

Amélioration de la qualité microbiologique des effluents secondaires par stockage en bassins

Monia Trad Rais⁽¹⁾, Dimitri Xanthoulis⁽²⁾

⁽¹⁾ Laboratoire de Microbiologie. Institut National de Recherches en Génie rural, Eaux et Forêts. B.P. 10. Ariana 2080. (Tunisie).

⁽²⁾ Unité d'Hydraulique agricole. Faculté universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux. Passage des Déportés, 2. B-5030 Gembloux (Belgique). E-mail : xanthoulis.d@fsagx.ac.be

Reçu le 26 janvier 1999, accepté le 15 avril 1999.

Le stockage des effluents secondaires présente un intérêt particulier dans la gestion des ressources en eau. Il constitue un complément de traitement pouvant réduire la contamination microbienne des eaux à un niveau permettant leur utilisation pour l'irrigation de toutes les cultures sans restriction. Pratiqué durant l'hiver, le stockage des eaux usées traitées permet de conserver cette ressource, d'irriguer une plus grande superficie durant la saison sèche et d'augmenter ainsi la production agricole. Des essais de stockage en bassins ont été entrepris au nord-est de la Tunisie. Leur objectif a consisté à déterminer la durée et les conditions de décontamination des effluents secondaires ainsi que les impacts d'un stockage saisonnier sur la qualité des eaux. Les résultats indiquent que la décontamination des effluents se ralentit lorsque la profondeur du bassin augmente. Pour une profondeur inférieure à 150 cm, un abattement des coliformes fécaux de l'ordre de 3 unités log est réalisé en trois jours lorsque la température moyenne des eaux se situe entre 22 et 25 °C ; lorsque cette température évolue entre 25,5 et 28 °C, le même abattement est réalisé en 8 jours. Au-dessous de 20 °C, la décontamination des eaux est considérablement ralentie : pour une température moyenne des eaux située entre 12,5 et 18 °C, l'abattement des coliformes fécaux n'atteint 3 unités log qu'après une rétention de 17 jours dans le bassin. Un stockage saisonnier d'une durée de 2 à 7 mois n'affecte pas la qualité bactériologique des eaux : après décontamination, aucune prolifération des indicateurs bactériens n'est constatée durant le stockage.

Mots-clés. Qualité de l'eau, coliformes fécaux, stockage, recyclage des eaux usées, irrigation, Tunisie.

Microbiological quality improvement of secondary effluent by reservoir storage. Storing secondary effluents is of particular interest for water resource management. It constitutes further treatment which reduces the microbial contamination of water to a level where it can be used for the irrigation of all crops, without restriction. The storage of treated wastewater takes place during the winter, ensuring that such a resource is not lost and enabling a larger area to be irrigated during the dry season, thereby increasing agricultural production. Storage trials in reservoirs were conducted in north-east Tunisia. Their objective was to determine the length and conditions of secondary effluent decontamination as well as the impact of seasonal storage on water quality. The results indicate that the decontamination of effluents slows down with increased reservoir depth. For a depth of less than 150 cm, a reduction of fecal coliforms in the order of 3 log units is attained in 3 days when the average temperature of the water ranges from 22 to 25°C; when this temperature is between 25.5 and 28°C, the same reduction takes 8 days. Below 20°C, decontamination is considerably reduced: for a mean water temperature ranging from 12.5 to 18°C, the reduction of fecal coliforms reaches 3 log units only after a retention time of 17 days in the reservoir. Seasonal storage from 2 to 7 months does not affect the bacteriological quality of water: after decontamination, no proliferation of bacterial indicators occurs during storage.

Keywords. Water quality, fecal coliforms, reservoir storage, water recycling, irrigation, Tunisia.

1. INTRODUCTION

Dans plusieurs pays méditerranéens, l'accroissement démographique et le développement des différents secteurs d'activité économique ont entraîné une augmentation considérable des besoins en eau au cours des dernières années. Les ressources disponibles

étant restées à peu près les mêmes, l'eau est devenue un facteur limitant du développement. Selon des études prospectives, les pressions sur les ressources devraient augmenter et un plus grand nombre de pays seront en difficulté durant les années à venir. Ainsi, en 2025, près de la moitié de la population des pays méditerranéens se trouvera en situation de tension ou

de pénurie d'eau (Plan Bleu, 1997). Dans les pays les plus concernés par l'insuffisance et l'irrégularité des eaux naturelles, l'orientation vers les ressources non conventionnelles s'est déjà imposée. C'est le cas de la Tunisie où les eaux usées traitées ont été introduites comme une ressource complémentaire pour l'agriculture afin de satisfaire les besoins sans cesse croissants de ce secteur. Actuellement, 6 412 hectares sont équipés pour l'irrigation à partir de ces eaux (M.E.A.T, 1996). Au cours des prochaines années, il est prévu d'étendre cette superficie à plus de 20 000 hectares. Le volume d'eau traité actuellement disponible pour l'irrigation est relativement important. Il est d'environ 130 millions de m³. Cependant, la partie effectivement valorisée en agriculture n'excède pas 30 % de ce volume. Ce faible taux de recyclage est principalement dû à la restriction des cultures irriguées ainsi qu'au déséquilibre entre la disponibilité constante de ces eaux et la demande variable de l'agriculture. Un stockage des eaux usées traitées en réservoir durant les mois pluvieux permettrait l'accroissement des volumes disponibles pour l'agriculture durant la saison sèche ainsi que la protection de l'environnement en évitant les rejets dans le milieu naturel.

