rolf et al. 1998, montrent qu'il est possible d'isoler une bactérie spécifique permettant d'améliorer la bio-élimination des phosphates. L'élevage bactériologique de ce type de souches bactériennes en réacteur de laboratoire et la mise en œuvre des méthodes modernes de la biologie moléculaire utilisant des sondes génétiques qui distinguent certains groupes principaux parmi toutes les bactéries, permettront certainement d'améliorer de façon spectaculaire la rétention biologique du phosphore.

En effet, les résultats de leurs travaux ont mis en évidence que plus de 80 % des organismes appartenaient au groupe des protéobactéries bêta, et le recours à deux sondes ARNr distinctives ont permis de cerner encore mieux l'apparement des bactéries au 2^{ème} sous groupe des protéobactéries bêta puis une nouvelle sonde génétique spécifique a été développée pour le genre *Rhodocyclus* où 80 % de tous les organismes ont réagi.

Les bactéries du genre *Rhodocyclus* sont capables de se multiplier par phototrophie en milieu anaérobie, mais les bactéries bio-P observées par l'équipe de recherche au laboratoire ne semblent pas en mesure d'assurer leur croissance par phototrophie en milieu anaérobie, celles-ci appartiennent à un genre encore inconnu qu'ils ont baptisé provisoirement pseudorhodocycles.

Des travaux sont en cours pour développer des sondes génétiques plus spécifiques qui permettront d'identifier et de classer ces bio-P par rapport aux *Rhodocycles*.

Ces récents travaux sur l'identification des espèces bactériennes responsables de l'élimination du phosphore témoignent de tout l'intérêt qu'accordent les spécialistes de l'épuration des eaux à mettre au point des procédés performants pour réduire le phosphore dans les eaux épurées.

5.5. Facteurs limitant l'enlèvement biologique du phosphore

Plusieurs auteurs ont mis en évidence qu'un certain nombre de facteurs limitent ou inhibent complètement le processus biologique d'élimination du phosphore ; les facteurs les plus cités dans la littérature sont:

5.5.1. Nitrates

La présence des nitrates perturbe ou arrête complètement la déphosphatation biologique. En effet, les acinéto**bact**ers utilisent les nitrates inhibant ainsi la fermentation produisant l'acétate. En plus, le carbone facilement assimilable va être consommé en priorité par les réactions de dénitrification et par conséquent ne sera pas disponible pour les mécanismes de relargage du phosphore. Pour cela, une dénitrification poussée est nécessaire afin de supprimer l'effet néfaste des nitrates.

5.5.2. Carbone organique

L'acétate constitue un substrat préférentiel pour les acinéto**bact**ers qui ne peut être obtenu qu'à partir de la fraction facilement biodégradable de la DCO.

5.5.3. Rapport DCO/P

L'efficacité d'élimination du phosphore est directement liée à ce rapport qui doit être élevé (Hammer, 1986). La déphosphatation n'est pas optimale quand le rapport C/P est inférieur à 30/1 (Agences françaises de l'eau, 1994).

5.5.4. Age des boues

Le rendement d'élimination du phosphore est faible quand l'âge des boues est élevé; dans ce cas, des phénomènes physico-chimiques sont nécessaires pour compléter l'élimination.

5.5.5. Temps de rétention en phase anaérobie

La phase anaérobie est essentielle au processus d'élimination biologique du phosphore; sa durée doit permettre la synthèse complète du PHB (polyhydroxybutyrate) à partir du substrat facilement biodégradable car la cellule bactérienne d'acinéto**bact**er ne peut accumuler l'acétate tel quel, via l'acétycoenzyme A.

Des temps de 2 à 3 heures sont applicables pour réduire l'effet inhibiteur des nitrates NO_3^- et optimiser les conditions des deux phases, plusieurs procédés ont été proposés:

5.6. Différents procédés spécifiques d'élimination du phosphore

Plusieurs procédés biologiques qui reposent sur le même principe, l'alternance des conditions anaérobie et aérobie pour la même biomasse épuratrice hétérogène et la réduction des nitrates dans la phase anaérobie, ont été utilisés [Agences françaises de l'eau, 1994, Comeau, Mai 1990 et Sammut et al., 1992):

5.6.1. Procédé Phostrip (fig. 4.4.)

C'est le premier procédé proposé par Levin en 1965 exploitant l'activité microbienne d'accumulation anaérobie de polyphosphates. Son principe consiste à provoquer par voie biologique l'accumulation du phosphore dans les boues et à faire relarguer dans un débit d'eau plus faible dans lequel on pratique une déphosphatation chimique (à la chaux) après l'accumulation du phosphore dans les boues au niveau du bassin d'aération. Les boues décantées sont introduites dans un réacteur anaérobie fonctionnant comme un épaisseur gravitaire. Lors de l'épaississement, la boue consomme tout l'oxygène dissous et le relargage du phosphore s'opère.

La boue épaissie est renvoyée en aération où elle recommencera à stocker du phosphore, tandis que le surnageant de l'épaississeur (contenant une forte concentration en phosphore) subira une déphosphatation chimique.