Dans certains pays, le stockage des effluents en réservoirs est pratiqué depuis de nombreuses années. L'exemple le plus typique est celui d'Israël où plus de 200 réservoirs de capacité variable entre 20 000 et 12 millions de m³ sont fonctionnels (Libhaber, 1990). En Europe, c'est dans les pays du sud et particulièrement dans les zones insulaires que le stockage est parfois intégré dans les systèmes de réutilisation agricole des eaux usées traitées. C'est le cas de l'Espagne où il est pratiqué dans des lagunes profondes à Palma et dans l'île d'Ibiza (Soulie, Trémea-Lancar, 1991). En Italie, des réservoirs de stockage d'effluents de capacité variable, dépassant parfois 50 000 m³, ont été récemment construits en Sicile (Barbagallo *et al.*, 1999).

Partout où ils existent, les réservoirs de stockage ont été conçus et réalisés dans le but de conserver les effluents durant les périodes où leur disponibilité excède les besoins de l'agriculture. Comme les premiers suivis ont mis en évidence un effet bénéfique du stockage sur la qualité des eaux, les travaux relatifs à ce sujet se sont intensifiés au cours des dernières années (Mara, Pearson, 1992 ; Mara *et al.*, 1995 ; Juanico *et al.*, 1995 ; Barbagallo *et al.*, 1999). Selon les résultats disponibles, ces réservoirs seraient capables de produire un effluent conforme à la qualité microbiologique recommandée par l'OMS pour une réutilisation agricole non restrictive. Cette pratique peut donc présenter de grands intérêts en Tunisie où elle a été déjà identifiée (Eau 2000, 1993) comme l'un des moyens les plus économiques d'accroître les ressources en eau.

Les essais de stockage que nous avons entrepris avaient pour objectif l'étude de l'amélioration de la qualité microbiologique des eaux usées traitées en vue de déterminer la durée et les conditions de la décontamination sous les conditions climatiques tunisiennes ainsi que l'impact d'un stockage saisonnier sur les caractéristiques de ces eaux.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

Trois bassins de stockage ont été construits sur une station expérimentale située au nord-est de la Tunisie à 60 kilomètres de la capitale Tunis. Les caractéristiques de ces bassins sont indiquées dans le **tableau 1**.

Différents essais de stockage d'eaux usées ont été effectués dans ces bassins entre juin 1996 et mai 1998. Les eaux usées utilisées sont des effluents secondaires qui proviennent d'une station de traitement par boues activées à moyenne charge, située à 7 km du site expérimental.

Le premier essai a été réalisé dans le bassin C, entre le 12 juin et le 8 juillet 1996. L'objectif consistait à déterminer l'effet de la profondeur du bassin sur la vitesse de décontamination. Des échantillons d'eau ont été prélevés à 10 profondeurs différentes (0, 25, 50, 75, 100, 150, 200, 250, 300 et 350 cm). Les paramètres étudiés sont la température de l'eau, la teneur en oxygène dissous et le nombre des coliformes fécaux (CF).

L'étude de la décontamination des effluents sous conditions climatiques estivales s'est déroulée entre le 15 juillet et le 8 août 1996. L'essai a été conduit dans le bassin B qui contenait une hauteur d'eau de 150 cm. Les niveaux de prélèvement choisis sont : 0, 25, 75 et 100 cm. Les paramètres suivis sont les mêmes qu'au cours du premier essai avec, en plus, un dénombrement des entérocoques (Et).

Pour déterminer la durée de stockage nécessaire à la décontamination des effluents en conditions climatiques hivernales, une expérience a été conduite du 11 novembre au 6 décembre 1996 dans le bassin A. Les prélèvements des échantillons ont été effectués à cinq profondeurs différentes (0, 25, 50, 100 et 150 cm). Les paramètres suivis étaient les mêmes que dans le cas des précédents essais avec, en plus, le pH.

Tableau 1. Caractéristiques des bassins expérimentaux — *Characteristics of experimental reservoirs.*

Bassin	Dimensions L × l (m)	Talus	Volume (m ³)	Profondeur (m)
A	10,7 × 6,3	45°	75	2
B	15 × 10	45°	220	3
C	15 × 10	45°	275	4

Un essai destiné à déterminer l'effet du stockage saisonnier sur la qualité bactériologique des effluents a débuté en septembre 1996 parallèlement dans les bassins B et C. Le bassin B contenait une hauteur d'eau de 120 cm alors que le bassin C était entièrement rempli. Les durées de stockage testées étaient respectivement de 52 et 151 jours. Les prélèvements des échantillons ont été effectués à 4 profondeurs (0, 25,75 et 100 cm) dans le bassin B et à 6 profondeurs allant de 0 à 350 cm dans le bassin C.

Après la période des irrigations de 1997, une autre expérience de stockage saisonnier a été réalisée dans le bassin C. Elle s'est déroulée du 8/10/97 au 8/5/98. Les échantillons d'eau ont été prélevés deux fois par semaine durant les 15 premiers jours puis à une fréquence hebdomadaire jusqu'à la fin de la période de stockage. Ces prélèvements ont été effectués à huit profondeurs différentes allant de 0 à 350 cm.

Lors des expériences de stockage saisonnier, un suivi de la conductivité électrique des eaux a été effectué en plus de tous les autres paramètres précédemment étudiés.

Les prélèvements des échantillons d'eau ont été effectués dans des flacons en verre, d'une capacité de 500 ml, préalablement stérilisés. Les germes indicateurs de contamination fécale ont été dénombrés selon la technique du nombre le plus probable. Pour les coliformes fécaux, les tests présomptifs ont été effectués sur bouillon lactosé et les tests confirmatifs sur bouillon lactosé bilié au vert brillant (Diagnostics Pasteur). Dans le cas des entérocoques, les tests présomptifs et confirmatifs ont été effectués respectivement sur milieu de Rhote et milieu de Litsky (Diagnostics Pasteur). Les températures et les durées d'incubation sont celles décrites dans les normes (NF T 90-413 et NF T 90-411). Pour les paramètres non bactériologiques, les mesures ont été effectuées *in situ*.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. Effet de la profondeur du bassin sur la vitesse de décontamination

La première expérience a duré 26 jours au cours desquels la qualité des eaux stockées a été contrôlée douze fois. Le **tableau 2** présente les résultats de 4 contrôles qui correspondent à des temps de séjour de 2, 5, 13 et 20 jours. Pendant toute la durée de l'expérience, la température de l'eau a évolué entre 21,5 et 31,8 °C. Il faut cependant remarquer que cette variation a concerné essentiellement la surface et que son amplitude devenait très faible lorsque la profondeur dépassait 50 cm. Quant à la teneur des eaux en oxygène dissous, c'est dans les 75 premiers cm que les variations ont été relativement importantes ; à partir d'une profondeur de 150 cm, la teneur des eaux en oxygène dissous devenait faible (souvent inférieure à 1 mg/l) et relativement constante dans le temps.

Les eaux usées véhiculaient initialement $4,3 \times 10^5$ CF/100 ml. Ce nombre a évolué dans le sens d'une baisse mais, cette dernière a été plus ou moins rapide selon l'importance de la profondeur considérée. Le **tableau 2** montre qu'en surface ainsi qu'aux faibles profondeurs, l'amélioration de la qualité bactériologique de l'eau est relativement rapide. Après 5 jours de stockage, l'eau ne véhicule pas plus de 36 CF/100 ml lorsque la profondeur est inférieure à 1 mètre. Ce qui correspond à un abattement de plus de 4 unités log. À partir d'une profondeur de 150 cm, la même eau nécessite une rétention d'une dizaine de jours dans le bassin pour que sa teneur en CF descende en dessous de la limite de 10^3 CF/100 ml. Entre 150 et 350 cm, les coliformes fécaux évoluent d'une façon similaire ce qui s'explique par l'état d'anaérobiose commun à ces profondeurs.

Tableau 2. Évolution des principales caractéristiques des eaux stockées en fonction du temps de séjour et de la profondeur du bassin au cours de la première expérience — *Evolution of the main characteristics of stored waters depending on retention time and depth of reservoir during the first experience.*

Prof. (cm)	TS = 2 jours			TS = 5 jours			TS = 13 jours			TS = 20 jours		
	T	O ₂	CF	T	O ₂	CF	T	O ₂	CF	T	O ₂	CF
0	26,4	18,2	2300	31,8	23,2	29	23,8	5,1	23	28,3	29,6	3
25	25,7	17	2300	27,2	15,2	36	23,7	5	93	26,7	23,3	3,6
50	24,4	11,8	4300	25,5	9,1	29	23,1	3,1	23	26,2	20,8	3,6
75	23,9	9,6	9300	25,1	7,4	29	22,8	1,7	23	25,7	11,4	23
100	23,7	6,8	23000	24,7	3,7	36	22,7	0,5	93	25,2	1,5	23
150	23,3	0,8	15000	23,7	1,4	46000	22,5	0,3	93	23,4	0,1	36
200	23,2	0,3	43000	23,1	1,1	15000	22,4	0,3	230	22,5	0,1	240
250	23,1	0,3	93000	22,8	0,8	24000	22,4	0,3	93	22,3	0,1	23
300	23,0	0,3	43000	22,7	0,4	4300	22,3	0,2	75	22,0	0,1	93
350	22,8	0,2	93000	22,3	0,3	24000	22,1	0,2	430	21,9	0,1	9,3
M	24,0	6,5	32820	24,8	6,3	11346	22,8	1,7	118	24,4	8,7	46

Prof. = profondeur ; TS = temps de séjour dans le bassin ; T = température (°C) ; O₂ = teneur en oxygène dissous (mg/l) ; CF = nombre le plus probable de coliformes fécaux dans 100 ml d'eau ; M = moyenne.

À partir de ces premiers résultats, on peut conclure que l'amélioration de la qualité bactériologique des effluents secondaires par stockage doit être effectuée dans des bassins ayant une profondeur inférieure à 1,5 m. Les conditions d'aérobiose permettent de réduire le temps de séjours dans le bassin. Ce dernier doit être régulièrement curé afin d'éviter l'accumulation de boues et leur impact négatif sur le rendement.

3.2. Effet des conditions climatiques sur la décontamination

3.2.1. Décontamination en conditions estivales. Cet essai s'est déroulé durant la période la plus chaude de l'année avec des températures maximales journalières souvent supérieures à 30 °C. Dans le bassin B, la température des eaux a évolué entre 25,5 et 28,1 °C. Il est bien connu que la décontamination des eaux est favorisée par les températures élevées mais inférieures à 30 °C. Au-delà de cette limite, l'activité photosynthétique des algues est ralentie ce qui affecte le niveau de concentration en oxygène dissous et, par voie de conséquence, le taux d'élimination des indicateurs fécaux. La teneur moyenne des eaux en oxygène dissous a été pour la plupart du temps, supérieure à 6 mg/l, ce qui pourrait s'expliquer par l'important développement d'algues qui a été constaté dans le bassin.

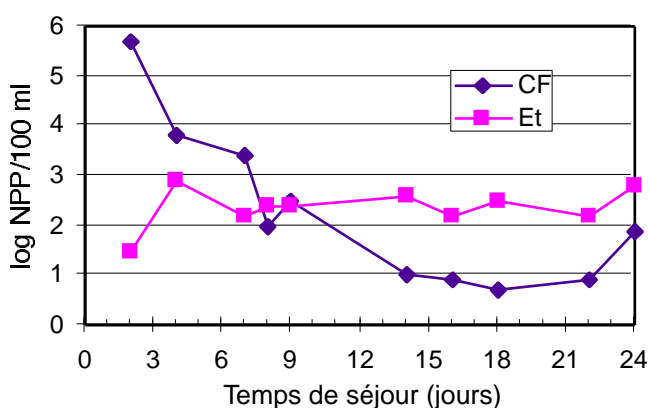
Les quatre profondeurs étudiées se sont caractérisées par des conditions de température et d'aérobiose très rapprochées d'où une évolution similaire de l'état de contamination bactérienne de leurs eaux. La **figure 1** représente l'évolution dans le temps de la teneur moyenne des eaux en indicateurs de pollution fécale. On constate que le nombre moyen des coliformes fécaux devient inférieur à 10^3 bactéries par 100 ml

après une durée de stockage de 8 jours dans le bassin. Cet indicateur continue par la suite son évolution à la baisse. À la fin de la période de suivi, son abattement atteint 4,5 unités log par rapport à la teneur de l'échantillon prélevé lors du remplissage du bassin. Quant aux entérocoques, leur nombre ne subit pas de variations significatives.