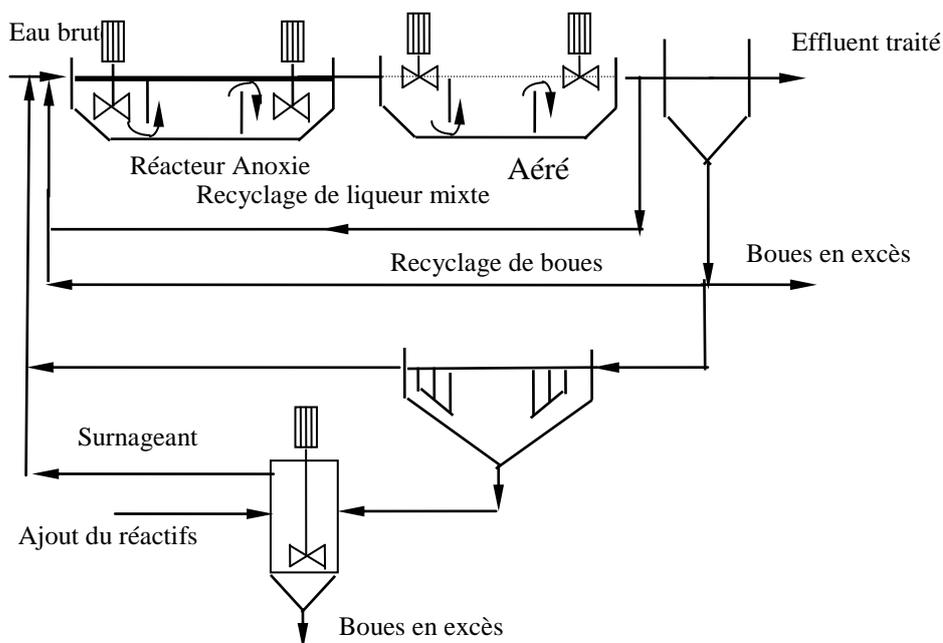


Fig.5.4. Schéma de déphosphatation par le procédé Phostrip.(Levin, 1965)

5.6.2. Procédé A/O (fig.5.5.)

C'est aussi une des premières techniques biologiques spécifiques d'élimination du phosphore (Bowker and Stensel, 1990, Brett et al., 1997 et Hammer, 1986)

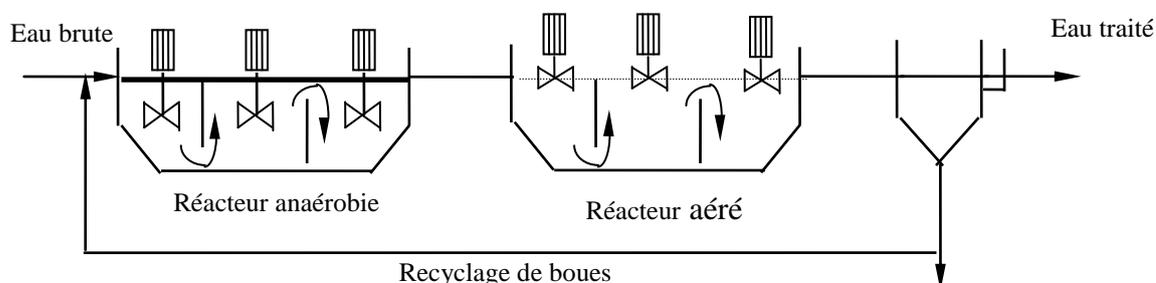


Fig. 5.5 .Schéma type d'une station de déphosphatation par le procédé A/O à deux phases (Hammer, 1986)

L'eau résiduaire brute mélangée avec les boues recirculées transite par un réacteur fonctionnant en anaérobie et dans lequel la boue est maintenue en suspension par agitation mécanique. La liqueur mixte passe ensuite par une zone aérée comportant plusieurs compartiments en série. La séparation liquide - solide se fait par décantation. L'élimination de l'azote par nitrification - dénitrification peut aussi être assurée par ce procédé en ajoutant une zone d'anoxie dans laquelle est recyclée la liqueur mixte provenant du bassin d'aération; cette transformation a donné un autre procédé appelé A₂/O.

5.6.3. Procédé BARDENPHO (fig.5.6.)

C'est le premier procédé de dénitrification - déphosphatation développé par Bardenpho en 1973. Il comporte une zone d'anoxie, une zone aérobie, une deuxième zone d'anoxie où se réalise la dénitrification endogène et enfin une zone aérobie de réactivation. Le procédé fonctionne car il n'ya plus de nitrates en tête de station et en plus cette zone fait office d'une phase anaérobie.