3.2.2. Décontamination en conditions hivernales.

Au cours d'un nouvel essai qui a été conduit au début de l'hiver, les différents paramètres ont été contrôlés 10 fois au niveau des différentes profondeurs étudiées. La température moyenne des eaux a varié, durant les 18 premiers jours, entre 12,5 et 18 °C. La teneur moyenne des eaux en oxygène dissous a évolué entre 2,5 et 10,6 mg/l ; cette évolution a été caractérisée par une tendance à l'augmentation en fonction du temps. Quant au pH moyen des eaux, il est passé de 7,8 à 8,5 ce qui correspond à une augmentation de 0,7 unité entre le début et la fin de l'expérience. L'augmentation du pH s'est manifestée dès le début de l'essai. La baisse de la température des eaux et de leur teneur en éléments nutritifs aurait freiné le développement des algues et leur activité photosynthétique à l'origine de l'augmentation du pH (Feachem *et al.*, 1983).

L'évolution de la teneur moyenne des eaux en indicateurs fécaux est représentée dans la **figure 2**. On constate que durant cet essai, les deux indicateurs ont eu un comportement similaire. Leur nombre moyen dans les eaux a baissé progressivement ; il était au-dessous de la limite de 10^3 germes par 100 ml après 9 jours de rétention dans le bassin ce qui correspond à un abattement de 1,9 unités log pour les coliformes fécaux. Cet abattement n'a atteint 3 unités log qu'après un temps de rétention de l'ordre de 17 jours. À la fin de l'essai, le nombre moyen des germes



CF = Coliformes fécaux ; Et = entérocoques.

Figure 1. Évolution des indicateurs fécaux au cours d'un stockage en conditions climatiques estivales — *Evolution of fecal indicators during storage in summer climatic conditions.*

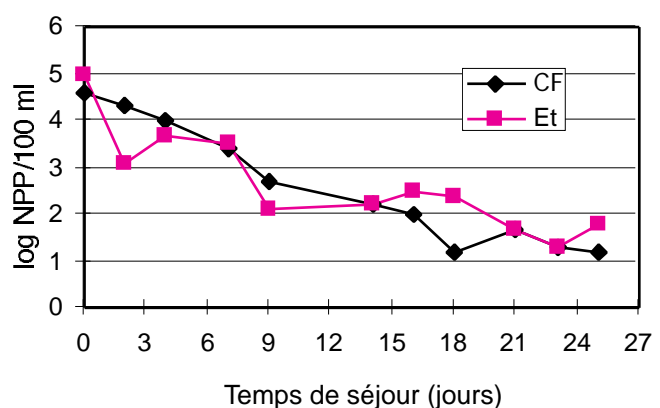


Figure 2. Évolution des indicateurs fécaux au cours d'un stockage en conditions climatiques hivernales — *Evolution of fecal indicators during storage under winter climatic conditions.*

indicateurs dans 100 ml d'eau était de 21 pour les coliformes fécaux et de 66 pour les entérocoques ce qui correspond à des abattements respectifs de 3,4 et de 3,2 unités log.

Les résultats de cet essai prouvent que durant cette période de l'année, les deux indicateurs de pollution fécale présentent des caractéristiques de survie similaires et auraient, par conséquent, la même valeur en tant qu'indicateurs de l'efficacité de traitement. Quant au déroulement de la décontamination des effluents secondaires, la comparaison des **figures 1 et 2** met en évidence un ralentissement de ce processus durant l'hiver. En effet, un abattement des CF de l'ordre de 3 unités log est réalisé en 17 jours sous conditions climatiques hivernales alors qu'en été, ce même abattement est atteint en 8 jours.

La décontamination est considérée comme accomplie lorsque la teneur des eaux en coliformes fécaux devient inférieure à la limite recommandée par l'OMS (WHO, 1989) pour une irrigation non restrictive des cultures. Le respect de cette limite devrait, en principe, garantir l'absence des pathogènes d'origine entérique. Or, des travaux réalisés au cours des dernières années (Townsend, 1992 ; Kfir *et al.*, 1993 ; Trad Raïs, Ben Aïssa, 1998) ont démontré la fragilité de la relation entre le nombre de coliformes fécaux et la présence des salmonelles dans divers milieux. Vu l'importance du rôle que jouent ces bactéries dans la pathologie humaine et animale, il serait souhaitable de ne pas conclure à leur absence sur la base de faibles teneurs en indicateurs fécaux et d'inclure leur recherche dans le contrôle de la qualité des effluents décontaminés.

3.3. Effet du stockage saisonnier sur la qualité bactériologique des effluents.

3.3.1. Essai mené en 1996–1997. Cette expérience a démarré à la fin de l'été 1996 et a été conduite parallèlement dans les bassins B et C. Durant les dix premiers jours, la température moyenne des eaux a varié dans les deux bassins entre 22,6 et 25,7 °C. Un développement très intense de phytoplancton a été constaté dès les premières heures qui ont suivi le remplissage des bassins. Ce développement explique l'état général d'aérobiose qui a caractérisé les eaux des deux bassins dès le premier jour de rétention. En effet, à 350 cm de profondeur, la teneur des eaux en oxygène dissous a varié entre 3,6 et 13 mg/l durant les 10 premiers jours de stockage. Dans le bassin B où la hauteur d'eau est plus faible, les teneurs en oxygène déterminées au fond étaient plus élevées ; elles ont atteint 24 mg/l après une durée de stockage de trois jours. Ces résultats rappellent ceux de Barbagallo *et al.* (1999) qui ont observé, dans un bassin de stockage d'effluents traités, la formation d'une zone

aérobiose ayant une épaisseur proche de 3 m et une concentration en oxygène dissous de plus de 20 mg/l. Au démarrage de l'essai, le pH moyen des eaux était de 7,8 dans le bassin B et de 7,6 dans le bassin C. Ce paramètre a évolué dans le sens d'une augmentation et cette augmentation a été plus rapide dans le bassin le moins profond. Le pH a, en effet, atteint la valeur 9 au bout de 46 jours de stockage dans le bassin C et au bout de 36 jours dans le bassin B. Dans un même bassin, le pH diminuait en fonction de la profondeur. La différence entre le pH des eaux en surface et au fond du bassin a dépassé une unité dans le bassin C alors qu'elle n'a pas dépassé 0,1 unité dans le bassin B. Dans ce dernier, la hauteur d'eau relativement réduite a permis une bonne pénétration de la lumière solaire donc un bon développement de l'activité photosynthétique des algues à travers toute la masse d'eau d'où une augmentation à peu près homogène de l'oxygène dissous et du pH. Ces conditions expliquent l'évolution de la qualité bactériologique des eaux stockées dans les deux bassins (**Figure 3**). La comparaison des résultats obtenus dans les deux bassins permet de constater que l'élimination des coliformes fécaux a été plus rapide dans le bassin B où la hauteur d'eau n'était que de 120 cm. À leur arrivée sur le site expérimental, les eaux véhiculaient $4,3 \times 10^5$ CF/100 ml. Le remplissage des bassins dure plusieurs heures. Au démarrage de la phase de repos, un abattement des CF de 1,3 unité log par rapport au nombre initial est déjà réalisé dans le bassin B. Cet abattement a atteint 3 unités log après 3 jours alors qu'au niveau du bassin C, ce même abattement n'a été réalisé qu'au bout de 7 jours de stockage. Les coliformes fécaux ont continué par la suite leur évolution à la baisse dans les eaux des deux bassins. Au bout d'une vingtaine de jours, leur nombre est inférieur à 100 germes dans 100 ml d'eau. Quant aux entérocoques, leur nombre dans les eaux du bassin B a accusé une légère baisse au cours de la première semaine puis il s'est maintenu longtemps fluctuant entre 1,5 et 3 unités log. Après 50 jours de stockage, l'abattement réalisé dans ce bassin était de 1 log. Dans le bassin C, la teneur moyenne des eaux en entérocoques n'a diminué d'une façon significative qu'au bout d'une centaine de jours. Ces résultats confirment la grande résistance de ces germes et leur longue survie dans le milieu extérieur, bien connues depuis longtemps (Geldreich, 1976 ; Jawson *et al.*, 1982). À la fin de l'essai, l'abattement des entérocoques dans le bassin C a été de 3,3 unités log.

Entre le début et la fin de l'essai, la conductivité électrique moyenne des eaux a augmenté de 0,09 mS/m dans le bassin B, ce qui est négligeable. Dans les eaux du bassin C, ce paramètre a augmenté d'une façon régulière durant la première moitié de la période de stockage : après 77 jours l'augmentation a

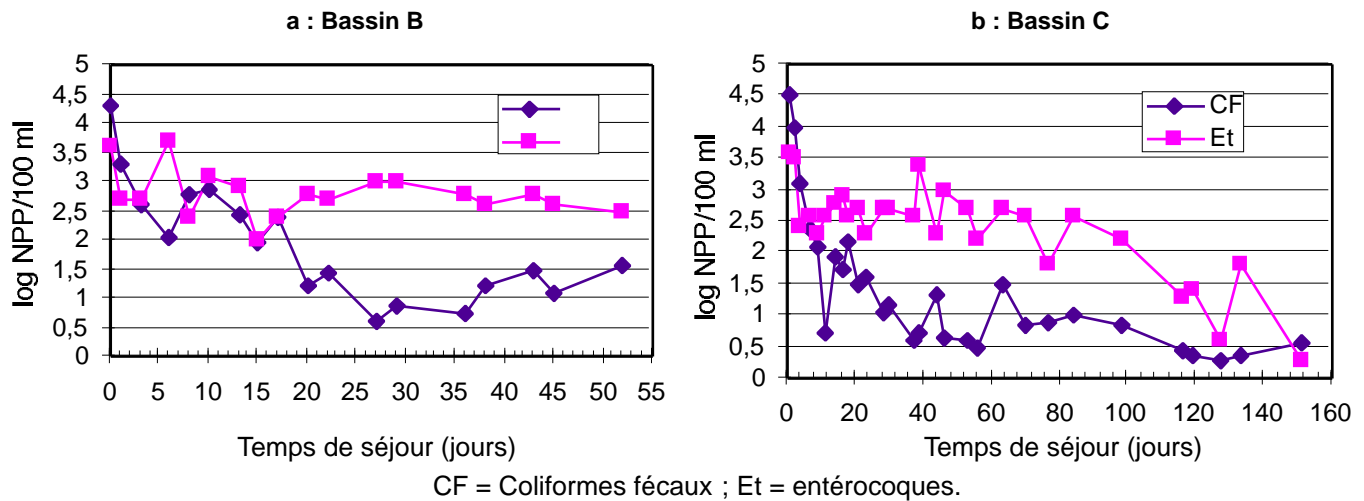


Figure 3. Évolution des indicateurs fécaux au cours d'un stockage saisonnier des effluents — *Evolution of fecal indicators during seasonal storage of effluents.*

atteint 0,28 mS/m puis, avec l'arrivée des pluies hivernales, la conductivité a de nouveau baissé. À la fin de la période de suivi, ce paramètre avait sensiblement regagné son niveau initial.