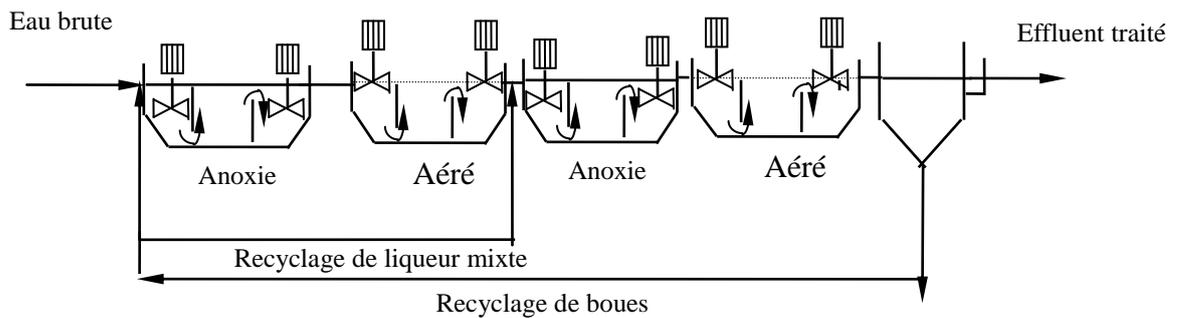


Fig.5.6. Schéma type d'une station de déphosphatation par le procédé BARDENPHO (Bardenpho, 1973)

5.6.4. Procédé BARDENPHO MODIFIÉ (PHOREDOX) (fig.5.7)

Ce procédé reprend le BARDENPHO modifié par l'ajout d'une zone anaérobie en tête de la station (Agences françaises de l'eau, 1994, Bowker et Stensel, 1990, Brett et al., 1997 et Comeau, Mai 1990).

L'eau brute et les boues recyclées sont introduites dans le bassin anaérobie; la liqueur mixte venant du bassin d'aération est recyclée dans la zone anoxie.

Loehr et Johansson ont réalisé une étude comparative technico-économique entre les trois principaux procédés de déphosphatation A/O ; Phostrip et Bardenpho. L'étude indique que le procédé Phostrip est compétitif sur le plan économique pour les "STEP" de grandes dimensions. Le procédé A/O est recommandé pour des installations de toute dimension permettant d'obtenir un résiduel de phosphore inférieur à 1 mg/l. Le Bardenpho est proposé pour une norme de 2 mg/l.

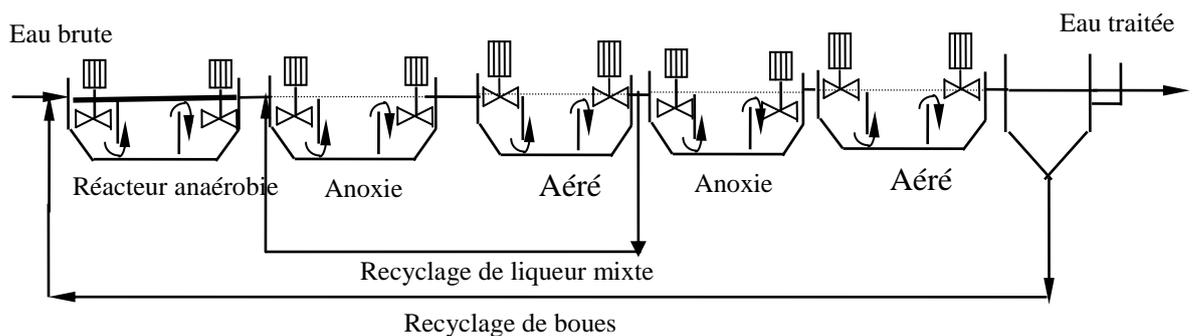


Fig.5.7. Schéma type d'une station de déphosphatation par le procédé BARDENPHO Modifié (Comeau, 1990)

5.6.5. Procédé de l'Université de Cap Town (UCT) ou Phoredox modifié

Il a été conçu à l'UCT en Afrique du Sud (fig.5.8.), il s'agit d'une simplification du système Phoredox dans lequel on a supprimé la deuxième zone de réaération dans le but d'une réduction des coûts d'investissement.

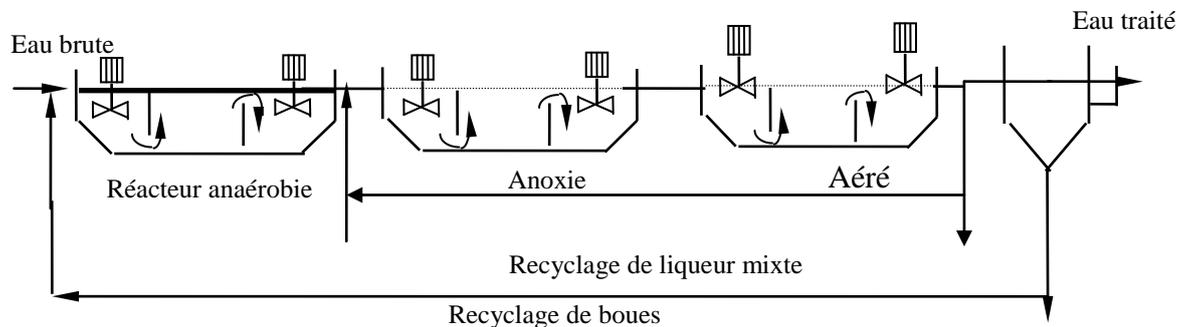


Fig.5.8. Schéma de déphosphatation par le procédé UCT

5.6.6. Procédé UCT modifié

Il est illustré par la figure 5.9. et représente le procédé UCT avec une première zone anoxie conçue pour réduire les nitrates provenant du recyclage des boues. La seconde zone anoxie est prévue pour enlever la partie restante des nitrates dans la liqueur des boues recyclées.