3.3.2. Essai mené en 1997–1998. C'est le plus long essai de stockage d'effluent qui a été mené sur ce site expérimental (8/97 à 5/98, bassin C). La **figure 4** représente les profils verticaux des températures, de la teneur en oxygène dissous et du pH à trois dates différentes (8/10/97, 6/1/98 et 8/5/98). Ces dates correspondent à des temps de séjour respectifs de 1, 91 et 213 jours.

Au démarrage de l'essai, la température était relativement homogène à travers la masse d'eau et se situait autour de 25 °C. Durant l'automne et le printemps, un gradient de température s'est développé dans le bassin ; à la fin de la période de stockage, la différence de température entre les niveaux de surface et à la profondeur de 350 cm a dépassé 6 °C. La teneur en oxygène dissous était inférieure à 1 mg/l dans toute la masse liquide au début de la période de stockage puis, avec l'établissement de l'activité photosynthétique, une zone aérobie s'est progressivement différenciée dans la partie supérieure du bassin. Dans les profondeurs supérieures à 150 cm, la teneur en oxygène dissous est restée le plus souvent inférieure à 1 mg/l. Cependant, nous avons constaté que durant la période la plus froide, lorsque le gradient de température faiblit, les eaux profondes s'enrichissaient en oxygène dissous. Le profil vertical de ce paramètre au 6/1/98 (**Figure 4**) illustre cette tendance et montre que même durant cette période froide, l'état d'aérobiose reste meilleur dans la moitié supérieure du bassin. Quant au pH moyen des eaux, il a augmenté de 1,08 unités entre le début et la fin de l'essai. Cette

augmentation est favorable à la décontamination des eaux puisqu'il a été démontré que les valeurs de pH approchant 9 ou plus augmentent la mortalité des coliformes fécaux (Pearson *et al.*, 1987). Durant les périodes caractérisées par un fort développement d'algues, un gradient de pH apparaissait à travers la masse d'eau. Ce phénomène a été signalé par Barbagallo *et al.* (1999) qui ont constaté une différence de pH proche de deux unités entre la surface et le fond d'un bassin de stockage d'effluents traités ayant 5 m de profondeur. Les données relatives à la conductivité électrique des eaux n'ont pas été représentées car elles ne traduisent pas une importante variation de ce paramètre. Cependant, on a constaté que les valeurs correspondant à 350 cm de profondeur étaient légèrement plus élevées que celles mesurées en surface, ce qui tend à confirmer les résultats d'autres auteurs (Barbagallo *et al.*, 1999) qui ont mis en évidence la formation d'un léger gradient de salinité dans les réservoirs de stockage des effluents. L'augmentation de la conductivité électrique moyenne des eaux entre le début et la fin de l'expérience a été plutôt faible (inférieure à 1 mS/m). L'effet des pertes d'eau par évaporation sur la salinité serait donc globalement compensé par les précipitations hivernales.

La **figure 5** représente l'évolution de la teneur moyenne des eaux en indicateurs fécaux au cours de cette expérience. On constate que les coliformes fécaux ont diminué rapidement. En effet, leur nombre moyen a atteint 13 germes dans 100 ml après 6 jours de rétention. Le niveau de contamination des eaux par ces germes est resté par la suite très faible (souvent inférieur à 10 CF/100 ml). Le nombre moyen des entérocoques a également baissé durant la période de stockage mais, comme dans le cas des essais

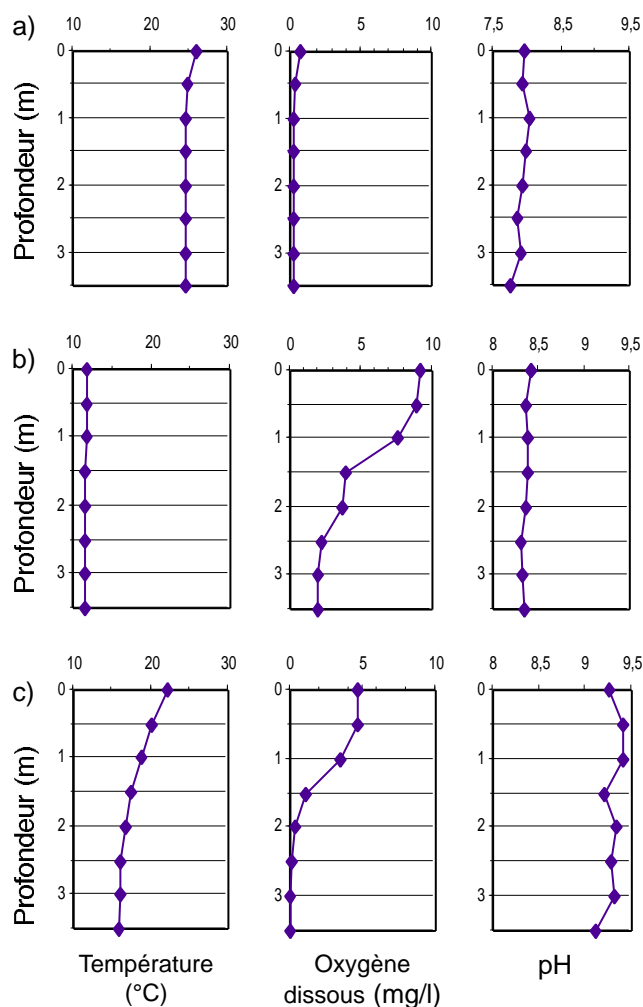


Figure 4. Profils verticaux de la température, de l'oxygène dissous et du pH dans le bassin C à trois date : a) 8/10/97, b) 6/1/98, c) 8/5/98 — Vertical profiles of temperature, dissolved oxygen, and pH in reservoir C on three dates: a) 8/10/97, b) 6/1/98, c) 8/5/98.

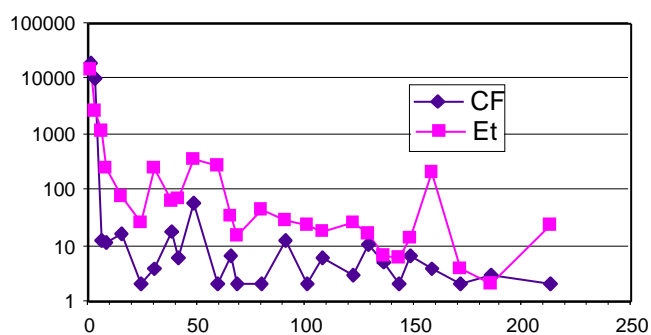


Figure 5. Évolution des indicateurs fécaux au cours de la dernière expérience de stockage saisonnier des effluents — Evolution of fecal indicators during the last experience of seasonal storage of effluents.

précédents, la baisse a été moins rapide et moins importante que celle des coliformes fécaux. Bien que les teneurs initiales des eaux en ces deux indicateurs fussent rapprochées, le nombre moyen des entérocoques est resté durant toute la période de stockage supérieur à celui des coliformes.

Les résultats relatifs à l'évolution des indicateurs bactériens au cours des dernières expériences prouvent que le stockage prolongé en bassin a un effet bénéfique sur la qualité bactériologique des eaux. En effet, la teneur moyenne des eaux en germes fécaux continue à évoluer dans le sens d'une baisse pour atteindre des valeurs qui se situent autour de la limite de détection de la méthode analytique utilisée. Ces résultats rappellent ceux d'autres travaux qui ont démontré que le stockage saisonnier des eaux usées entraînait une amélioration de leur qualité bactériologique. En Israël, le stockage saisonnier des effluents dans un réservoir ayant une capacité de 700 000 m³ et une profondeur de 13 m entraîne un abattement des coliformes fécaux de l'ordre de 1 à 2 unités log (Soulie, Tremea Lancar, 1991). Dans un autre réservoir qui a une capacité de 12 millions de m³ et une profondeur de 10 m, les effluents secondaires contiennent après stockage saisonnier 10² coliformes fécaux dans 100 ml ce qui correspond à un abattement de l'ordre de 3 unités log par rapport au nombre de ces germes dans les eaux qui arrivent au réservoir (Libhaber, 1990). Selon des informations plus récentes, le stockage saisonnier des effluents peut entraîner un abattement des coliformes fécaux de plus de 5 unités log lorsqu'il est effectué dans un réservoir bien conçu et bien géré (Juanico, 1995). Quant à la durée de la décontamination, Mara *et al.* (1995), obtenaient des teneurs en coliformes fécaux inférieures à 10³/100 ml après un stockage des eaux usées durant 2 à 3 semaines lorsque la température dans les bassins est de 24–27 °C. Ces différences par rapport à nos résultats peuvent s'expliquer par la profondeur des bassins et par la qualité initiale des eaux. Ces auteurs ont en effet effectué leurs expériences dans des bassins de 6 mètres de profondeur et avec des eaux contenant de 3,2 × 10⁵ à 1,3 × 10⁶ CF/100 ml. Les effluents secondaires utilisés dans nos essais présentaient des teneurs plus faibles en coliformes fécaux. De ce fait, la décontamination a été généralement plus rapide dans le cas de nos essais. Nos résultats montrent que la décontamination des eaux au début et à la fin de l'été est plus rapide qu'en pleine campagne estivale, ce qui signifie que des températures de l'eau situées entre 20 et 25 °C seraient plus favorables à l'élimination des coliformes fécaux que celles situées entre 25 et 30 °C. Ainsi, dans le cas des essais réalisés dans le bassin B sur des hauteurs d'eau inférieures à 150 cm, un abattement des coliformes fécaux de l'ordre de 3 unités log a été

réalisé après 8 jours en juillet lorsque la température des eaux se situait entre 25,5 et 28 °C, alors que ce même abattement a été réalisé en 3 jours à la fin de l'été, c'est-à-dire pour une température moyenne des eaux située entre 22,5 et 25 °C.

4. CONCLUSIONS

Au cours des différents essais réalisés avec des effluents secondaires provenant d'une station d'épuration par boues activées, il a été possible de réduire la charge bactérienne de ces eaux jusqu'à une limite compatible avec une utilisation agricole non restrictive selon les recommandations de l'OMS, moyennant une rétention de 3 à 17 jours dans un bassin. La rapidité de l'élimination des coliformes fécaux véhiculés par ces eaux dépend essentiellement de la profondeur du bassin et des conditions climatiques.

Lorsque le séjour des eaux s'effectue dans un bassin profond, il y a développement de deux étages : un étage aérobie où la décontamination est rapide et un étage anaérobie où l'élimination de la pollution d'origine microbiologique est beaucoup plus lente. Ce ralentissement est constaté à partir de 150 cm de profondeur. Pour cette raison, il est recommandé de réduire la profondeur des bassins destinés au traitement complémentaire des effluents ; cela permettra de réduire le temps de séjour nécessaire au traitement.

La plupart des effluents secondaires traités par boues activées dans les stations d'épuration tunisiennes véhiculent entre $4,4 \times 10^4$ et $5,5 \times 10^5$ coliformes fécaux dans 100 ml (Trad Raïs, 1995). Afin que ces eaux puissent être utilisées pour l'irrigation de toutes les cultures, un abattement des coliformes fécaux de l'ordre de 3 unités log est requis. Les résultats obtenus au cours des différentes expériences indiquent que dans un bassin de profondeur inférieure à 150 cm, un tel abattement est réalisé en 3 jours lorsque la température des eaux se situe entre 22 et 25 °C. Les températures plus élevées ne semblent pas favoriser la décontamination des eaux. En effet, le temps de séjour nécessaire à réaliser cet abattement s'étend à 8 jours lorsque la température des eaux évolue entre 25,5 et 28 °C. Dans des conditions climatiques qui correspondent au début de l'hiver c'est-à-dire pour une température moyenne des eaux évoluant entre 12,5 et 18 °C, la teneur moyenne en coliformes fécaux a été réduite à moins de 10^3 CF par 100 ml en une dizaine de jours, ce qui correspond dans le cas de l'expérience à un abattement de 1,9 unités log ; cet abattement n'a atteint 3 unités log qu'après une rétention de 17 jours dans le bassin.