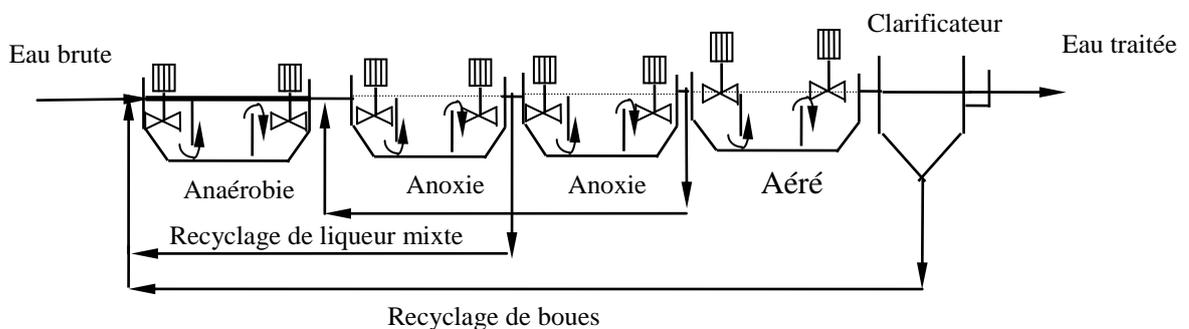


Fig.5.9. Schéma type d'une station de déphosphatation par le procédé UCT modifié

5.6.7. Procédé Rotanox (figure 5.10.)

La technique est similaire au procédé A/O opérant en dénitrification. Les zones anaérobie, anoxie et aérobie ne sont pas séparées mais plutôt le procédé est basé sur un flux rotatif dans la zone anoxie, la zone anaérobie survient au bout de la section rotative où la concentration en oxygène dissous doit être inférieure à 0,5 mg/l [Brett et al., 1997].

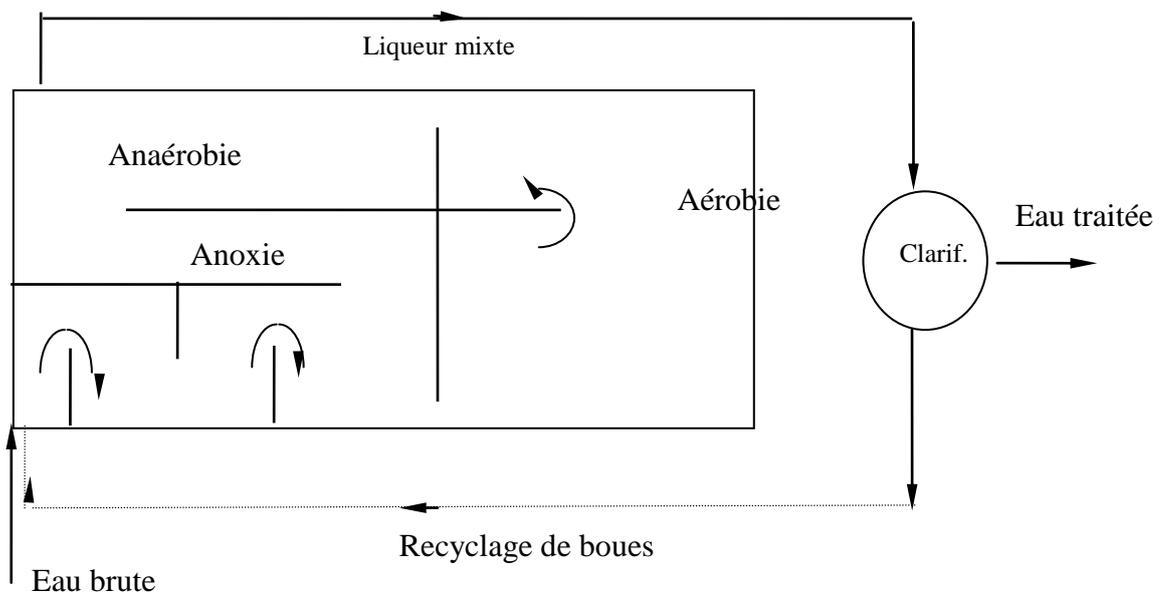


Fig. 5.10. Schéma type du procédé Rotanox (Bret, 1997)

D'autres procédés sont utilisés tel que le biocarbone proposé par OTV qui associe la fixation des bactéries dans le lit bactérien et qui consiste à alimenter de manière étagée une succession de zones aérobies et anoxiques. Les techniques Danoises biodeniphos qui reposent sur l'alternance d'alimentation et aération de deux bassins succédant à une zone anaérobie. Son intérêt est d'éviter les recirculations de boues imposées par d'autres procédés.

Dans la zone anaérobie et en présence de nitrates, les acinéto-bactéries et d'autres souches bactériennes seront empêchées de stocker la matière organique sous forme de poly-B-hydroxyalcanoate (PHA) nécessaire pour l'emmagasinement des polyphosphates et leur croissance ; car cette matière organique sera consommée par les réactions de nitrification.

La multiplicité de ces procédés spécifiques d'élimination du phosphore et la mise au point en 1998 de sondes génétiques capables d'identifier des souches de bactéries responsables de la rétention du phosphore, témoignent de tout l'intérêt qu'accordent les spécialistes d'épuration des eaux à expliquer la suraccumulation du phosphore par les micro-organismes spécifiques et surtout de proposer à terme des stations d'épuration à haut rendement de l'élimination du phosphore.

5.7. Efficacité d'élimination du phosphore par les procédés biologiques spécifiques

L'efficacité des procédés cités précédemment peut atteindre 80 à 85 % d'élimination du phosphore dans de bonnes conditions de fonctionnement. Les rendements sont très dépendants du réglage de la station qui s'avère particulièrement délicat. A titre d'exemple, si on suppose que la concentration moyenne du phosphore dans les ERU est de l'ordre de 10^4 mg /m³, le résiduel du phosphore dans l'eau épurée est 1500 mgP/m³ dans le meilleur des cas. Ce qui exige un taux de dilution de 75 dans l'eau du milieu récepteur pour que celle ci ne soit pas considérée comme eutrophe (20 mgP/m³) favorisant le développement algal.

La déphosphatation biologique est très sensible aux variations de charge et de débit et nécessite une gestion très rigoureuse.

Dans la plupart des cas, pour atteindre les niveaux requis, on est contraint d'envisager des solutions mixtes où la fraction du phosphore restant sera précipitée par l'ajout de réactifs chimiques.

Il est bon de rappeler, d'après l'étude inter-agences françaises (Agences françaises de l'eau, 1994, et Agence Adour Garonne, Avril 1993) que l'adaptation à la déphosphatation biologique d'une station déjà existante s'avère, la plupart du temps, plus onéreuse que la construction d'une nouvelle station conçue pour l'élimination du phosphore.

Aussi, le recours à la déphosphatation biologique (en utilisant la déphosphatation physico-chimique uniquement en traitement complémentaire) permet de réaliser une économie estimée à 50 % environ.

CONCLUSION GENERALE

A la lumière des résultats obtenus dans le cadre de ce présent travail, nous pouvons tirer les conclusions suivantes :

L'envasement des barrages pose de sérieux problèmes tant sur la quantité que sur la qualité des eaux stockées dans la retenue. L'eutrophisation est l'une des conséquences de ces dépôts vaseux dont le phosphore est considéré comme un facteur limitant sur lequel on peut agir pour lutter contre ce phénomène.

Les sédiments servent de véhicule aux nutriments qui causent le développement anarchique et excessif des algues dans les eaux d'un barrage ;

La température est un facteur très important, car l'apparition des algues n'a été observée qu'à partir de la température de 21°C. Ceci n'explique pas l'absence d'eutrophisation au dessous de cette température, mais l'eutrophisation s'abaisse avec la diminution de celle ci;

Une concentration élevée en phosphore dans les dépôts de vase augmente (accélère) le développement des végétaux, ce qui démontre que l'état trophique des plans d'eau dépend en grande partie du phosphore contenu dans les sédiments. Tous les auteurs s'accordent à affirmer que le phosphore est un facteur limitant sur lequel il est possible d'agir pour combattre l'eutrophisation des eaux de surface ;

La minéralisation des algues mortes sédimentées provoque un relargage intense du phosphore qui donne à l'eau un caractère eutrophe ;

La turbidité atténue le phénomène de l'eutrophisation des eaux car la présence des matières en suspension limite le déroulement de la photosynthèse, induisant ainsi une inhibition de la prolifération algale.

Le bassin versant étudié représente un relief relativement doux caractérisé par une formation lithologique avec la dominance des marnes et des limons sensibles à l'érosion hydrique, explique l'intensité des apports de particules fines au niveau de la retenue ;

L'absence de la végétation ou la dominance d'un couvert légèrement résistant aux agents érosifs augmente le risque des pertes de sols de bassins versant de la Mina ;

La retenue du barrage SMBA est exposée à des problèmes qui menacent la capacité de stockage et la potabilité de ses eaux : l'envasement, l'évaporation et l'eutrophisation ;

Durant 25 ans d'exploitation (1978-2003), 34% de son volume réservé au captage d'eau a été perdu et occupé par les quantités énormes de la vase ;

Le climat semi-aride de la région est responsable d'une perte de 7% du volume d'eau retenu chaque année suite à une évaporation intense ;

La présence de la vase au fond du barrage a participé à l'apparition de l'eutrophisation de ses eaux. Les photos qui ont été prises sur le site du barrage montrent clairement que celui-ci est affecté par cette pollution. Ses conséquences directes et indirectes sont nombreuses et préoccupantes y compris pour la santé publique (toxicité directe de certaines cyanobactéries) ;

La concentration en phosphore à différentes échelles appartient à la classe eutrophe. Ce qui exprime un apport excessif en nutriment dans la retenue de SMBA. La surface du bassin versant est caractérisée par la dominance des activités agricoles, ce qui nous laisse dire que l'eutrophisation dans le bassin de l'Oued Mina est d'origine agricole ;