Un stockage saisonnier ayant une durée de 52 à 213 jours n'affecte pas la qualité bactériologique des

eaux. Après la décontamination, le nombre des indicateurs fécaux se maintient à un niveau proche de la limite de détection de la méthode analytique utilisée ; aucune prolifération ne se produit pendant la durée de stockage. Le degré de salinité des eaux stockées ne subit pas de changements appréciables. Les pertes d'eau par évaporation seraient, dans le cas de nos expériences, globalement compensées par les précipitations hivernales.

La comparaison des résultats obtenus sur les deux indicateurs bactériens de pollution fécale montre qu'en conditions hivernales, ces deux indicateurs ont un comportement similaire alors qu'en été, les streptocoques fécaux ont une plus longue persistance dans les eaux par rapport aux coliformes fécaux.

Bibliographie

- Barbagallo S., Cirelli GL., Giammanco G., Indelicato S., Pignato S. (1999). Wastewater storage in reservoir. In *Deficit irrigation and use of non conventional water*. Document pédagogique, Programme NATURA, Projet NECTAR. Firenze, Italy: Università Degli Studi di Firenze, Dipartimento di Ingegneria Agraria e Forestale.
- Eau 2000, (1993). Ministère de l'Agriculture, DGETH, AGRAR-UND HYDRAUTECHNIK GMBH, GWK, COYNE ET BELLIER, CNEA (1993) - Economie d'eau 2000. Stratégie de gestion d'eau. Tunisie, 152 p.
- Feachem RG., Bradley DJ., Garelick H., Mara DD. (1983). *Sanitation and disease: Health aspects of excreta and wastewater management*. New York: John Wiley.
- Geldreich EE. (1976). Fecal coliform and fecal *Streptococcus* density relationships in waste discharges and receiving waters. *Crit. Rev. Environ. Control* 6, p. 349–369.
- Jawson MD., Elliott LF., Saxton KE., Fortier DH. (1982). The effect of cattle grazing on indicator bacteria in runoff from a Pacific northwest watershed. *J. Environ. Qual.* 11 (4), p. 621–627.
- Juanico M., Friedler E. (1995). The performance of batch stabilization reservoirs for wastewater treatment in Israel. Angelakis A. (Ed) *In Second international symposium on wastewater reclamation and reuse. Iraklio, Crete, Greece. October 17-20, 1995. Symposium reprint book 1*. p. 245–255
- Kfir R., Burger JS., Idema GK. (1993). Detection of *salmonella* in shellfish grown in polluted seawater. *Water Sci. Technol.* 27, (3–4), p. 41–44.
- Libhaber M. (1990). Wastewater treatment for agricultural reuse in Israel. PNUE : Réutilisation agricole des eaux usées dans la région méditerranéenne. *MAP Technical Reports Series* 41. Split, Yugoslavia: UNEP. Priority Actions Programme. Regional Activity Centre.
- Mara DD., Pearson HW. (1992). Sequential batch-fed effluent storage reservoirs: a new concept of wastewater

- treatment prior to unrestricted crop irrigation. *Water Sci. Technol.* **26** (7/8), p. 1459–1464.
- Mara DD., Pearson HW., Oragui JI., Cawley L. (1995) Sequential batch-fed effluent storage reservoirs: Microbiological and physicochemical performance for unrestricted crop irrigation. In *Second international symposium on wastewater reclamation and reuse. Iraklio, Crete, Greece. October 17-20, 1995. Symposium reprint book 1.* p. 207–210.
- M.E.A.T. (1996). Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire. L'état de l'environnement. Rapport national, Tunisie, 117 p.
- NF T 90–411 (1989). *Recherche et dénombrement des streptocoques du groupe D. Méthode générale par ensemencement milieu liquide (NPP).* Octobre 1989. Norme française.
- NF T 90-413 (1985). *Recherche et dénombrement des coliformes thermotolérants. Méthode générale par ensemencement en milieu liquide (NPP).* Norme française. Octobre 1985.
- Pearson HW., Mara DD., Mills SW., Smallman D. (1987). Physico-chemical parameters influence faecal bacteria survival in waste stabilization pond. In *International Conference on Waste Stabilization Pond.* Lisbon: National Laboratory of Civil Engineering.
- Plan Bleu pour la Méditerranée (1997). *L'eau en région méditerranéenne. Situations, perspectives et stratégies pour une gestion durable de la ressource.* Sophia Antipolis, France : Centre d'Activités régionales (CAR/PB) Juillet 1997.
- Soulie M., Tremea L. (1991). *Technologie pour le traitement et la réutilisation des eaux usées dans le bassin méditerranéen.* 3^{es} Rencontres de l'Agence Régionale pour l'Environnement Provence – Alpes – Côte d'Azur : 25–27 Sep. 1991. Le Tholonet, France, 142 p.
- Townsend SA. (1992). The relationships between salmonellas and fecal indicator concentrations in 2 pools in the Australian wet dry tropics. *J. Appl. Microb.*, **73** (2) p. 182–188.
- Trad Rais M. (1995). Charge bactérienne des eaux usées tunisiennes avant et après traitement d'épuration. *J. Eur. Hydrol.* 1995, **26**, 3, p. 317–326.
- Trad Rais M., Ben Aïssa R. (1998). Contamination bactérienne des boues d'épuration utilisées à des fins agricoles en Tunisie. *J. Eur. Hydrol.* **28** (3) p. 339–354.
- WHO (1989). *Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture.* Technical report series 778. Geneva: World Health Organization

(20 réf.)