Les données annuelles et mensuelles du pH et de l'oxygène dissous ne montrent pas l'état trophique dans le barrage d'une façon précise car l'effet d'une prolifération algale sur ces deux paramètres apparaît sur l'échelle horaire et en fonction de la stratification thermique de la retenue ;

En fin il serait nécessaire et souhaitable de poursuivre cette étude sur une période plus longue et effectuer les dosages réguliers (horaire, journalier, en fonction de la profondeur du barrage) in situ des différents paramètres de suivi de la qualité des eaux de la retenue notamment le phosphore sous toutes ses formes, les nitrates, la silice, la transparence, le dénombrement des algues, la concentration en chlorophylle (a) ...dans les eaux et dans la vase.

Afin de protéger et préserver les ressources naturelles et les sols, pour les générations futures, il est primordial que l'État lance dans cette région de Sidi M'hamed Ben Aouda, des études afin de suivre le phénomène d'eutrophisation dans le barrage SMBA et diminuer les pressions anthropiques sur la ressource. Il est fondamental que ces études s'axent sur des analyses permettant l'évaluation de l'eutrophisation spécifiques à la région. Il faut que les responsables et la population de la région continuent à combattre l'érosion avec tous les moyens d'aménagement disponibles dans le cadre des

projets de développement durables et par la sensibilisation sur les conséquences désastreuses de ce fléau.

Aussi l'utilisation de la vase des barrages dans les domaines agricole et de construction constitue une alternative intéressante à exploiter pour valoriser les quantités énormes de sédiment extraites de ces retenues.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Agences françaises de l'eau, 1994, L'assainissement des agglomérations : Techniques d'épuration actuelles et évolution –France.

Agence Adour Garonne, Avril 1993, L'eutrophisation étouffe nos rivières- limitons le phosphore, Imprimerie du Sud, Toulouse.

Association Française de Normalisation,1978, NF-T-23.90

Aouabed A., 1991, Réduction de la turbidité d'une eau de surface : Application à l'eau de Barrage de Keddara, Thèse de Magister, Chimie industrielle, USTHB.

Armand J. et Bianchi M. , 1995, distribution quantitative et qualitative des Populations bactériennes à l'interface eau-sédiment ,colloque international du U.R.S, N° 293 .

Bandy J.T. et col.,1986, Task Committe on Design of Wastewater Filtration Facilities, J.Env.Eng., 112 :6, p. 1008.

Barroin G., campagne 1992-1993, Le traitement et le rejet d'effluents municipaux en fonction des éléments et des milieux récepteurs, rapport de la Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman contre pollution, p. 267-282.

Barroin G., 1986, Relation phosphore – oxygène : un outil mathématique pour caractériser le métabolisme phosphoré de lacs profonds, Sciences de l'Eau,5, p.29-42.

Bensafia D. et Remini B. , 2014, Le rôle de la vase dans l'accélération de l'eutrophisation des eaux de barrages. Etude expérimentale, Larhyss Journal, ISSN 1112-3680, N° 19, septembre 2014, PP.161-181.

Bernhardt H., Classen J.et Schell H., 1971, Phosphateand Turbidity Control by Flocculation and filtration, J.Am.Water Works Assoc.

Bianucci F., Bisbini P., Dalcerio C., Gucci P.M.B., Legmani P., Leoni E., Sachetti R., Juillet - Aout 1996, Rapport entre paramètres physiques, chimiques et biologiques dans une zone marine sujette à des phénomènes d'eutrophisation, Tribune de l'Eau, N° 496.

Boughenou M., juin 1997, Contribution à la compréhension des phénomènes de transfert de solutés en nanofiltration : Caractérisation des membranes et application aux composés toxiques, Thèse de Doctorat, INP Toulouse.

Bowker R.P.G. and Stencil H.D., 1990, Phosphorus removal from wastewater, Noyes Data Corporation.

Brett S., Guy J., Morse J. and Lester J.N., 1997, Phosphorus Removal and Recovery Technologies, Env. and Water Ressource Eng. Section, imperial College of Science, Technology and Medecine , London, SW7 2BU, Ed.SP.

Brune G-M., 1953,Trapp efficiency of reservoirs. Transactions of the américain geophysical union, vol. 34, n°3, pp. 407 - 418.

Cann C., dec.1990, Le phosphore: de l'agriculture vers l'eau, Informations Techniques du CEMAGREF , n° 80 note 1.

Capdeville B., Analyse des eaux, INSA – Toulouse – LCGE.

Carbienner R., 1994, Les compositions lessivielles avec ou sans phosphates et protection des milieux aquatiques, Rapport au Secrétariat d'Etat auprès du Premier Ministre Chargé de l'Environnement, Direction de l'eau, Neuilly –Sur-Seine.

Comeau Y., Mai 1990, La déphosphatation biologique –procédés et conception, Sciences et Technique de l'Eau, 23, 2, p.199-219.

Degrement, Mémento technique de l'eau, 1989, 9^{ème} Ed. Tech. et Doc.

Demmak A.,1982, Contribution à l'étude de l'érosion et des transports solides en Algérie septentrionale. Thèse de Dr. Ing. Université de Pierre et Marie Curie, Paris XI.

Dernat M. Elmerich P.et Pouillot M., 1995, Vers une optimisation de la déphosphatation physico-chimique, l'Eau, l'Industrie, les Nuisances, 182, p. 34-38.

Desjardins R., 1988, Le traitement des eaux, Ed. de L'Ecole Polytechnique de Montréal , Québec, Canada.

Doughoum . S ,2008 , étude de l'évolution des paramètres physico-chimiques et Microbiologiques en fonction de la profondeur des eaux du barrage boukourdane ,W .Tipaza , mémoire de fin d'études , ENSH ,Blida

Elhacen. O, 2003, Erosion et transport solide dans le bassin versant de l'oued Belleh (Wilaya de Tipaza), Thèse de magister, Institut de génie rural, université de Blida.

Eugene .A ,2000 ,écologie des eaux courante ,Ed :Tec et Doc .

Fabre B., Clamens B. , Saugier J.P. et Dietsch O.,1996 ,Déphosphatation par précipitation simultanée sur pilote. Essais d'un nouveau flocculant, l'Eau, l'Industrie, les Nuisances, 176, p. 75-77.

Felrath M. et Tarradellas J., 1977, Qualité des eaux, Ed.de l'Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Institut du Génie de l'Environnement.

Florenz M., Janv.fev. 1983, Elimination biologique du phosphore, Techniques et Sciences Municipales de l'Eau , 6, p.25-32

Gaujous G., 1995 ,la pollution des milieux aquatiques , 2^{ème} édition , Ed : Tec et Doc

Hammer Mark J., 1986, Water and Wastwater Technology, II Ed., copyright c, by John Wiley & Sons.

Hascoet M.C. et Florentz M., 1985, L'influence des nitrates et la nature du substrat carboné sur la déphosphatation biologique, l'Eau, l'Industrie, les Nuisances, 91,p.53.

Hascoet M.C. et Florentz M., Mars 1985, Déphosphatation biologique des eaux usées: Une première réalisation industrielle à Saint Mars-La- Jaille, T.S.M. L'Eau, 3, p.115-120.

Haslayc L. , 1993 , microbiologie des eaux d'alimentation , Ed :Tec et Doc.

Hissel J. , 2001, les chimies des eaux , la pratique de calcul des équilibres, Ed : CEBEDOC.

Kellil A., 1996, Procédés physico-chimiques de traitement et d'épuration des eaux, cours de post-graduation, Institut du Génie Rural, Université de Blida.

Kerlan F., Juin 1985, La pollution des eaux par les composés de l'azote et du phosphore, les moyens de lutte, T.S.M. L'Eau , 6, p.289-294.

Kozeny K., 1927, Uber kapillaire lutung des wassers in biden, Sber. Akad. Wiss ; Wien., 136, p. 271-306.

Landner L., Wahlgren U., 1986, Eutrophisation des lacs et des réservoirs en climat chaud, Rapport OCDE, p.14.

Lebretton P., 1978, "Eco-Logique" Initiation aux disciplines de l'environnement, Inter Ed., Paris , p.99-109.

Lesouef A., Sibony J. et Rogalla F., 13-15 juin 1990, Elimination de l'azote et du phosphore : Etat de l'art et perspectives d'avenir, La Mer et Les Rejets Urbains, Bendor, IFREMER, Actes et colloques 11, p. 53-72.

Martin G., 1985, l'épuration et le traitement des effluents: bactériologie des Milieux aquatiques , volume 2, Ed : Tec et Doc .

Masschelein W. J., 1996, Processus unitaires de traitement de l'eau potable, traduit de l'américain par CHEVROLET H., Ed. CEBEDOC, Liège.

Menanteau Th., Mars 1990, Elimination du phosphore dans les eaux résiduaires par précipitation simultanée alcaline, l'Eau, l'Industrie, les Nuisances, 135.

Michel C. et Jean-Jaque M., Géologie de surface : érosion, transport et stockage dans l'environnement continental 2^{ème} édition, Ed : Dunod .

Narasiah K.S., Morasse C. et Lemay J., 1991, Nutrient removal from aerated lagoons using alun and ferric chloride-acase study, Wat.Sci.Tech., Vol 23, Kyoto, p.1563-1572.

Neveu G., Août 1989, L'eutrophisation : Causes-conséquences-remèdes, Techn'eau, n°11, p.1-10.

- OCDE, 1974, Les procédés de traitement des eaux usées pour l'élimination du phosphore et de l'azote, Paris.
- OMS, 1981, Cours de perfectionnement, Projet Roumanie.
- Oudin L. C., 1990, Quelles méthodes de lutte contre l'eutrophisation en rivière ?, Agence de l'eau Adour Garonne, n°45.
- Philippe. D, 2001, Introduction à la science du sol : sol, végétation, environnement. Ed : Dunod.
- Philippe. R, 1995, Gestion des milieux aquatiques, n°8 : érosion et transports solides en revienne, Tome 1 : guide pour la compréhension des phénomènes.
- Ramade F., 1982, Elément d'écologie – écologie appliquée, Ed.Mc Graw Hill, Paris. p.235-237.
- Ramade F., 2002, Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement, 2^{ème} édition, Ed : Dunod .
- Ramade F., 1998 , Dictionnaire encyclopédique de science de l'eau, Ed : Science international.
- Rampon A., 1990, Erosion hydrique et sédimentation dans les barrages. Informations techniques Cemagref, juin 1990, n° 78 note 6, pp. 1-7.
- Remini. B, 2005, La problématique de l'eau en Algérie, Ed : OPU.
- Remini B., 1997, Envasement des retenues de barrages en Algérie. Importance, mécanismes et moyen de lutte par la technique du soutirage. Thèse de doctorat, Ecole nationale polytechnique d'Alger, mars, 342p.
- Remini B ; Bensafia D. et Nasroun T. ,2015, Impact of Sediment transport of the Chellif River on silting of the Bougezoul reservoir (Algeria), journal of water and land Development, J. Water Land Dev; 2015, No. 24 (I-III), p.35- 40, PL ISSN 1429-7426
- Remini B ; Bensafia et Missoum M. ,2015, Silting of Foug El Gherza reservoir, GeoScience Engineering, volume LXI(2015), No. 1, p.1-9, ISSN 1802-5420
- Remini B., Kettab A., Hihat H. 1995-. Envasement du barrage d'IGHIL EMDA (Algérie). Revue Internationale de l'eau: La Houille Blanche n° 2/3, pp.23-28
- Remini B., Avenard J-M. , Kettab A. , 1996 - Le barrage d'IGHIL EMDA (Algérie) I- Les courants de densité dans la retenue. Les Annales Maghrébines de l'Ingénieur, Tunis, avril, Vol. 10 ., 9 fig., 7 photos, pp.53-67.
- Remini B., Avenard J-M., 1999, La pratique de la technique du soutirage dans les barrages. Revue La Houille Blanche n° 2, pp. 5-6.

- Remini B et Hallouche W ., 2004, Le dragage des barrages. Quelques exemples algériens. Revue Internationale la Houille Blanche n°3, octobre.
- Remini B., 2008, La surélévation des barrages – une technique de lutte contre l'envasement- Exemples algériens. Revue La Houille Blanche, n°5.
- Riley J.P., Chester R. , 1971, Introduction to Marine Chemistry, Academic Press, London.
- Remini B., Avenard J-M. , Kettab A. , 2003, Envasement des barrages, Ed : CEDOC.
- Rivet P., 1981, Guide de la séparation liquide-solide, Société Française de Filtration, éditeur IDEXPO.
- Rodier .J , 1989, l'analyse de l'eau : eaux naturelles , eaux résiduaires , eau de mère, 8^{ème} édition, Ed : Dunod .
- Rolf H. , Dittmar H., Oct. 1998, Bio-élimination améliorée des phosphates dans les eaux usées, EAWAG News, Dübendorf, Suisse.
- Roques H., 1979, Fondements théoriques du traitement biologique des eaux, Vol.II, Technique et Documentation, Paris.
- Saadaoui M., 1991, Erosion et transport solide en Tunisie, impact sur l'infrastructure, Agence national des ressources hydrauliques ; colloque sur érosion de sols et l'envasement des barrages, Alger, 1-3 Décembre.
- Sammut F., Franci G., Rogala F. et Bourdon F., 1992, Phosphorus Removal- the French Approach, ANJOU- Centre de Recherche, Compagnie Générale des Eaux-OTV, Toulouse.
- Sauze F., 1978, Interaction des algues et des autres microorganismes dans les Milieux pollués, article d'industrie alimentaire et agricole.
- Semcha A., 2006, valorisation des sédiments de dragage : application dans le BTP, cas du barrage de Fergoug, thèse de doctorat, Université de Reims, France.
- Soltner D. , 1985, Les bases de la production végétale, le sol- le climat – la plante, tome 1 le sol, 13^{ème} Ed., Collection Sciences et Techniques Agricoles.
- StevenK. D., Gosset J. M., April 1988, Mecanisms of Coagulation with Aluminium Salts, Research and Technology, J.Am.Water Works Assoc.80, 4, p.187.
- StevenK. D., Gosset J. M., Fevrier 1987, Coagulation of OrganicS Suspensions with Aluminium Salt, J.WPCF, 59, 2, p.101-108.
- Stum W. Morgan J.J, 1981, Aquatic Chemistry, Wiley Interscience, New York, II Ed. .
- Tardat -Henry M., 1984, Chimie des eaux, Ed. Le Griffon d'argile Inc.

Thomazeau R., 1981, Stations d'épuration eaux potables – eaux usées, Précis théorique et technologique, Ed. Tech. et Doc.

Touaibia. B, 2002, Transport solide, envasement de barrage cas du bassin versant de l'oued Mina wilaya de Rélizane , thèse de Doctorat, INA ,Alger.

Yeoman S., stephenson,T.et al., 1988, The Removal of Phosphorus During Wastewater Treatment : A Review, Env.Pollut., 49, p.183-223.